

0/H.12233

C19e

919

13/2/8

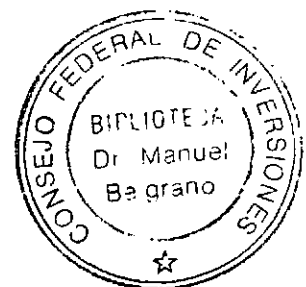
86000001

46194

**PROVINCIA DE TIERRA DEL FUEGO  
CONSEJO FEDERAL DE INVERSIONES**

**Evaluación del Estado de Invasión de  
*Hieracium pilosella* en Pastizales –  
Región del Ecotono**

**Informe Final**



**- Febrero 2008 -**

## **AUTORIDADES**

Gobernadora de la provincia de Tierra del Fuego e Islas del Atlántico sur  
Sra. María Fabiana Ríos

Ministerio de Economía  
CPN Eugenio César Sideris

Secretaría de Desarrollo Sustentable y Ambiente  
Dr. Nicolás Juan Lucas

Secretario General del Concejo Federal de Inversiones (CFI)  
Ing. Juan José Ciacara

Dirección de Recursos Financieros del CFI  
Ing. Ramiro Otero

## **EQUIPO TÉCNICO**

Área Técnica Provincial. Dirección de Recursos Naturales  
Ing. Agr. Rubén Cerezani  
Ing. Agr. Víctor Canalis

Área técnica del CFI Sistemas Productivos Regionales  
Ing. Agr. Oscar González Arzac  
Ing. Agr. María Eugenia Gallego

Área técnica del SENASA  
Ing. Agr. Horacio Pico  
Ing. Agr. Cecilia García Sampedro

## Autores

Ing. Agr., Dr., Pablo A. Cipriotti (MACN-FAUBA)  
Ing. Agr., M.Sc., Marta Collantes (MACN)  
Lic. Ruth Rauber (MACN)  
Lic. Celina Escartín (MACN)  
Lic., M.Sc., Karen Braun (MACN)  
Ing. Agr. Enrique Livraghi (INTA)

## Índice General

Resumen.....	1
Introducción.....	2
Metodología.....	8
Resultados.....	16
Conclusiones.....	56
Bibliografía.....	57
Anexo fotográfico.....	61
Anexo estadístico.....	69

## Índice de Cuadros y Figuras

Cuadro 1.....	48
Figura 1.....	9
Figura 2.....	13
Figura 3.....	16
Figura 4.....	17
Figura 5.....	18
Figura 6.....	18
Figura 7.....	19
Figura 8.....	20
Figura 9.....	21
Figura 10.....	25
Figura 11.....	29
Figura 12.....	30
Figura 13.....	35
Figura 14.....	40
Figura 15.....	41
Figura 16.....	42
Figura 17.....	43
Figura 18.....	44
Figura 19.....	45
Figura 20.....	50
Figura 21.....	51
Figura 22.....	51
Figura 23.....	51
Figura 24.....	52

Figura 25.....	53
Figura 26.....	54
Figura 27.....	54

## RESUMEN

*Hieracium pilosella* L. es una maleza de campos ganaderos reconocida a nivel mundial. Esta maleza es capaz de reemplazar especies forrajeras reduciendo la capacidad productiva de pastizales naturales y pasturas, atentado contra la sustentabilidad económica y ecológica de estos ecosistemas. En este trabajo se estudió la distribución y abundancia de *Hieracium pilosella* en la región agroecológica del Ecotono de la provincia de Tierra del Fuego. Durante 10 meses de trabajo se realizaron relevamientos a campo, se evaluó la factibilidad técnica de la aplicación de control biológico a partir de la experiencia chilena y se evaluaron ensayos para estudiar el rol de los disturbios y la cobertura de suelo desnudo sobre la colonización y las posibilidades de manejo en sitios específicos invadidos. Los principales resultados indican que *Hieracium pilosella* se halla presente en la región del Ecotono, pero con menor frecuencia y abundancia que la observada en la región de la Estepa. Actualmente, la ocurrencia de la maleza es muy baja (<0.09 %) en comparación con la zona de la Estepa (70%). Respecto de la distribución, los manchones se hallaron restringidos principalmente a áreas disturbadas tales como banquinas de rutas complementarias, caminos rurales, picadas de arreo, corrales de animales y potreros de chacra. Prácticamente no se observaron invasiones bajo el dosel del bosque, salvo en situaciones de disturbio por extracción o claros naturales. Respecto de la aplicación de control biológico como alternativa de manejo, esta es una técnica que puede ser utilizada como complemento de otras herramientas, dado el estado reciente de esta invasión y que requiere de mayor evaluación a campo aún para su aplicación. Por otro lado, los ensayos agronómicos indicaron que es posible reducir la cobertura de esta maleza a mediano plazo, a través de exclusiones estratégicas del pastoreo y fertilizaciones (P/N) e inter-siembras con especies adaptadas a la zona (tréboles, pasto ovillo). Además, los herbicidas ensayados mostraron un buen control de la maleza mediante la aplicación local, a pesar de la aparición de rebrotes al año, reduciendo más de un 70 % la cobertura.

## INTRODUCCIÓN

Las **invasiones biológicas** representan un problema de actualidad global (Drake *et al.*, 1989). En diferentes ecosistemas alrededor del mundo se han reportado invasiones de organismos exóticos que causan problemas e interfieren con diversas actividades productivas del hombre (Vitousek y Walker, 1989; Vitousek *et al.* 1994, 1997). Durante los últimos siglos, el incremento de las actividades comerciales y el transporte de las sociedades modernas a escala mundial, trajo aparejado un aumento en la dispersión de organismos fuera de su lugar de origen (Drake *et al.*, 1989). Si bien son una minoría las especies que prosperan y efectivamente se transforman en invasores exitosos, el conjunto de especies dispersadas antrópicamente ha crecido respecto de hace 500 años. Los **pastizales** son ecosistemas particularmente susceptibles a las invasiones biológicas (Mack, 1989), dado el alto grado de disturbios vinculado con la agricultura y la ganadería. En el mismo sentido, las islas representan ecosistemas vulnerables al ingreso de organismos exóticos por su relativa condición de aislamiento genético / evolutivo respecto de los continentes (Drake *et al.*, 1989). Dentro de este contexto, los pastizales de la isla grande de Tierra del Fuego tienen el potencial de ser ecosistemas susceptibles a la llegada de organismos exóticos como puede ser el caso de la invasión de *Hieracium pilosella* L.

La principal actividad agropecuaria de la región de la Estepa y de gran parte de la región del Ecotono de la Isla Grande de Tierra del Fuego es la **ganadería extensiva ovina**, la que se basa fundamentalmente en los pastizales naturales. Para mantener una explotación sustentable a largo plazo es de suma importancia conocer los factores que contribuyen a mantener el valor forrajero de dichos pastizales. Por lo tanto, las invasiones biológicas representan una amenaza a la biodiversidad y a los procesos de los ecosistemas, que se traducen directamente en consecuencias económicas, como la pérdida de campos de pastoreo (Mack *et al.*, 2000). La dominancia de plantas de baja palatabilidad dada por las invasiones puede llevar entonces a una **pérdida de la capacidad de carga** de estos agro-ecosistemas.

*Hieracium pilosella* es una especie perteneciente a la familia *Asteraceae*, originaria de Europa y oeste de Asia (Bishop y Davy, 1994). Las especies del género *Hieracium* son **reconocidas invasoras de pastizales** a nivel mundial. Esta especie es un formidable competidor fuera de su hábitat natural (Bishop y Davy 1994) debido a que es capaz de cubrir rápidamente los espacios de suelo desnudo y formar manchones gracias a sus variadas formas de reproducción: estolones y semillas dispersadas por el viento y adheridas a la ropa, pelo, plumas y otros vehículos (Carson, 1995) y la presencia de metabolitos secundarios de posibles efectos fitotóxicos (Bishop y Dany 1994). *Hieracium pilosella* ha invadido tierras utilizadas para la ganadería en Nueva Zelanda (Krahulcova *et al.*, 1999; Makepeace, 1981; Treskonova, 1991; Rose, 1998), Estados Unidos (Vander Kloet 1978; Voss y Böhlke 1978; Carson, 1995) y Chile (N. Covacevic, Estación Kampenaike, Pta. Arenas, com. pers.). En Nueva Zelanda, se reportó por primera vez en 1878 (Allan, 1924; Webb *et al.*, 1988) pero recién comenzó a expandirse rápidamente luego de 1950 y en poco tiempo fue considerada una maleza grave (Connor, 1964; 1965; 1992). Se cree que una de las causas sería debido a la presencia de praderas degradadas por sobrepastoreo doméstico (Rose *et al.*, 1995). En Estados Unidos, ha sido designada dañina en Idaho y otros estados, afectando principalmente a pasturas y praderas (Carson, 1995). En el área magallánica de Chile se la describió como invasora en el año 1987 y la situación actual es crítica (Covacevic, 2001).

En distintos puntos de la Patagonia Austral Argentina existen antecedentes que documentan la presencia de *Hieracium pilosella*. Hace alrededor de 10 años la Ing. Agr. Marta Collantes (datos no publicados) observó un progresivo aumento de dicha maleza en sitios puntuales de la estepa Fueguina. En monitoreos realizados en la estancia María Behety se registró un aumento del 107% de su cobertura en un lapso de tres años (1995 a 1998, Rauber *et al.* 2005; 2007). En la zona norte de la estepa se la ha encontrado formando grandes manchones en sitios que habían sido previamente arados e implantados con pasturas. En general, se asoció su presencia con el suelo desnudo producido tanto por el pisoteo de los ovinos como por técnicas de labranza usadas en forma esporádica (E. Livraghi, INTA Río Grande, com. pers.).

En un proyecto llevado adelante por este mismo equipo de trabajo durante 2005/06, financiado por el Consejo Federal de Inversiones para la región ecológica



de la Estepa Fueguina, se observó que *Hieracium pilosella* tiene potencial para convertirse en un problema severo en la isla. Actualmente, la cobertura regional de la maleza es muy baja (< 3%) sin embargo la variabilidad espacial es grande (CV 200%) y la especie invasora se encuentra ampliamente diseminada (constancia 70%). Si bien no se encontraron relaciones entre la cobertura relativa de la invasora y el grado de pastoreo, aparecieron relaciones más evidentes con determinadas comunidades vegetales: matorrales, coironales y pastizales de pastos cortos y con sitios con historias de disturbios conocida, tales como remoción de mata negra, implantación de pasturas u otros tipos de disturbios del suelo.

La velocidad de expansión de una invasión dentro de una región está fuertemente influenciada por aspectos intrínsecos de la especie invasora, como de la heterogeneidad de los ambientes en los que se disemina (Levine et al. 2004, Hastings et al. 2005). En otras palabras, una vez que una especie invasora ingresa en una región puede tener diferentes tasas de avance de acuerdo a la variabilidad ambiental, de comunidades vegetales, historia de disturbios, etc.; dado que diferentes ambientes varían en su "invasibilidad" o permeabilidad a la invasión (Levine et al. 2004).

La Isla Grande de Tierra del Fuego presenta tres regiones agro-ecológicas bien distintas, definidas claramente por un gradiente de precipitaciones y temperatura Nordeste-Sudoeste (300-600 mm anuales) que afecta la disponibilidad de agua para las plantas, con marcadas diferencias en las comunidades vegetales dominantes (Collantes et al. 1985, 1999), y acompañado por cambios en el tipo de suelo, paisaje y uso de la tierra entre otros aspectos. En la región de la Estepa, dominan las comunidades de pastizales y matorrales (con grandes diferencias internas) sobre paisajes moderadamente ondulados con una red hidrográfica más simple, con precipitaciones anuales promedios que oscilan entre 300-450 mm y una temperatura media anual de 5,4 °C y con temperaturas medias mensuales para enero de 10°C y de 0°C para julio, con campos ganaderos de grandes extensiones (> 10.000 ha). Mientras que en la región del Ecotono, aparecen zonas dominadas por bosques de lenga y ñire (también con características internas muy distintas), en áreas más húmedas con precipitaciones medias anuales que oscilan entre 500-700 mm, mayor ocurrencia de nevadas y paisajes más elevados, con relieves más

ondulados y con una red hidrográfica más compleja y donde coexiste más de una actividad productiva: la ganadería (vacuna y ovina), la explotación del bosque nativo y de turberas sobre generalmente explotaciones más pequeñas (< 10.000 ha) alternando con áreas de reserva natural (Corazón de la Isla). La heterogeneidad del paisaje, clima, suelos y vegetación entre otros aspectos a escala regional, más las diferencias propias del proceso de invasión en una y otra región, y la incidencia del aporte de propágulos de poblaciones de la maleza ya establecidas en Chile, deberían evidenciarse en diferencias en el estado actual de las poblaciones de *Hieracium pilosella* en el Ecotono respecto de la Estepa.

La ganadería ovina de Tierra del Fuego puede verse amenazada en el mediano o largo plazo por la invasión de *H. pilosella*, dado por el reemplazo de especies nativas de alto valor forrajero de los pastizales naturales. Experimentos de corte foliar que simulan el pastoreo han demostrado que éste tiene poco efecto sobre *H. pilosella* debido a su crecimiento postrado, el que impide que los mamíferos herbívoros puedan alimentarse de sus hojas (Lamoureaux *et al.*, 2003). El crecimiento y la expansión de la invasión puede llevar a una pérdida de la biodiversidad y a un empobrecimiento forrajero del sistema (Carson, 1995), amenazando la sustentabilidad de la producción ganadera. Toda esta situación ha sido vista con preocupación por las autoridades locales (AER INTA Río Grande, Subsecretaría de Recursos Naturales provincial), nacionales (SENASA) y por los productores. De todo lo expuesto surge la necesidad de evaluar el grado de invasión de *H. pilosella*, en las regiones ganaderas más importantes de la isla [Estepa (proyecto anterior) y Ecotono], y de analizar posibles formas de manejo, dado que la detección temprana de una especie invasora reduce los costos y el tiempo necesario para su control, incrementando la posibilidad de su erradicación (Anderson *et al.*, 1993; Rejmánek y Pitcairn, 2002).

Las posibilidades de control y manejo de la invasión de *Hieracium pilosella* conocidas hasta el momento, varían desde el uso de herbicidas, la inter-siembra de pasturas, fertilizaciones, hasta técnicas de control biológico. Los resultados preliminares de los ensayos realizados en el proyecto anterior para la zona norte de la Estepa (Ea. Cullen) indicaron que es posible reducir la cobertura de esta maleza a través de exclusiones estratégicas del pastoreo y fertilizaciones (P/N) e inter-

siembras con especies adaptadas a la zona (tréboles, pasto ovillo), pero sobre todo en lugares húmedos o durante años húmedos. Además, los herbicidas ensayados (glifosato y 2,4 D) mostraron un buen control de la maleza mediante la aplicación local, a pesar de la aparición de rebrotes al año, reduciendo más de un 70 % la cobertura aérea basal. También en Nueva Zelanda, investigaron la posibilidad de controlar la maleza mediante tratamientos de inter-siembra de pasturas y fertilización, dando buenos resultados en determinadas combinaciones de ambos tratamientos en el mediano plazo (Scott et al., 1990). En la isla de Tierra del Fuego en el sector Chileno, ensayos realizados con Picloram (Covacevic com. personal), 2,4 D y glifosato también demostraron ser efectivos en el control a corto plazo de manchones tratados puntualmente. Más recientemente, en algunos sitios de Nueva Zelanda y Chile se está evaluando la posibilidad de control biológico mediante microhimenópteros dada la extensión espacial que ha alcanzado la invasión.

En el presente informe final se resumen todas las actividades realizadas durante 10 meses de trabajo en el marco del proyecto "Evaluación del Estado de Invasión de *Hieracium pilosella* en Pastizales – Región del Ecotono" y se presentan los resultados definitivos. Durante este período se desarrollaron las siguientes tareas:

1. Relevamiento de la región ecológica del Ecotono en la isla grande de Tierra del Fuego para la caracterización de la distribución y abundancia actual de la especie *Hieracium pilosella*.
2. Evaluación de la factibilidad de técnicas de control biológico para el manejo de la invasión de *Hieracium pilosella* en la zona de estudio: Capitalización de la experiencia chilena.
3. Seguimiento de ensayos experimentales para evaluar respuestas a mediano plazo de:
  - 3.1. Posibilidades de manejo agronómico de la especie invasora en condiciones contrastantes de pastoreo.

3.2.El papel de la remoción de la vegetación y el suelo desnudo sobre la expansión de la invasión.

4. Herborización de nuevos ejemplares de *Hieracium spp.* en el Ecotono.

5. Crecimiento de los parches de *Hieracium pilosella* establecidos.

6. Disponibilidad de habitat en la región del Ecotono.

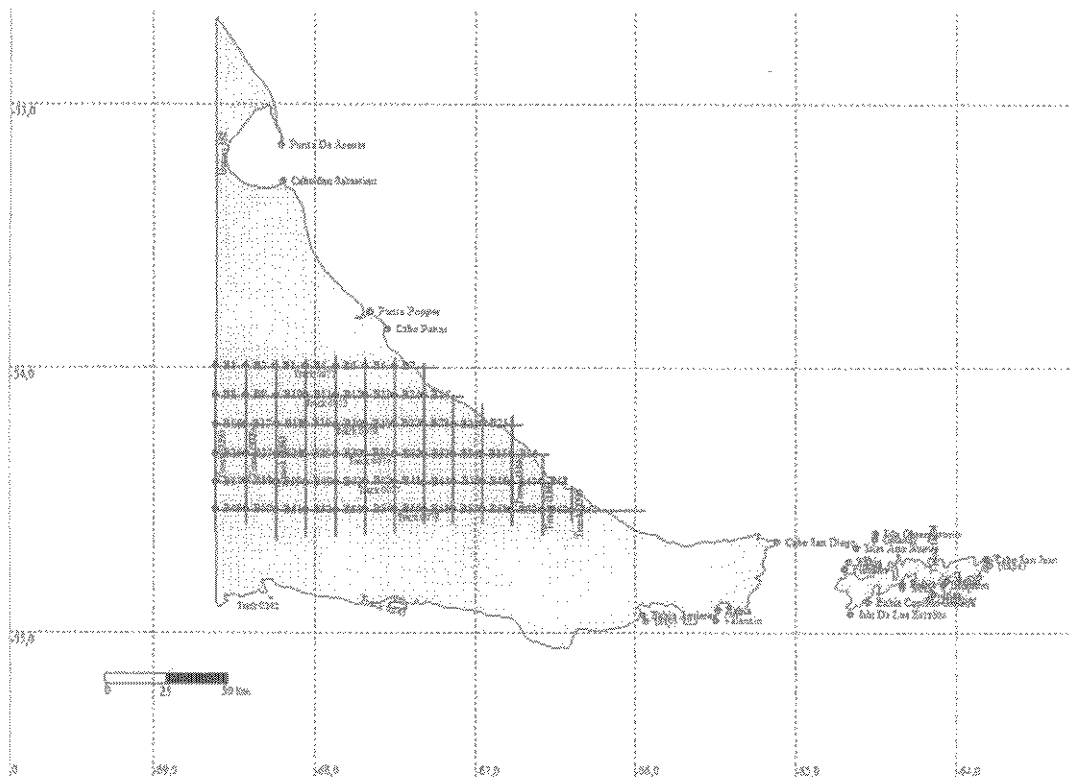
A continuación en la sección "Metodología" se desarrollan los aspectos metodológicos de cada uno de estos puntos para luego presentar una sección con los principales resultados del trabajo realizado.

## METODOLOGÍA

### **1. Relevamiento - Distribución y Abundancia de *Hieracium pilosella***

Se elaboró un protocolo de muestreo espacialmente explícito que abarcó toda la región del Ecotono desde aproximadamente el Río Fuego (54° Lat S) hasta la Sierra de Beauvoir al norte del Lago Fagnano, tal como se especificó en el alcance geográfico del proyecto original. Se delimitaron dos áreas con el fin de sectorizar el muestreo y el trabajo de campo. Un área más alejada de la sierras, con mayor intensidad de muestreo dada la mejor accesibilidad y otra prácticamente al pie de la sierra de más dificultoso acceso. Para determinar el plan de muestreo se trabajó con imágenes satelitales LANDSAT 7 ETM+ de septiembre de 1999 y mapas de caminos provistos por la Subsecretaría de Recursos Naturales de la provincia. En ambos sectores se superpuso una grilla aproximada de 12 Km x 12 Km y en cada intersección se determinó un punto de muestreo tal como se indica en la **Figura 1** totalizando un total de **61** sitios de muestreo. Una vez definido el plan de muestreo, todos los puntos fueron volcados a un equipo GPS utilizando el mismo sistema de coordenadas y Datum (Lat/Long, Campo Inchauspe), lo que permitió ubicarlos en el campo. En función del plan de muestreo diseñado en gabinete, con mapas de caminos, imágenes satelitales, fotografías aéreas y los puntos de GPS seleccionados se visitó cada estación de muestreo a partir de recorridos a campo.

En cada punto de muestreo, se fotografió un stand de la comunidad vegetal dominante y se realizó una inspección visual que permitió reconocer la comunidad dominante y el grado de invasión de *Hieracium pilosella*. Para esto último se delimitó un área de ¼ ha (50 m x 50 m) y cuatro personas recorrieron exhaustiva y sistemáticamente la misma con trazos en zigzag. Durante la recorrida se inspeccionó cuidadosamente el área, con el fin de detectar individuos de la especie invasora. En caso de encontrar rosetas individuales o parches mono-específicos de *Hieracium pilosella*, los mismos eran medidos como dos diámetros ortogonales en el sentido del máximo desarrollo para luego calcular una estimación de la cobertura. Esta metodología fue exactamente la misma que la empleada durante el relevamiento para la región de la Estepa.



**Figura 1.** Esquema del plan de muestreo original para la región del ecotono en la Isla Grande de Tierra del Fuego.

Con el fin de caracterizar la comunidad vegetal dominante en cada sitio de muestreo se confeccionó un censo florístico con valores de abundancia / cobertura para cada especie según el método de Braun-Blanquet por un profesional experto en el tema. Además, para complementar dicha información se cuantificó la cobertura de suelo desnudo y los grupos funcionales más importantes (Ciperáceas y Juncáceas; Coirones; Pastos blandos; Dicotiledóneas herbáceas; Arbustos; Arbustos enanos; Cojines; Broza; Líquenes; Musgos) sobre una transecta de 20 m con el fin de diferenciar la heterogeneidad de las comunidades dominantes de esta región (Cingolani et al. 2005). Esta caracterización por grupos funcionales solo se realizó en aquellos sitios del Ecotono que se correspondían a comunidades también encontradas en la Estepa, mientras que para los sitios con bosque de lenga o ñire se realizaron solo los censos florísticos para describir la comunidad.

Con el fin de relevar datos que permitan caracterizar dos atributos relevantes relacionados con el disturbio ocasionado por el uso ganadero, se estimó la presión de pastoreo y la compactación del suelo en cada comunidad dominante de las encontradas en la Estepa presentes en el Ecotono. Para lo primero se tiró 100 veces un marco de 0.5 m x 0.5 m para la determinación de la frecuencia de heces y obtener así una estimación de la presión de pastoreo en cada sitio. Para lo segundo, se utilizó un penetrómetro y se realizaron 20 mediciones por sitio. Por otro lado, en aquellos sitios con bosque se realizaron mediciones de la altura dominante del bosque, área basimétrica (método de las parcelas circulares de dimensión variable de Bitterlich) y se midió el índice de área foliar mediante un equipo LAI 2000 Plant Canopy Analyzer fabricado por LI-COR, Canada.

## **2. Factibilidad control biológico**

Durante las primeras semanas de agosto de 2007 se llevó adelante la visita del experto en control biológico argentino, Dr. Alejandro Sosa a la Estación Experimental Lo Aguirre en Santiago de Chile con el fin de intercambiar información con el equipo a cargo de las investigaciones para la aplicación de control biológico de *Hieracium pilosella* en Chile. De esta visita, el experto a cargo elaboro un informe sobre la factibilidad de la técnica. Además, en octubre 2007 el equipo técnico argentino encargado de los trabajos de campo junto con el Ing. Pico, visitaron los ensayos a campo iniciados recientemente para control biológico bajo condiciones semi-controladas en el sector chileno de la Isla Grande de Tierra del Fuego junto al Ing. Mansilla (responsable chileno a cargo del proyecto) y recorrieron el sector norte de la misma para una evaluación rápida de la invasión.

## **3. Ensayos experimentales**

### **3.1 Experimento manejo agronómico**

En octubre 2005 se establecieron seis parcelas grandes de 1 ha dentro del potrero Pirámide de la Ea. Cullen con niveles de pastoreo representativos de la zona a partir de información de carga animal suministrada por la estancia Cullen y

estimaciones in situ de la densidad de boñigas. Tres de las seis parcelas fueron alambradas para excluir el pastoreo por ganado doméstico. De este modo, se cuenta con tres parcelas clausuradas y otras tres pastoreadas.

Dentro de cada una de las parcelas grandes se delimitaron a su vez 6 sub-parcelas de 25 m<sup>2</sup> (5 m x 5 m) cada una. Antes de la aplicación de los tratamientos se tomaron fotografías y se realizaron diferentes mediciones para caracterizar la situación original de las sub-parcelas. Básicamente se dibujó sobre un papel tipo milimetrado la ubicación del parche de *Hieracium pilosella* dentro de las sub-parcelas, se midieron dos diámetros ortogonales para el parche más grande, se estimó la cobertura de los grupos funcionales dominantes a partir de una transecta oblicua permanente de 5 m y se ubicó un cuadrado permanente de 0,14 m x 0,14 m dentro del parche de *Hieracium pilosella* en el cual se cuantificó el número de rosetas, capítulos y estolones de la especie invasora.

Luego de la medición inicial cada una de las mismas recibió aleatoriamente por sorteo uno de seis tratamientos referentes a manejos agrónomicos: 1. Testigo; 2. Aplicación de herbicida selectivo para hoja ancha (2,4 D; 1.5 L/ha); 3. Aplicación de herbicida de acción total (Glifosato al 6%); 4. Siembra con Pasto ovillo + Trébol rojo + Trébol blanco (10+5+5 Kg/ha) + fertilización con fosfato diamónico (200 Kg/ha); 5. Fertilización con fosfato diamónico (200 Kg/ha); y 6. Fertilización con sulfato de amonio (200 Kg/ha). La delimitación a campo de las sub-parcelas se realizó mediante el empleo de estacas de madera de 1" x 1" en los cuatro extremos de la parcela. La estaca del origen fue numerada y cubierta por una cinta adhesiva de color según el tratamiento asignado. Blanco->Testigo; Amarillo->Fertilización con fosfato diamónico; Azul->Fertilización con sulfato de amonio; Rojo->Pasturas; Negro->Herbicida selectivo y Marrón->Herbicida total. La estaca del vértice opuesto fue pintada con aerosol rojo para facilitar la identificación en el campo. La aplicación de los herbicidas se realizó con mochila pulverizadora de 20 l, al mediodía durante días soleados para aumentar la absorción. Tanto la siembra de la pastura como la aplicación de los fertilizantes se realizó al voleo, distribuyendo homogéneamente en toda la parcela y evitando los efectos indeseables del viento. Además, para la siembra se pasó una rastrillada que permitió retirar el material muerto en pie y broza de la sub-parcela y generar una micro-rugosidad con el fin de mejorar el contacto



suelo-semilla. Durante los días posteriores a la aplicación de los tratamientos hubo precipitaciones que seguramente mejoraron la efectividad de la aplicación de los tratamientos. Finalmente para aquellas sub-parcelas que recibieron tratamientos con fertilizantes, se tomó una muestra de suelo antes de la aplicación del mismo para evaluar la condición inicial de disponibilidad de nutrientes. El diseño experimental correspondió a uno en parcelas divididas, con la parcela principal representada por el efecto del "pastoreo" y la sub-parcela por el tratamiento de "manejo" con un total de 6 réplicas.

En octubre de 2007, luego de dos años de aplicados los tratamientos se realizó un nuevo relevamiento con las mismas características que el inicial. Los datos recogidos se analizaron mediante un modelo mixto en parcelas divididas con efectos fijos (pastoreo y manejo) y aleatorios (réplica). Además, se volvieron a re-aplicar los tratamientos con los mismos criterios iniciales, con el fin de evaluar las respuestas de la vegetación ante manejos de mediano plazo y realizando un nuevo relevamiento en diciembre de 2007. Esto es especialmente importante sobre todo en los tratamientos con herbicidas que si bien redujeron significativamente la cobertura de la maleza, presentaron algún grado de rebrote.

### **3.2 Experimento disturbios**

En octubre 2005 durante el proyecto original, se establecieron un total de noventa parcelas de 1 m x 1 m, quince de ellas en cada una de las tres clausuras (sin pastoreo) y quince en cada uno de tres lugares elegidos fuera de ellas (con pastoreo). Estas parcelas fueron ubicadas cerca de manchones de *Hieracium pilosella* y/o rodeadas por ellos, de modo que todas las parcelas tuvieran aproximadamente la misma probabilidad inicial de ser invadidas por la especie, a su vez, se tuvo especial cuidado en que dentro de las parcelas la especie exótica no estuviera presente.

Posteriormente se sortearon al azar los siguientes tratamientos en cada una de las clausuras y lugares pastoreados: 5 parcelas de control (testigo), a las que no se les realizó ningún tratamiento, 5 parcelas con tratamiento de corte al ras del suelo (ras), a las que se les removió la vegetación dejando intactas las raíces y por último, 5 parcelas con tratamiento de laboreo (laboreo), a las que se les removió la

vegetación junto con sus raíces y posteriormente se descompactó la tierra (Figura 2).

En diciembre de 2007 y luego de dos años de haber iniciado el experimento, se realizó un nuevo relevamiento para determinar la presencia de la especie invasora en cada parcela y si su establecimiento y dispersión se vieron favorecidos por alguno de los tratamientos.



**Figura 2.** Fotografía de las parcelas del experimento de remoción de la vegetación luego de la aplicación de los tratamientos. En primer plano se ven dos parcelas con tratamiento corte de vegetación al ras del suelo (flechas negras), mientras que más atrás se observan dos parcelas con tratamiento de "laboreo" (flechas blancas).

Aparte del ensayo anterior, se establecieron otras 14 parcelas de 1 m x 1 m dentro de un área clausurada y 14 parcelas de igual dimensión en áreas pastoreadas. Todas estas parcelas fueron instaladas cercanas a un parche de *Hieracium pilosella*, de modo que la dirección del viento favoreciera la llegada de semillas a las mismas. Para cada parcela se midió las dimensiones del parche más cercano, la cantidad de rosetas presentes en el parche, su distancia a la parcela y la cobertura de suelo desnudo y de las diferentes formas de vida vegetales presentes en cada parcela. En este ensayo se realizó un monitoreo para estudiar si hay un mayor establecimiento de la especie en las parcelas con mayor cobertura de suelo desnudo natural (no generado por el experimentador) y si existe alguna relación entre la cobertura de las formas de vida de plantas presentes y el establecimiento de la especie invasora.

#### **4. Herborización de ejemplares de *Hieracium sp.***

Durante los relevamientos a campo en la zona del Ecotono se realizaron nuevas colecciones de especies emparentadas botánicamente con *Hieracium pilosella* o similares. Específicamente, cerca de los Lagos Yehuin y Chepelmuth (ruta complementaria H, Eas. Indiana, Rivadavia, etc.), aparecieron parches grandes de una especie compuesta muy parecida a *Hieracium pilosella* a simple vista, muy fácil de confundir desde un vehículo aún para ojos de expertos. Debido a esto se colectaron y herborizaron nuevos ejemplares de *Hieracium pilosella* y otros congéneres pertenecientes a la misma tribu y especies de Asteraceae similares, para luego en laboratorio realizar los estudios botánicos respectivos. El material herborizado fue secado a temperatura ambiente y remitido al Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia", para su identificación taxonómica y luego ser incorporado a la colección BA (Colección Nacional de Botánica del MACN).

#### **5. Dinámica local de la invasión de *Hieracium pilosella***

Durante este proyecto se revisitaron 20 cuadrantes permanentes ubicados a lo largo de dos transectas de 20 m dentro el potrero 15 de Ea. María Behety en la región de la Estepa. Estos cuadrantes tienen la particularidad que fueron muestreados por primera vez por las Dras. Collantes y Cingolani en el año 1996 y más tarde en 1999 y que ya contaban con la presencia de la maleza invasora sólo en algunos de los cuadrantes. En esta oportunidad se realizó un nuevo censo y la información obtenida se utilizó para cuantificar algunos aspectos de la dinámica local de la invasión, como las tasas de crecimiento y expansión de la especie invasora.

#### **6. Disponibilidad de hábitat para *Hieracium pilosella* en la región del Ecotono**

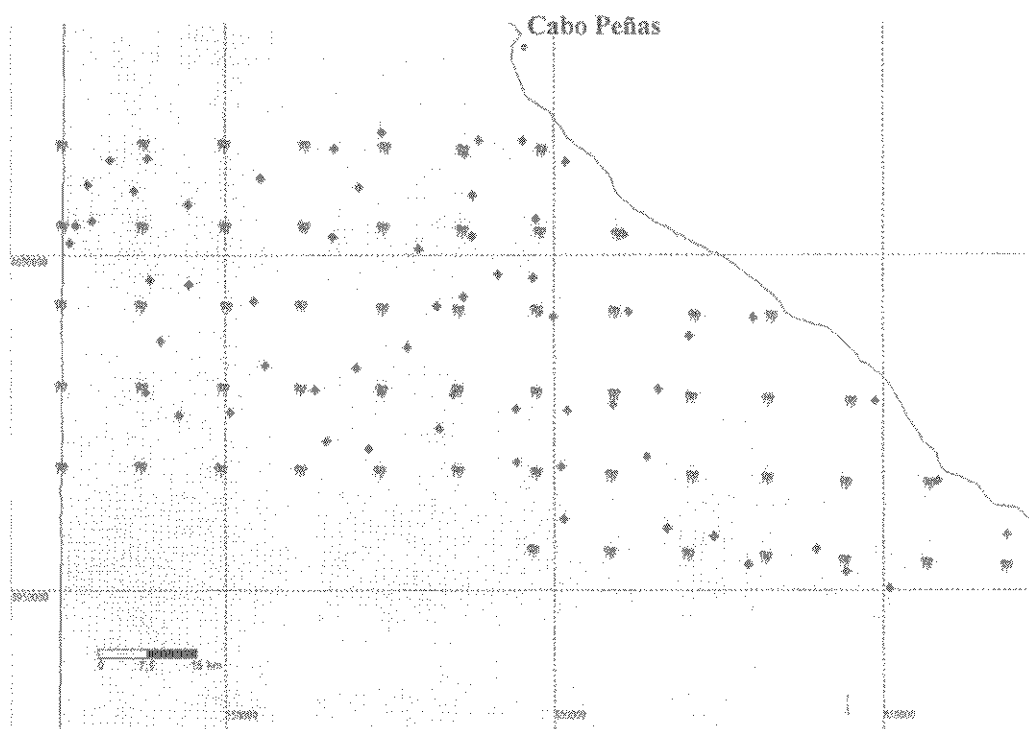
Durante las distintas recorridas se tomaron observaciones accesorias del paisaje vinculadas con el nivel de humedad de los sitios, que sirvieron para construir algunas hipótesis respecto del proceso de invasión en la región del Ecotono. Aquí comparan algunos posibles resultados teóricos del ambiente propicio para *Hieracium pilosella* en la región de la Estepa y del Ecotono. Para esto se emplearon imágenes

satelitales LANDSAT 7 ETM+ de ambas regiones, las cuales se sometieron a un proceso de clasificación no supervisada. Luego se definieron los distintos posibles hábitats de la maleza invasora en cada región según lo conocido hasta el momento y se cuantificó el área potencial a invadir en cada una.

## RESULTADOS

### 1. Relevamiento - Distribución y Abundancia de *Hieracium pilosella*

Se relevaron en total 70 sitios de muestreo sobre la región del Ecotono, los que debieron en su mayoría ser reubicados dadas las dificultades de acceso en esta región. A diferencia de la Estepa, en esta región las extensiones son mayores, con menos caminos y con paisajes más complicados dadas la mayor existencia de ríos y la presencia de bosques y sierras que dificultan el acceso a los sitios previstos en el plan original. A pesar de esto, se logró una buena distribución espacial del muestreo, tal como se indica en la **Figura 3**.



**Figura 3.** Plan de muestreo efectivo sobre el área de estudio (◆), superpuesto sobre el plan original (⊗).

Luego de finalizar todos los relevamientos surgieron resultados muy interesantes respecto del proceso de invasión de *Hieracium pilosella* en la región del Ecotono que permiten diferenciarlo claramente de la región de la Estepa. En primer lugar se registró una **menor constancia** de *Hieracium pilosella* en la región del Ecotono en comparación con la región de la Estepa (**Figura 4**). Mientras en la

estepa se alcanzaron valores cercanos al 70%, en el Ecotono no se superó el 9%. En el mismo sentido, los valores promedio de cobertura de la maleza medidos fueron muy bajos, con registros que nunca superaron el 0,06%. Además, el incipiente estado de la invasión de *Hieracium pilosella* en el Ecotono, no permite estudiar su estructura espacial, ya que se encuentra mayormente ausente de los sitios dominados por comunidad naturales. Estas diferencias marcan por el momento una evidente regionalización del proceso de invasión acorde con las regiones ecológicas estudiadas.

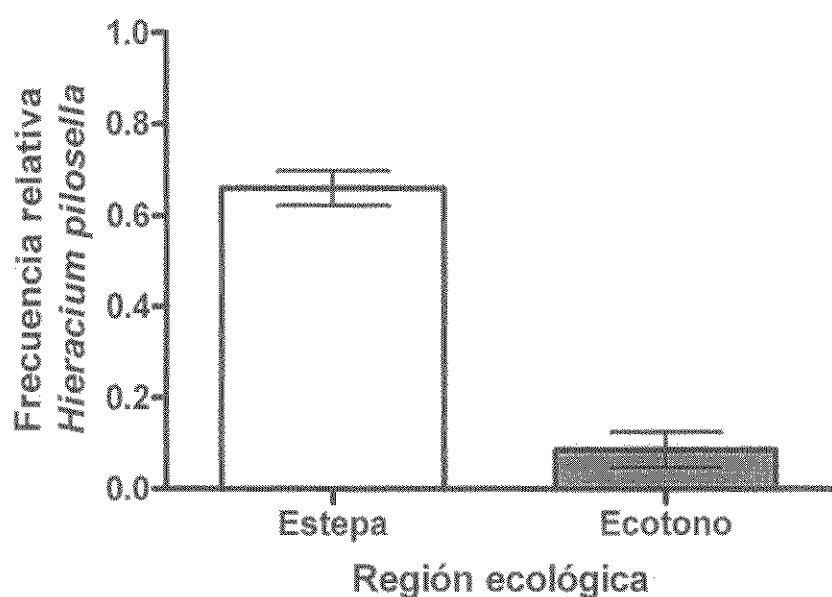
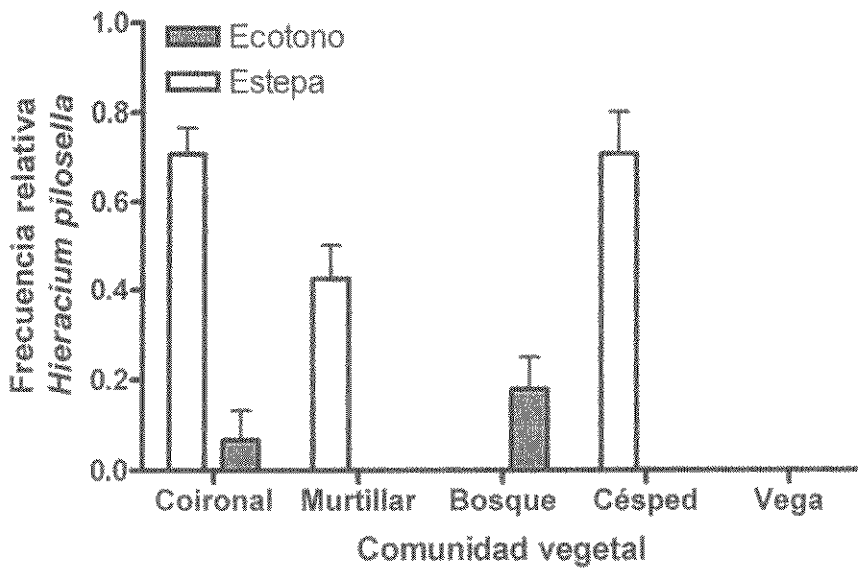


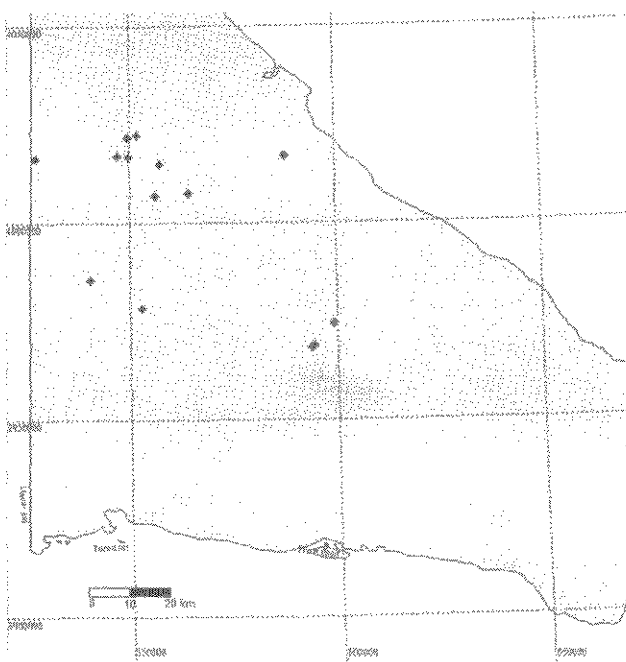
Figura 4. Frecuencia relativa de la maleza exótica *Hieracium pilosella* en dos regiones ecológicas de la Isla Grande de Tierra del Fuego.

Con respecto a las relaciones entre el nivel de invasión y la heterogeneidad de la vegetación para la región del Ecotono se encontraron **diferencias respecto de las comunidades vegetales invadidas**. Se observó una mayor constancia de *Hieracium pilosella* en las comunidades de bosques (generalmente bajo claros o con algún grado de disturbio) o coironal, que en martillares, céspedes y vegas (Figura 5). Un patrón de respuesta similar había sido también observado para la estepa, donde las comunidades de pastizal o matorral presentaban mayor constancia y cobertura. Para una caracterización visual de las comunidades vegetales relevadas durante los relevamientos del Ecotono ver fotos en el Anexo fotográfico (fotos 1-10) de este informe.



**Figura 5.** Frecuencia relativa de *Hieracium pilosella* en las principales comunidades vegetales de la región del ecotono y su comparación con la estepa.

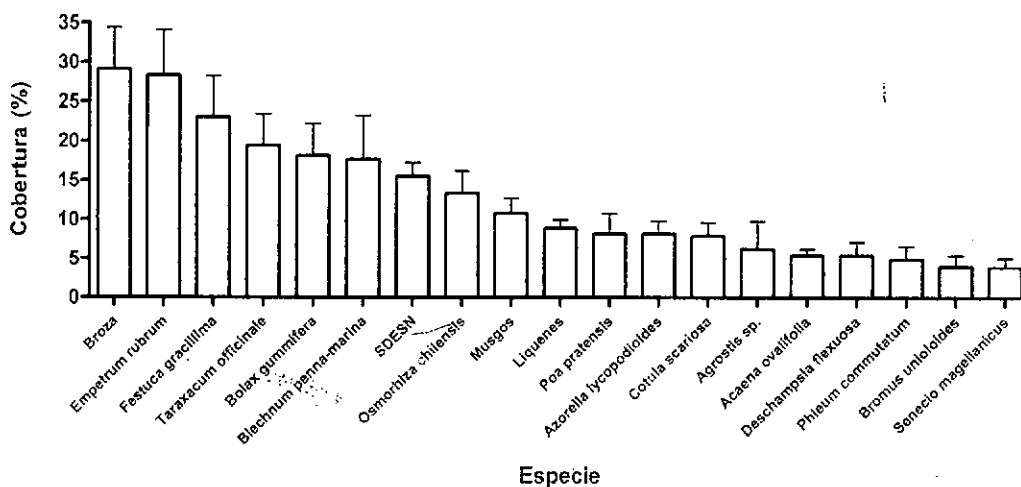
También se relevaron todos aquellos manchones de la maleza hallados en las recorridas y que no correspondían a puntos de muestreo pre-establecidos. En su mayoría los manchones de *Hieracium pilosella* hallados fueron de tamaños medianos a pequeños (0,2 - 1 m de diámetro), y se encontraron fundamentalmente en banquinas, caminos internos, potreros implantados con pasturas o chacras, picadas de arreo y corrales de animales (Figura 6, fotos 11-12 en Anexo fotográfico). En este sentido, la diferencia fundamental con la Estepa, es que si bien *Hieracium pilosella* se halla en la zona, ocupa solo ambientes disturbados y aún no ingresó en las comunidades naturales.



**Figura 6.** Mapa con los parches de *Hieracium pilosella* geo-referenciados durante los relevamientos.

En una recorrida expeditiva por el sector chileno norte de la isla que incluyó San Sebastian, El Porvenir, Co. Sombrero, Primavera, Cullen y Onaisin acompañados por el colega chileno a cargo Ing. Mansilla y el Ing. Pico del SENASA, se marcaron más de 10 manchones de dimensiones mayores a las observadas habitualmente en el sector argentino con el fin de ubicar en imágenes satelitales del área la presencia de *Hieracium pilosella* y utilizar esta clasificación para detectar la maleza en sitios no explorados si fuera posible.

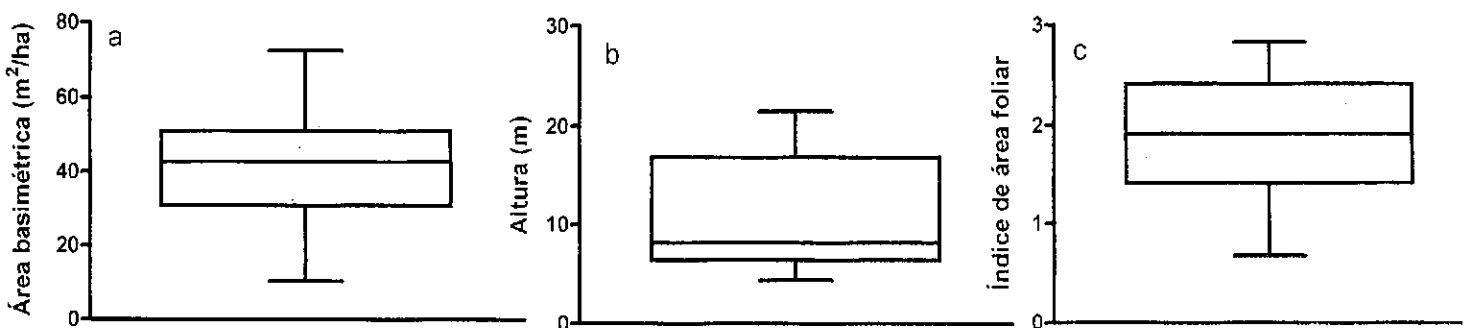
Al igual que en el proyecto anterior, también se estudió la composición de las comunidades dominantes, sobre todo de los bosques de lenga y ñire que eran comunidades completamente nuevas respecto del relevamiento de la Estepa. En este sentido se presentan datos de composición del sotobosque con énfasis en las especies más representativas y atributos de la estructura de los mismos, como área basimétrica, altura e índice de área foliar. En la **Figura 7** se grafica la cobertura promedio de las especies más representativas, con dominancia de hierbas, helechos, gramíneas, líquenes y musgos. Sin embargo, estas clases variaron en función del nivel de humedad de los bosques. En general bosques menos densos, de menor área basimétrica y altura estuvieron asociados con sotobosques menos sombríos y más ricos en gramíneas. En cambio, bosques de mayor altura y con mayor área basimétrica se asociaron con ambientes más sombríos y húmedos con predominancia de musgos, líquenes, helechos, hierbas y menor representación de gramíneas.



**Figura 7.** Cobertura promedio de las especies más representativas del sotobosque de lenga (*Nothofagus pumilio*) y ñire (*Nothofagus antarctica*).



Al igual que con la composición del sotobosque, se detectaron diferencias en la estructura de los bosques (**Figura 8**), posiblemente asociadas a diferencias en la precipitación anual. Existieron bosques abiertos con áreas basimétricas menores a 30 m<sup>2</sup>/ha y con alturas inferiores a 7 m y canopeos abiertos con bajos índices de área foliar, generalmente en lugares más cercanos a la costa, al norte del Ecotono y más secos. En cambio, en sitios más cercanos a la cordillera hacia el sur u oeste de la región del Ecotono, los bosques presentaron canopeos más cerrados, con valores de área basimétrica superiores a 50 m<sup>2</sup>/ha y alturas mayores a 15 m, con mayores índices de área foliar, y por ende mayor intercepción de luz, generando sotobosques más húmedos y sombríos. Además de esta descripción, se pudo observar una relación exponencial positiva entre el índice de área foliar y el área basimétrica de los distintos rodales estudiados (**Figura 9**). Es de esperar que rodales con mayor área basal, presenten canopeos más cerrados con mayor área foliar y por lo tanto mayor intercepción de luz.



**Figura 8.** Diagramas de caja y bigotes (box-plot) para diferentes atributos estructurales de bosques de lenga y ñire de la región del Ecotono. a) Área basimétrica; b) Altura y c) Índice de área foliar.

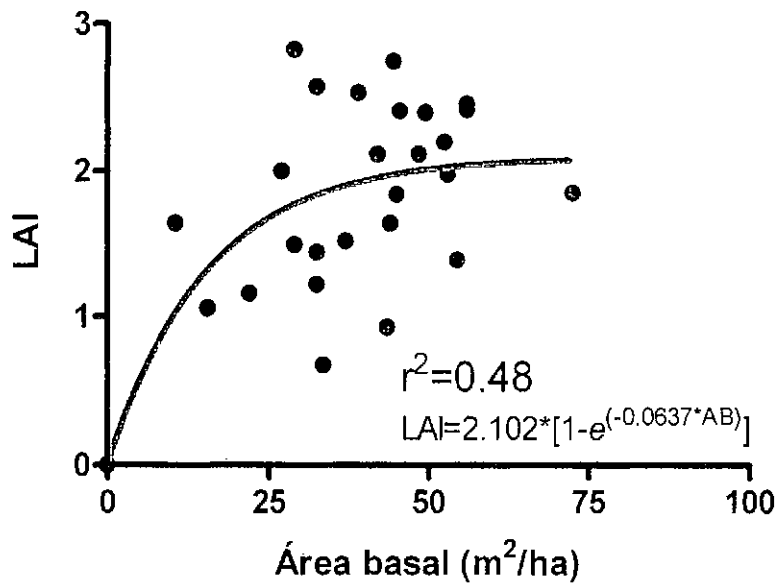


Figura 9. Relación exponencial positiva entre el área basal y el índice de área foliar.

## 2. Factibilidad control biológico

A continuación se presenta el informe elaborado por el Dr. Alejandro Sosa, en relación con su visita y experiencia con el grupo chileno que lidera las investigaciones vinculadas con el control biológico de *Hieracium pilosella*.

Las invasiones biológicas, perturbaciones que sufren las comunidades o ecosistemas naturales con el incremento de especies exóticas<sup>1</sup>, constituyen luego de la destrucción de hábitats, la causa principal de pérdida de la biodiversidad (Vitousek et al. 1997, Keane y Crawley 2002, Clavero y García-Berthou 2005); y junto con otros aspectos, tales como el conocido incremento de la temperatura del planeta, forman parte del fenómeno conocido como cambio global (Didham et al. 2007). A pesar de que el éxito de las invasiones dependan de las características de la/s especie/s invasiva/s y de la comunidad receptiva; es la mano del hombre la que ha proporcionado los medios para conducir y establecer los procesos de invasión.

En los casos que las especies invasivas superen ampliamente un umbral aceptable de perjuicio económico o ambiental, se las denomina especies plagas. Si son especies vegetales, plantas plagas o malezas (a pesar de que el término “maleza” tenga varias acepciones y no siempre sea aplicado a plantas exóticas) (Huffaker 1964). Existen dos tipos de malezas de acuerdo al ambiente: malezas de un agroecosistema y malezas de un ecosistema natural. Las primeras son aquellas que compiten con un cultivo por espacio y/o nutrientes ó perjudican las pasturas mediante la invasión de campos destinados a la ganadería. En este último caso puede ser tanto por competencia con plantas que sirven de alimento al ganado y/o por efectos nocivos directos sobre éste. Por otra parte las malezas invasivas de ecosistemas naturales provocan alteraciones en las comunidades preexistentes, desplazando a especies nativas o provocando efectos indirectos indeseables en estos ambientes (Adkins 1997).

Nuestro país ha sido susceptible a la invasión de diferentes malezas, tanto en ecosistemas naturales como en agro-ecosistemas (Cordo 2004). Recientemente, en la estepa de la provincia de Tierra del Fuego se detectó la invasión de una de las malezas más agresivas de origen europeo, *Hieracium pilosella* L. Sin embargo, la Argentina no es el único país que sufrió la invasión de esta Asterácea. Esta maleza es originaria de Eurasia, dispersándose a otros países y continentes posiblemente mezclada con semillas de especies forrajeras. Hoy se

---

<sup>1</sup> Especies exóticas: especies que no pertenecían a la región y fueron introducidas posteriormente

la encuentra en toda Europa, noreste de Asia, Canadá, Estados Unidos, Australia, Nueva Zelanda y Chile. No obstante, es en estos dos últimos donde se han desarrollado distintas estrategias de control, entre éstas el control biológico.

Con el objeto de contemplar al control biológico o lucha biológica como una de las alternativas de manejo de esta maleza en nuestro país, este informe reúne las características de este tipo de programa para la Argentina, desde ventajas y desventajas, en particular a partir de la aplicación de esta tecnología en Chile. Además se añaden comentarios a partir de una visita a los Laboratorios del Servicio Agrícola y Ganadero (SAG) Lo Aguirre, cerca de la ciudad de Santiago de Chile en Agosto de 2007.

### Control de malezas

El control de malezas exóticas reúne diferentes estrategias que dependen fundamentalmente de la especie a controlar y del ecosistema invadido. Se distinguen cuatro alternativas: controles físicos, químicos, biológicos y control integrado. El control físico es el que agrupa las técnicas manuales y mecánicas. El primero, el más antiguo utilizado por el hombre, consiste en la remoción de las plantas manualmente, mientras que el control mecánico, más sofisticado, es el que involucra la utilización de maquinarias o herramientas. De todas maneras, tanto uno como otro sólo están justificados para invasiones recientes y confinados a áreas pequeñas, puesto que en extensas superficies son inaplicables y abandonados al poco tiempo. Una de las consecuencias negativas de estos mecanismos de control es la de generar mayor dispersión e invasión a nuevas áreas, particularmente en aquellas malezas que pueden dispersan asexualmente (DeLoach et al. 1989).

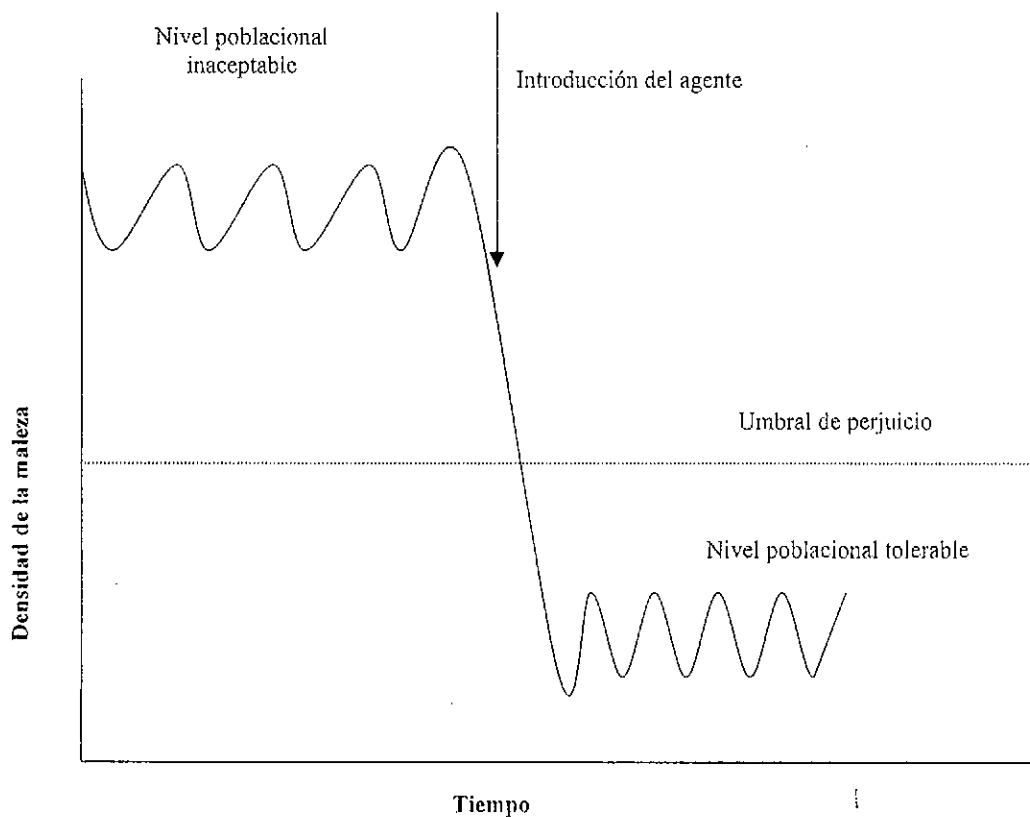
El control químico consiste en la aplicación de sustancias (herbicidas) desarrolladas para la eliminación total o parcial de la maleza. El descubrimiento del 2,4-D y otros herbicidas emparentados, durante el lapso 1942-44, y la eficacia de estos productos para el control selectivo de malezas, estimularon un desarrollo intensivo que marcó la era moderna del control de malezas. Sin embargo, en todas las circunstancias no es factible obtener una producción máxima libre de malezas mediante la aplicación de herbicidas. Su uso está limitado a malezas de agro-ecosistemas y generalmente no es viable en ambientes naturales (De Loach et al. 1989).

Otra alternativa es el control biológico, que radica en la utilización de los enemigos naturales de las malezas para regular las poblaciones de estas plantas invasivas y llevarlas por

debajo de un umbral de perjuicio (**Figura 10**) (De Bach 1964, Van den Bosh et al. 1982, Julien y White 1997). Se distinguen cuatro tipos de control biológico: 1-Control Biológico Clásico, 2- Control Biológico Inundativo, 3- Control Biológico de Inoculación y 4- Control Biológico Conservativo (Roderick y Navajas 2003).

- *Control Biológico Clásico.* El control clásico de malezas reside en la introducción de enemigos naturales (organismos del nivel trófico superior cuidadosamente seleccionados) desde las áreas nativas a los ecosistemas invadidos para contener la expansión o remediar las alteraciones provocadas por la invasión de estas plantas (Hoddle 2004).
- *Control Biológico Inundativo.* El control biológico, aquí se refiere a la liberación de organismos que fueron criados en forma masiva, de manera de incrementar su número antes de la liberación. El control, es entonces llevado a cabo sólo por los organismos liberados pues no se espera que éstos se reproduzcan luego de la liberación.
- *Control Biológico de Inoculación.* En este tipo de prácticas los organismos o agentes de control son liberados intencionalmente en el área de interés con la expectativa de que se multipliquen y controlen la maleza por un extenso periodo de tiempo, pero no permanentemente. Los organismos se reproducen después de la liberación pero no se desea el establecimiento. Por esta razón esta metodología es utilizada en ecosistemas confinados, como los invernáculos. Puesto que el establecimiento y la persistencia del agente de control no perdura a largo plazo, este procedimiento debe repetirse regularmente.
- *Control Biológico Conservativo.* Esta metodología se basa en la modificación intencional del hábitat o de las prácticas agrícolas con el fin de alterar e incrementar el número o eficiencia de los herbívoros. Estas alternativas proveen un incremento en la complejidad espacial del hábitat, por ejemplo a través de la provisión de hospedadoras alternativas, o cambio en el momento de cosecha, aplicación de herbicidas u otros medios de control. Si los enemigos naturales son nativos en el área a controlar presenta bajos riesgos de efectos indeseables como el ataque a especies nativas.

Son varios los ejemplos que señalan la eficacia del control biológico clásico de malezas invasivas. Entre éstas podrían citarse al control de *Salvinia molesta* Mitchell (Salviniaceae), maleza acuática controlada por el gorgojo *Cyrtobagus salviniae* Calder y Sands (Coleoptera: Curculionidae); ó el control de cactus del género *Opuntia* Mill. con la mariposita *Cactoblastis cactorum* (Berg) (Lepidoptera: Pyralidae); ambos en Australia. Si un agente es suficientemente específico y dañino, el control puede ser permanente y sin efectos adversos (McFadyen 1998).



**Figura 10.** Esquema teórico exitoso del accionar del control biológico clásico de malezas. Con la introducción del agente controlador es esperable que los niveles de fluctuación poblacional de la maleza bajen desde un nivel de perjuicio elevado hasta un nivel aceptable, por debajo del umbral de perjuicio.

El mecanismo comúnmente aceptado para explicar el éxito de las invasiones de plantas exóticas y en el cual se basan las predicciones del control biológico, es la hipótesis de ausencia de enemigos (“enemy release hypothesis”). Ésta argumenta que las especies de plantas introducidas en una región experimentan un rápido incremento en la distribución y abundancia como resultado de la disminución de la regulación por herbívoros especialistas (enemigos naturales) (Keane y Craley 2002, Clay 2003, Blumenthal 2005). Es interesante destacar que con el control biológico no se espera erradicar definitivamente la maleza, sino disminuir su densidad poblacional a un nivel aceptable (**Figura 10**). Esto es porque las plantas invasivas en general, a pesar de que puedan ser controladas en una sola temporada, poseen un importante banco de semillas o formas resistentes (tubérculos, raíces, etc.) que permitan el resurgimiento de la misma. Es de esperar, entonces que un agente que conviva en estas condiciones lo haga de manera estrecha a lo largo de los periodos de fluctuación poblacional. Pero luego de la introducción del agente controlador, se esperaría que esta nueva fluctuación sea por debajo de un umbral considerado de riesgo o umbral inaceptable de densidad poblacional de la maleza (Ardite y Berryman 1991).

El control integrado de malezas exóticas a través de la utilización conjunta selectiva de todos los métodos arriba mencionados (físico, químico y biológico), es una herramienta muy utilizada. Esta práctica va a estar acotada a las características de las malezas, de los ecosistemas y fundamentalmente del país que desea implementar estrategias asociadas, pues la principal limitación es de índole económica.

#### *Control Biológico Clásico: Etapas*

En este informe, el control biológico clásico es el que será tratado de aquí en adelante, puesto que es la estrategia utilizada en Nueva Zelanda y Chile para el control de *H. pilosella*. El control biológico de malezas clásico consta de cuatro etapas: (1) búsqueda de enemigos naturales, (2) estudios de la especificidad del posible agente, (3) liberación, y (4) estudios de post-liberación.

(1) La búsqueda de enemigos específicos de la planta debe hacerse en la región originaria de la maleza, a través de exploraciones en el área natural. Los potenciales agentes de control deben exhibir un alto grado de especialización o monofagia, como resultado de la coexistencia con la planta (McClay et al. 2004). Aquí debe prestarse atención a las correctas

identificaciones de los posibles agentes de control; especies incorrectamente definidas pueden entorpecer los siguientes pasos en la investigación (Harley y Forno 1992).

(2) Los estudios de especificidad del posible agente contemplan la caracterización cualitativa y cuantitativa de la preferencia a través de experimentos en el campo y laboratorio. La selección de parámetros adecuados que permitan detectar conductas alimentarias, reproductivas y de desarrollo constituyen herramientas fundamentales a la hora de tomar decisiones sobre la utilización o no de un agente (Gandolfo 2003).

(3) Liberación: Cuando se comprueba la especificidad del agente biológico y se supera la etapa cuarentenaria en un país dado, se procede a la liberación del agente de control en el ambiente exótico.

(4) Post-liberación. Estos estudios tienen por objeto confirmar el establecimiento de los agentes de control, evaluar el éxito biológico y los factores que influyen, desarrollar estrategias de redistribución y de implementación, evaluar la necesidad de introducir agentes de control adicionales, y finalmente evaluar el impacto del control biológico sobre la maleza y sobre el ecosistema (McClay 2003, Denslow y D'Antonio 2005).

Afortunadamente, existe una alternativa viable de menor costo que un programa completo de control biológico clásico, es la denominada vía o ruta corta. Esta táctica de elección consiste en la transferencia de un bio-agente introducido previamente en otro país donde fue exitoso a uno nuevo. Es económica pues no requiere de la exploración para seleccionar al agente controlador ni mucho de los estudios cuarentenarios de especificidad y cría inicial, etapas substancialmente completadas por los países desde donde se realiza la transferencia (Norambuena 2003). Chile es pionero en este tipo de alternativas, y es la elección tomada para afrontar el programa de control de *H. pilosella*. Para ello, los organismos o agentes controladores que se utilizarán provienen de Nueva Zelanda, país que realizó búsquedas de potenciales agentes en Europa y de las cuales sólo unos pocos son considerados como promisorios. Este país liberó 6 agentes<sup>2</sup> de control con diferentes grados de éxito. Basados en esta información, Chile importó dos de estos agentes que se estudian en los laboratorios del Servicio Agrícola y Ganadero Lo Aguirre, ubicado cerca de la ciudad de Santiago. Es de esperar que en un futuro próximo estos agentes sean liberados en la zona de Punta Arenas, sector chileno de la isla afectado por la invasión de esta planta.

---

<sup>2</sup> *Oxyptilus pilosellae* Zeller (Lep., Pterophoridae), *Aulacidea subterminalis* Niblett (Hym., Cynipidae), *Macrolabis pilosellae* (Dipt., Cecidomyiidae), *Cheilosia urbana* (Dipt., Syrphidae), *C. psilophthalma* (Dipt., Syrphidae) y la roya *Puccinia hieracii* var. *piloselloidarum* (Probst) Jørst.



### Agentes potenciales de control para *H. pilosella*

El patógeno *Puccinia hieracii* var. *piloselloidarum* (Probst) Jørst., considerado en primer lugar para el control de *H. pilosella*, es una roya que fue localizada en la zona de occidental de Europa. No obstante, investigaciones previas a la liberación realizadas en Nueva Zelanda, indicaron que esta roya ya estaba presente en ese país (Morin y Syrett, 1996). Hasta el momento sólo se detectaron diferentes grados de susceptibilidad a este patógeno, y es a partir de entonces que se está trabajando en la búsqueda de nuevas cepas (más virulentas) para el control de esta maleza.

Otro de los potenciales agentes es un lepidóptero de la familia Pterophoridae: *Oxyptilus pilosellae* Sèller. Esta polilla es un pequeño insecto de 15-21 mm, cuyas larvas se alimentan de las porciones aéreas y subterráneas de *H. pilosella*. Fue liberada en 1999 en Nueva Zelanda, sin embargo no es considerado un agente específico, pues se alimenta de otras especies de *Hieracium* (Großkopf 2006).

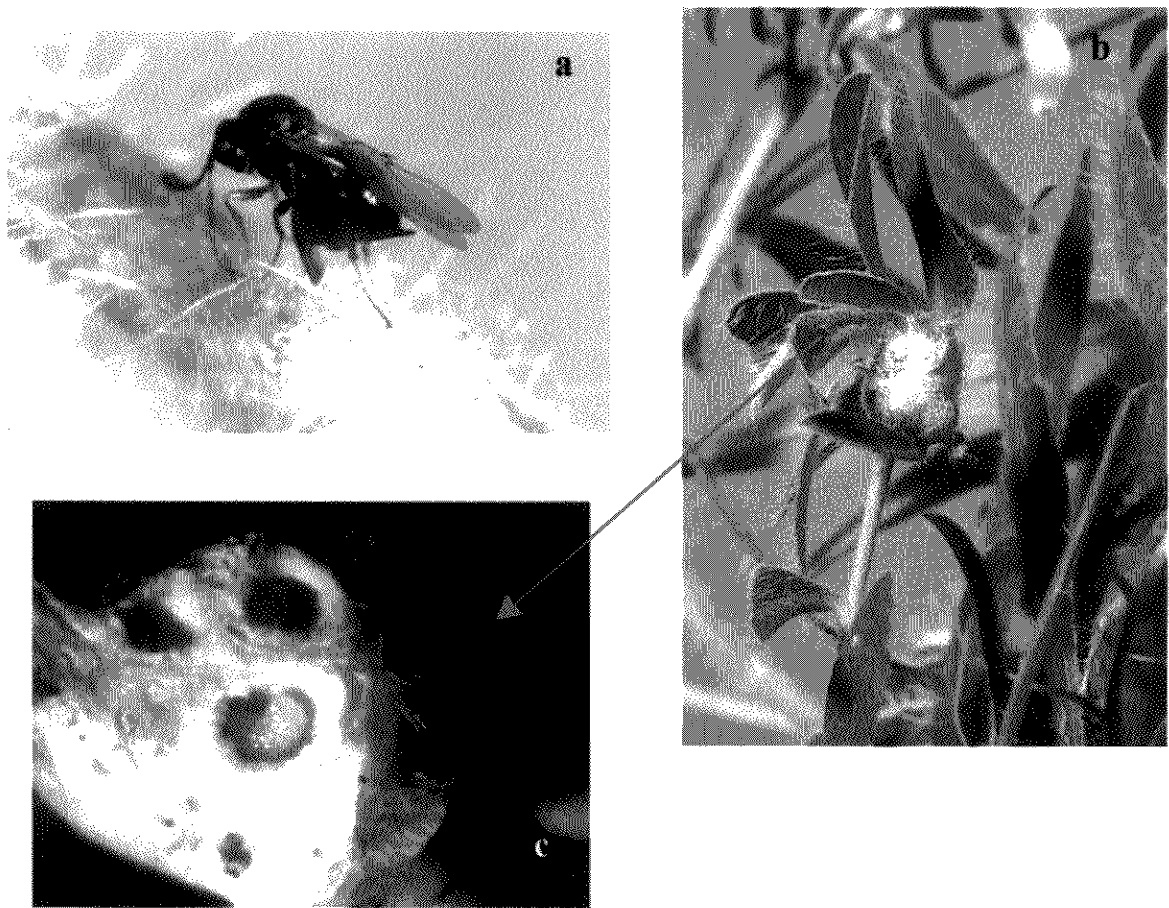
Dos especies de dípteros Syrphidae además fueron propuestas como agentes potenciales: *Cheilosia urbana* y *C. psilophthalma* (ambos 7-8 mm). La primera se alimenta externamente de las raíces de cuatro especies invasivas de *Hieracium*. El desarrollo es de una generación al año, inverna como pupa. Por otro lado, *C. psilophthalma* se alimenta de las porciones aéreas (centro de la roseta, extremos de los estolones y yemas axilares). Esta última también desarrolla en cuatro especies de *Hieracium* y al igual que *C. urbana* es univoltina (una generación por año) con diapausa o quiescencia como pupa invernal.

Por último, se consideró como los más promisorios a *Aulacidea subterminalis* Niblett (Hym., Cynipidae) y *Macrolabis pilosellae* (Dipt., Cecidomyiidae). Estas son las especies consideradas por los chilenos para el control de la planta en la zona de Tierra del Fuego.

- *Aulacidea subterminalis*

Es una avispa nativa del norte de Europa, cuyos adultos no superan los 3 mm de longitud. Son de color negro a castaño oscuro. Aparentemente este insecto se reproduce por partenogénesis, es decir la avispa hembra se reproduce sin fertilización, no hay machos. Cada individuo pone alrededor de 85 huevos blanquecinos dentro de los estolones (Klöpffel et al. 2003; Syrett et al. 1999).

Las larvas de esta avispa se alimentan del tejido interno de los estolones durante todo el verano. Como respuesta a este daño (Figura 11), se fomenta el aumento de tejido en la zona, culminando en la hipertrofia del mismo (agalla). La agalla aumenta de tamaño a medida que la larva crece en su interior. Cuando la agalla se torna externamente leñosa (luego de 6-8 semanas) se produce la pupación, y los adultos emergen al poco tiempo. El desarrollo de estas agallas en los estolones sería un factor de estrés destacable en el crecimiento asexual de *H. pilosella*, y es esta característica la que justifica la elección de este insecto como un adecuado candidato para el control de esta planta.

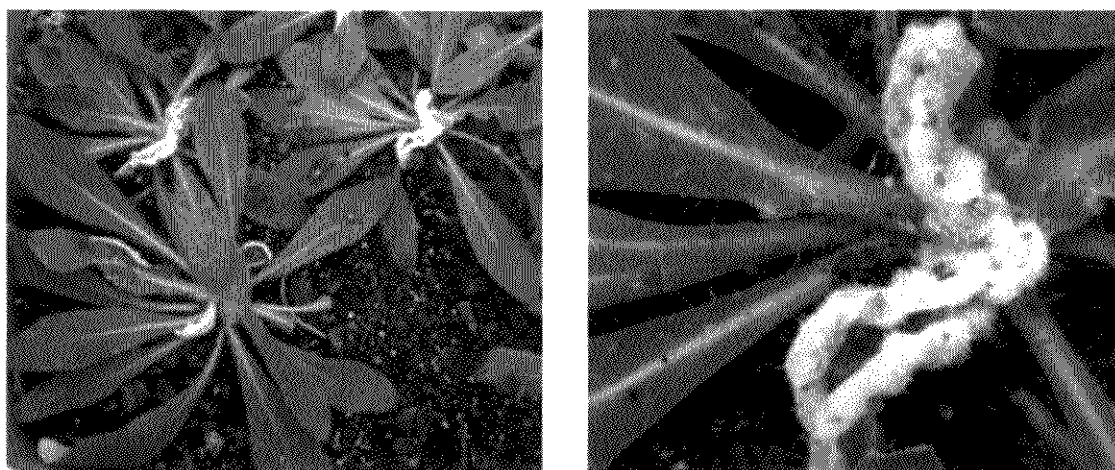


**Figura 11.** a) Foto de la hembra de *Aulacidea subterminalis* oviponiendo sobre un estolón de *Hieracium pilosella*. b) Agalla formada por larvas de *A. subterminalis* en el ápice del estolón c) Corte transversal de la agalla con presencia de larvas.

- *Macrolabis pilosellae*

Como todo cecidómido, *M. pilosellae* es muy pequeño, de aproximadamente 2 mm con un escaso desarrollo de la cabeza y piezas bucales. Los adultos que probablemente no se alimenten, viven sólo unos pocos días, la cópula se desarrolla a las pocas horas de la emergencia de los mismos (Großkopf 2006). Las hembras depositan sus huevos en el centro de la roseta, en el ápice de los estolones y en las axilas de las hojas, y en ciertas ocasiones en el laboratorio en las flores (Cortés com. per.). Es en estas zonas donde se desarrolla el hipertrofiamiento del tejido y la consecuente formación de agallas (Figura 12).

Luego de aproximadamente cuatro semanas las larvas del tercer estadio (último) se arrojan al suelo para empupar. Finalmente se produce la emergencia de los adultos luego de unos pocos días (Großkopf 2006). Esta especie parece presentar varias generaciones por año (multivoltina) y se presume que en Tierra del Fuego alcanzaría tres o cuatro generaciones al año, dependiendo de condiciones climáticas y del suelo (Cortés com. per.). Pero quizás, habría que destacar que esta especie afecta principalmente la porción reproductiva de la planta. Al formarse la agalla en el centro de roseta, se fomenta la inhibición o el retraso del normal desarrollo de las estructuras reproductivas de la planta. Esta especie, junto con *A. subterminalis* estarían suprimiendo dos aspectos fundamentales del crecimiento poblacional de la planta: las estructuras que intervienen en la reproducción vegetativa y sexual de esta maleza.



**Figura 12.** Daño ocasionado por *M. pilosellae* sobre el centro de la roseta de *Hieracium pilosella*, a la derecha se observa un detalle de la agalla. Fotos tomadas por el autor en las instalaciones cuarentenarias del complejo Lo Aguirre del SAG.

### Especificidad de *Aulacidea subterminalis* y *Macrolabis pilosellae*

El grado de especificidad de un agente de control es caracterizado en todo programa de control biológico con el fin de predecir posibles efectos adversos relacionados con el cambio de planta hospedadora o “host shift” (Simberloff y Stiling 1996, Pemberton 2000, Louda y O’Brien 2002, Louda et al. 2003). A través de tales estudios se predice si un agente de control puede alternativamente utilizar otra planta como hospedadora, con el fin de aceptar o rechazar la introducción de ese agente de control en una determinada región o país. El grado de especificidad de un agente de control depende de cada circunstancia y consecuentemente cada país juzga cuáles son los requerimientos mínimos necesarios para que un agente sea introducido (Harley y Forno 1992).

Para estimar el grado de especificidad de un insecto es necesario evaluar la preferencia (alimentación, oviposición), teniendo en cuenta el estado de motivación del insecto, aprendizaje, experiencia previa, y el éxito de su desarrollo (Sheppard et al. 2005). La preferencia involucra el reconocimiento de una planta por parte de un insecto como su hospedadora, a través de la estimulación de estructuras sensoriales que dependen de cada grupo en particular. Los estímulos visuales, táctiles y olfatorios son los que desencadenan el comportamiento de aceptación o rechazo de una planta (Harley y Forno 1992). El comportamiento de aceptación de una hospedadora depende de “decisiones” que podrían dividirse en componentes ecológicos y fisiológicos. Se los podría agrupar en cuatro niveles jerárquicos: localización del hábitat, localización de la hospedadora, reconocimiento-aceptación de la planta hospedadora y la regulación mediada por ésta. Los tres primeros pasos en esta jerarquía involucran decisiones comportamentales, mientras que el último es predominantemente fisiológico y refleja la interacción dinámica entre el insecto y la planta. El estado nutricional de la planta hospedadora y la habilidad para defenderse del herbívoro son los que influyen en el posterior desarrollo del insecto (Keller 1999).

La especificidad de un posible agente se estima como resultado del análisis de diferentes fuentes o evidencias. Éstas van desde observaciones de campo hasta experimentos de campo y laboratorio. Las experiencias incluyen la estimación de las preferencias de alimentación u oviposición y desarrollo larval. El tipo de ensayo a realizar depende de muchos factores, en particular de la biología del agente y usualmente son varias las pruebas necesarias para estimar en forma concluyente el grado de especificidad de un agente potencial (Heard 1997).

Las observaciones de campo se realizan en el área natural de la maleza (“native range”), a través de exploraciones. En ellas se busca conocer la distribución del agente y de la maleza teniendo en cuenta variables físicas y biológicas que acompañan a esta asociación que constituyen la primera evidencia del grado de especificidad de un agente de control (Harley y Forno 1992).

En las experiencias de desarrollo larval o pruebas sin elección se mide la capacidad de un insecto de completar su desarrollo (desde huevo a adulto) en una determinada planta. Bajo este diseño los insectos son confinados en dispositivos experimentales con una única especie de planta y se los compara con el desarrollo del insecto en su hospedadora natural (maleza). Sin embargo, como las barreras ecológicas y etológicas que devienen de un proceso de elección de hospedadora están ausentes, muchas veces se llega a falsos positivos. Como consecuencia se obtiene el desarrollo completo de insectos en plantas que no utilizaría en la naturaleza, provocando así un resultado dudoso (Gandolfo 2003, Sheppard et al. 2005). Es por ello que este tipo de experiencias siempre deben estar acompañadas de otras, tales como las de elección múltiple.

A las experiencias de preferencia alimentaria y de oviposición se las conoce como pruebas de elección múltiple o elección con opciones múltiples (“multiple-choice tests”). En ellas se busca reflejar el comportamiento que tendría un insecto al decidir entre varias especies de plantas para alimentarse u oviponer. Aquí los insectos son expuestos simultáneamente a dos o más especies de plantas y entonces se estima la probabilidad de elección (alimentaria o de oviposición) que tiene un agente de control cuando estén presentes varias especies potencialmente hospedadoras. (Harley y Forno 1992, Heard 1997, 1999, Gandolfo 2003, Sheppard et al. 2005). Las plantas a ser evaluadas dependerán de varios aspectos a tener en cuenta tales como especies nativas emparentadas con la maleza exótica, especies que comparten el mismo ambiente y especies de importancia económica.

En el caso de especies que están siendo utilizadas como agentes de control, existe una ventaja substancial a la hora de medir la especificidad, en particular en programas que utilizan la vía corta (la introducción de agentes ya evaluados en otros países). El estudio del control biológico de *H. pilosella* posee una ventaja importante para nuestro país pues Nueva Zelanda y Chile han trabajado en el conocimiento de la especificidad de dos de los agentes de control propuestos: *Aulacidea subterminalis* y *Macrolabis pilosellae*.

- Especificidad de *Aulacidea subterminalis*.

El estudio de la especificidad de esta avispa fue realizado en los laboratorios del CABI (Commonwealth Agricultural Bureaux International) en Suiza, y en Land Care Research en Nueva Zelanda. Ambos coinciden en que *A. subterminalis* es lo suficientemente específica para ser utilizada en Nueva Zelanda (Großkopf 2006). Esta avispa cumple su desarrollo en *H. pilosella* y en otra especie del género, *H. aurantiacum*. De acuerdo con estos datos el desarrollo en cualquiera de estas especies es similar, pero la segunda también es considerada exótica en Nueva Zelanda, razón por la cual no impidió que los organismos gubernamentales de ese país autorizaran su liberación en el campo (Hayes 2000).

- Especificidad de *Macrolabis pilosellae*

El grado de especificidad de este cecidómido fue estudiado en tres lugares: CABI (Suiza), Land Care Research (Nueva Zelanda) y en la Estación del SAG Lo Aguirre (Chile) (Großkopf et al. 2004, Großkopf 2006, Cortés com. per.). Todos ellos coinciden que la especie es altamente específica y el desarrollo del insecto (desde huevo a adulto) sólo fue obtenido en *H. pilosella* y en menor grado en *H. praealtum*, *H. aurantiacum* y *H. caespitosum*. Estas cuatro especies pertenecen al subgénero *Pilosella* y están presentes como malezas exóticas en Nueva Zelanda (Trewick et al. 2004), pero sólo las tres primeras citadas para nuestro país pero como especies adventicias para la Flora Argentina (Ruggiero y Ariza Espinar 1999).

### El control biológico de *Hieracium pilosella*: la experiencia chilena.

La presencia de *H. pilosella* en el territorio chileno data de 1987, hace sólo veinte años. Este primer registro proviene de un lugareño que la encuentra en la zona cercana a Punta Arenas. Si bien no se sabe exactamente cómo llegó, es de destacar la magnitud de su expansión que abarca 86.000 ha, y se presume una expansión al millón en los próximos años (Mansilla 2006).

El Ing. Agr. Mansilla (2006) estima que si sólo el 30 % de la región afectada por la invasión de esta maleza continúa en los próximos 15 años, es de esperar que el ganado ovino resulte seriamente afectado, y por ende la economía del país, resultando en una pérdida anual de 2 millones de dólares. Esto es porque el peso mínimo necesario para la producción ovina (establecido por mercados internacionales particularmente europeos) contempla animales de al menos 12 kg. de peso canal que no lo alcanzarían debido a que las pasturas son invadidas y desplazadas por *H. pilosella*.

El Servicio Agrícola y Ganadero (SAG) y el Instituto de Nacional de Investigaciones Agrícolas (INIA) de ese país han trabajado en la zona de invasión con el fin de detenerla. La utilización de herbicidas solamente no ha eliminado a la maleza por lo que se contemplaron otras alternativas de control: el control biológico utilizando la vía o ruta corta. Para ello en 2004 el SAG firma un acuerdo con Land Care Research de Nueva Zelanda para recibir ayuda técnica y para importar agentes bio-controladores utilizados exitosamente en ese país.

El primer paso realizado por Chile consistió en una prospección del área afectada con el fin de detectar enemigos naturales nativos que controlen la maleza en la zona afectada. A partir de entonces, y sabiendo que la planta no se encontraba bajo el control de enemigos naturales nativos se procede a importación de dos agentes controladores utilizados en Nueva Zelanda (Cortés com. per.). Para ello reciben el asesoramiento del experto mundial en control biológico de *Hieracium*: Lindsay Smith. El Dr. Smith visita la zona afectada y el laboratorio donde se realiza la cría, multiplicación y estudios de especificidad de los agentes (Laboratorio de Taxonomía de Malezas, Complejo Lo Aguirre, SAG). Para ello se importaron los insectos *Aulacidea subterminalis* y *Macrolabis pilosellae*.

La Ing. Agr. Teresa Cortés (a la cabeza del Laboratorio de Taxonomía de Malezas, **Figura 13**) sostiene que el principal desafío que debieron afrontar con la cría de los bio-agentes fue el de obtener material vegetal y el de identificar a las especies que utilizaron para

los estudios de especificidad del cecidómido *Macrolabis pilosellae*<sup>3</sup> para su posterior liberación en el campo<sup>4</sup>. Los estudios en esta dependencia del SAG comprenden la evaluación de la especificidad del cecidómido teniendo en cuenta las especies emparentadas de *H. pilosella* en la zona afectada, y el daño que provocan a nivel de planta individual.



**Figura 13.** Laboratorio de Taxonomía de Malezas, SAG Lo Aguirre. a) Teresa Cortés (izq.) y Patricia Villalón (tesista) analizando datos de las pruebas de especificidad de *Macrolabis pilosellae*. b) Cultivo de plantas para las pruebas de desarrollo larval de *M. pilosellae*, c) multiplicación de *H. pilosella* en la cuarentena para aumentar plantar a ser evaluadas, y d) P. Villalón recolectando adultos del cecidómido para estimar el efecto que produce este insecto a nivel de la planta individual.

<sup>3</sup> Los estudios con *A. subterminalis* no continuaron debido a inconvenientes en la cría de los insectos.

<sup>4</sup> Luego de que se apruebe la liberación, este laboratorio servirá para crías masivas que permitan la liberación de *M. pilosellae* en el sector cercano a Punta Arenas.



Con la información previa del grado de especificidad de *M. pilosellae*, junto con la obtenida por el grupo de la Ing. Cortés, se considera al insecto como altamente específico para ser liberado en el campo. Este insecto, como se mencionó anteriormente, sólo atacan especies de *Hieracium* (subgénero *Pilosella*) todas ellas de origen europeo. Hoy se está evaluando la especificidad a campo (con jaulas que garanticen bio-seguridad) para luego liberar a este cecidómido. En el transcurso de la temporada 2007-2008 se estaría estudiando el establecimiento de este insecto en el campo y posteriormente se encararán estudios de impacto en el campo. Para este último punto quizás sea necesario esperar al menos cuatro años pues los neocelandeses aún no detectan disminución de esta planta, producto del control de *M. pilosellae* en sólo tres años (Newell et al. 2007).

#### Factibilidad de la técnica de Control Biológico para la Estepa Fueguina

La disciplina del control biológico es considerada como una de las adecuadas en términos de ser una técnica “natural”, segura y efectiva a largo plazo para el control de plantas invasivas (McFadyen 1998). No es necesariamente la imprescindible en invasiones recientes, en particular si se desconoce la dinámica poblacional de la maleza (Simberloff 2003). La reciente invasión de *H. pilosella* en Tierra del Fuego y su aún escasa área de dispersión plantea la necesidad de contemplar varias alternativas para el control de esta especie invasiva. La ventaja de conocer otros escenarios de invasión por parte de esta maleza es la que debería servir de guía para encaminar las estrategias de manejo.

La especie *Hieracium pilosella* es una invasora que logra una expansión vertiginosa, para alcanzar el nivel de maleza de importancia, en muy poco tiempo: ~40 años en Nueva Zelanda y ~20 en Chile (Mansilla 2006, Newell et al. 2007). Teniendo en cuenta que las estrategias de manejo utilizadas en un primer momento (prácticas físicas y químicas) por estos países no fueron satisfactorias, la Argentina se encuentra en una etapa fundamental para tomar decisiones. Puesto que nuestro país es el primero en encarar la situación de *H. pilosella* desde el inicio de la invasión en un área mas o menos acotada, y sabiendo que Chile ya contempla al control biológico como una de las alternativas de manejo, es recomendable no descartar esta alternativa para nuestro país.

Para la implementación de esta tecnología en Tierra del Fuego los siguientes aspectos deben ser considerados:

1. Utilización de la vía corta.
2. Evaluación del grado de especificidad de los bio-agentes, en particular *M. pilosellae*, considerando las especies nativas de *Hieracium* y otras asteráceas.
3. Estudios de campo sobre la fauna asociada a las especies nativas de *Hieracium*.
4. Predicción del impacto de los agentes bio-controladores (efectos directos e indirectos deseables e indeseables).
5. Si la liberación es aprobada: necesidad de estudios de post-liberación.

Para el primer punto, se debe contemplar y nutrirse de la experiencia neocelandesa y chilena. Aquí se prestaría atención al costo necesario al encarar tal proyecto, desde material humano a infraestructuras. Para el primero, se necesitan profesionales o estudiantes de postgrado (tesistas doctorales) en Ciencias Biológicas o Agronómicas (orientados en Entomología y Ecología). Para el segundo se requiere fundamentalmente una cuarentena de insectos (que nuestro país posee) para realizar los estudios pertinentes de especificidad e impacto. A nivel costo económico el programa chileno es un buen ejemplo, este lleva cuatro años y un costo total de 125.000 dólares<sup>5</sup> (Cortés com.pers.).

La evaluación de especificidad ya fue medida para *M. pilosellae* en tres laboratorios diferentes arrojando los mismos resultados, la especie es segura para su liberación en el campo. Sin embargo, si la Argentina decidiera iniciar un proyecto de control biológico de esta planta, más estudios de especificidad serían necesarios. Para ello habría que tener en cuenta que nuestro país alberga a decenas de especies nativas de *Hieracium* (Ruggiero y Espinar 1999) y de los híbridos conocidos o no de este grupo<sup>6</sup> (situación completamente distinta a Nueva Zelanda o Chile). Por lo tanto aunque se optara por la vía corta, los estudios de especificidad son altamente recomendables.

El control biológico es una herramienta irreversible, y cuando se libera un agente se deben conocer todos los riesgos de esta invasión programada. Para ello es absolutamente necesario conocer la dinámica del sistema a controlar, interiorizarse en la composición y dinámica de las especies vegetales y de la fauna que compone los otros niveles tróficos:

---

<sup>5</sup> Esto debería compararse con los 2 millones que perdería Chile con la expansión de *Hieracium*, con lo que equivale sólo a ~6% de ese valor.

<sup>6</sup> El género *Hieracium* es conocido por su situación taxonómica compleja, debido a los diferentes grados de ploidía de sus especies, producto de alta tasa de hibridización (Fehrer et al. 2007)

estudiando las interacciones directas e indirectas de los componentes del sistema. El agente utilizado en Nueva Zelanda y el próximo a utilizar por Chile, *M. pilosellae*, parece ser específico y por lo tanto seguro para el control de esta planta invasiva. Pero el grado de especificidad sólo sirve para evaluar posibles efectos adversos relacionados con el cambio de hospedadora, con lo cual otros aspectos además deben de ser evaluados. Es aconsejable conocer si en el ambiente existen otras especies de cecidómidos atacando otras especies vegetales y si éstos poseen predadores o parasitoides que pudieran interactuar con *M. pilosellae*. Si este fuera el caso evaluar si realmente *M. pilosellae* posee un efecto significativo sobre *H. pilosella*<sup>7</sup> y continuar los estudios luego de la liberación.

Un punto importante a considerar es que si Chile decidiera liberar *Macrolabis pilosellae*, es muy probable que la Argentina recibiera indirectamente estos insectos por simple dispersión. Si este fuera el caso es imprescindible conocer los posibles efectos positivos o adversos, resultantes de la introducción de este cecidómido, para la flora y fauna nativa.

La invasión de esta especie vegetal en los pastizales fueguinos plantea un desafío a la hora de emprender estrategias de manejo. No se puede desconocer ni la rapidez del avance que tuvo esta especie en otros países ni el fracaso obtenido al intentar controlarla sólo con métodos mecánicos y químicos. Como la población en el sector argentino es acotada y reciente toda la artillería de alternativas de control son altamente sugeridas para erradicarla. El control biológico no es una herramienta veloz y en el caso de *H. pilosella* todavía no se sabe cuan efectiva es, pero en Nueva Zelanda es la única que ha sido considerada en los últimos años cuando la invasión, junto con todos sus efectos adversos, fue considerada un hecho.

---

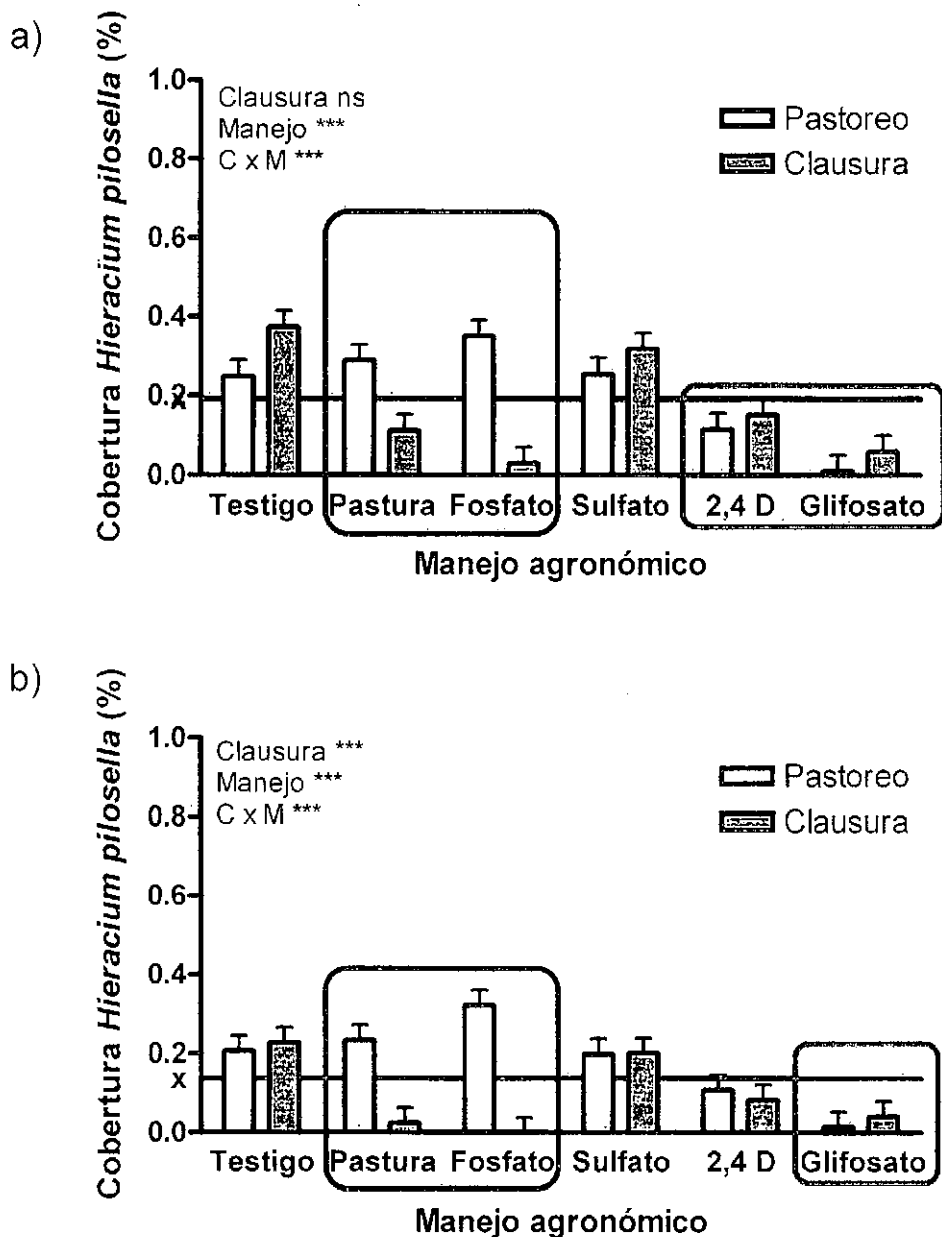
<sup>7</sup> Se tiene conocimiento de bio-agentes altamente específicos que no disminuían las poblaciones de la maleza, por el contrario interactuaban indirectamente con otras especies provocando efectos adversos (Pearson y Callaway 2003)

### 3. Ensayos experimentales

#### 3.1 Experimento manejo agronómico

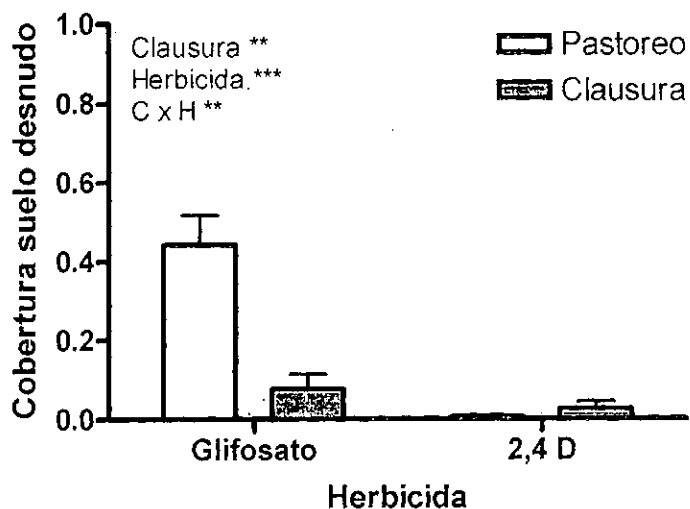
Luego de dos años de la aplicación de los tratamientos se consolidan aún más las diferencias encontradas al término del primer año. El principal resultado obedece a una interacción marcada entre el manejo agronómico implementado y la exclusión del pastoreo ovino sobre la cobertura de *Hieracium pilosella* (**Tabla 1** en Anexo Estadístico). Se observa que en aquellas parcelas que se fertilizaron con una fuente fosforada (parcelas fertilizadas con  $\text{PO}_4\text{H}[\text{NH}_4]_2$  e inter-sembradas con pastura), disminuyó notoriamente la abundancia de *Hieracium pilosella* en los sitios excluidos respecto de los pastoreados (**Figura 14**) y que esta respuesta fue sostenida en el tiempo, con una mayor caída en la cobertura al cabo de dos años. Prácticamente al cabo de dos años de aplicadas las fertilizaciones fosforadas y excluido el ganado doméstico, la cobertura de *Hieracium pilosella* no alcanzó el 5%, comparado con los valores iniciales promedio del ensayo cercanos al 35%.

Esto se debió principalmente al aumento en la cobertura de tréboles, pasto ovillo y otras gramíneas nativas que crecieron en altura y taparon notoriamente el suelo con un gran desarrollo de área foliar. Posiblemente, estos efectos se vieron magnificados por las condiciones climáticas de la estación de crecimiento 2005/06, que presentaron el récord de precipitación para los meses cálidos, sobre todo en noviembre y enero con 104 y 106 mm, respectivamente, superando en un 287% y 157% a las medias históricas para estos meses. Por otro lado el resto de los manejos no presentaron diferencias entre las situaciones de pastoreo, aunque si se diferenciaron de la media general sobre todo la aplicación de glifosato y 2,4 D que disminuyeron un 90 y 60% respectivamente la cobertura de la especie invasora respecto del testigo luego de dos años. Aunque también hubo rebrotes y se afectaron severamente a otras especies nativas de la comunidad.



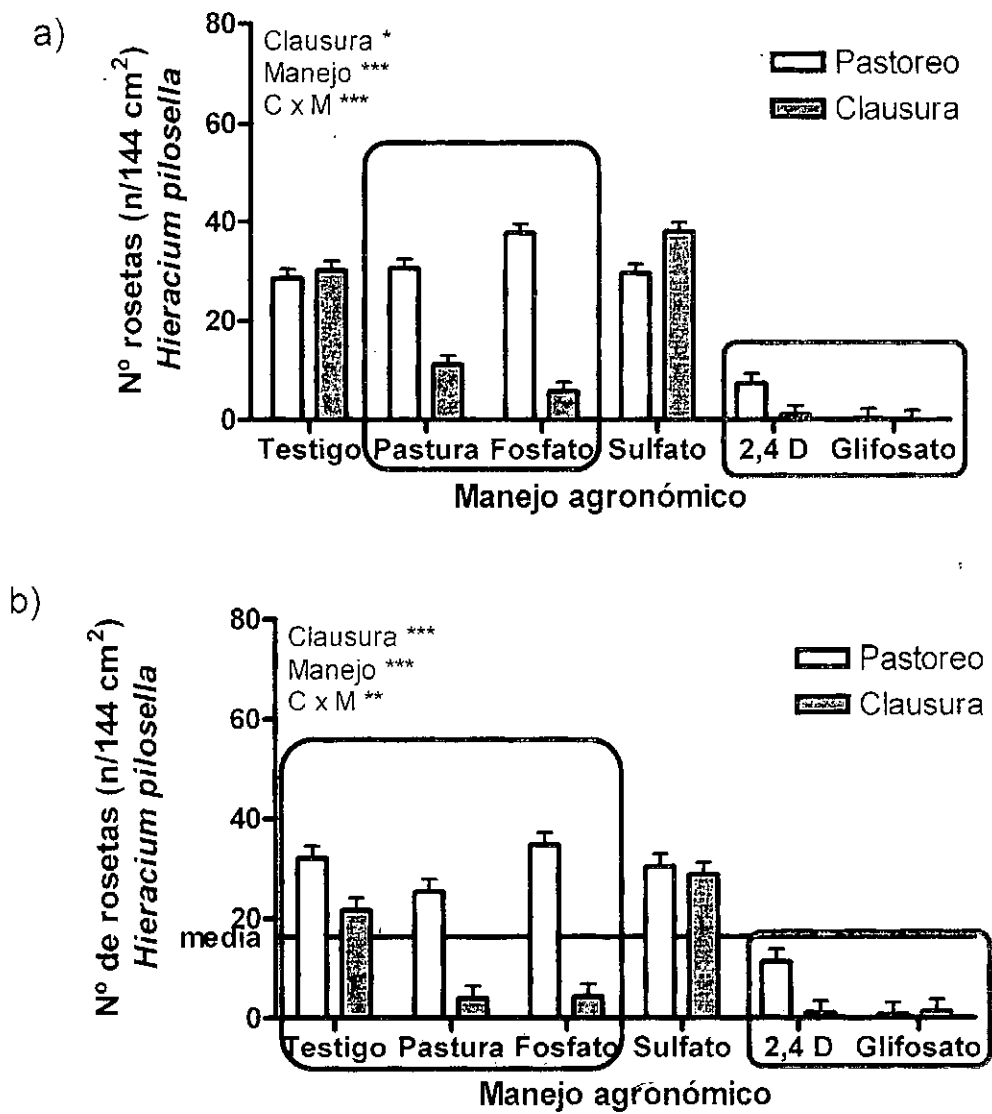
**Figura 14.** Cobertura de *Hieracium pilosella* en distintas condiciones de pastoreo y manejo agronómico al cabo de uno (a) y dos (b) años de aplicados los tratamientos. Las barras indican media  $\pm$  1 EE.

En el caso de la aplicación de un herbicida de acción total como el glifosato bajo condiciones de pastoreo, hay que tener especial cuidado con el incremento de la cobertura de suelo desnudo debido al pisoteo de la broza (**Figura 15**). En este sentido, la aplicación de herbicidas selectivos como 2,4-D, resulta en prácticas más sustentables respecto de la conservación del suelo.



**Figura 15.** Cobertura de suelo desnudo en distintas condiciones de pastoreo y para dos tipos de herbicidas al cabo de dos años de aplicados los tratamientos. Las barras indican media  $\pm$  1 EE.

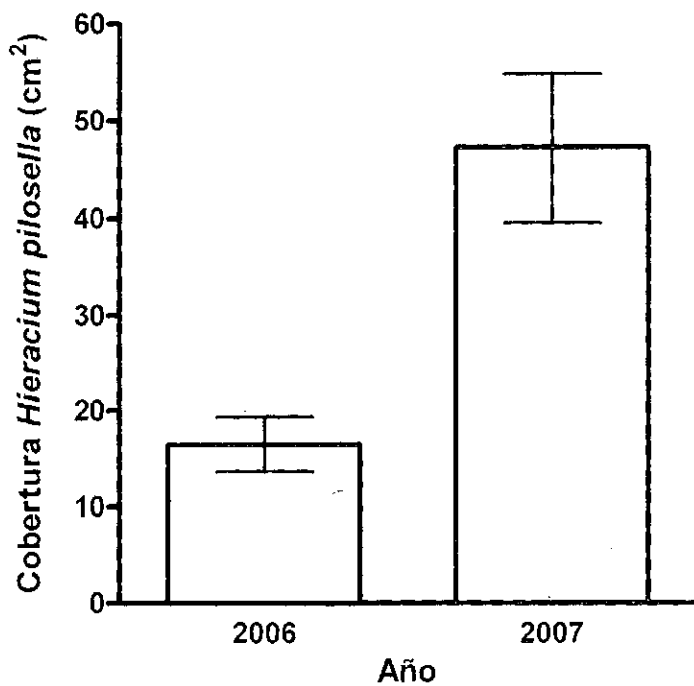
Además de los datos de cobertura de la maleza, se realizaron observaciones del número de rosetas en los cuadrados permanentes ubicados dentro de los grandes parches dominados por la especie invasora en el experimento de manejo. Al igual que lo observado para la cobertura de *Hieracium pilosella*, se observan efectos interactivos entre la exclusión al pastoreo y el manejo sobre el número de rosetas que se intensificaron durante la última evaluación (**Tabla 2** en Anexo Estadístico). El número de rosetas disminuyó mucho más en las parcelas testigo, inter-sembradas, fertilizadas con  $\text{PO}_4\text{H}[\text{NH}_4]_2$  y en las que se aplicó 2,4-D en las situaciones clausuradas que en pastoreadas al cabo de dos años, mientras que el resto de los manejos no presentaron diferencias (**Figura 16**). Además, existió un claro efecto simple de la aplicación de glifosato, que independientemente de la condición de pastoreo, redujo a casi cero el número de rosetas.



**Figura 16.** Número de rosetas de *Hieracium pilosella* en distintas condiciones de pastoreo y manejo agronómico al cabo de uno (a) y dos (b) años de aplicados los tratamientos. Las barras indican media  $\pm$  1 EE.

### 3.2 Experimento disturbios

Luego de dos años de iniciado los experimentos para evaluar el efecto de los disturbios al suelo sobre la colonización de *Hieracium pilosella*, se observan algunas tendencias interesantes. Si bien los tratamientos de disturbios no se diferenciaron estadísticamente, hay algunos resultados de interés relacionados con la dinámica temporal de la invasión. En la **Figura 17**, se observan los cambios observados en la cobertura de la invasora para cada año en los cuales se efectuaron evaluaciones de todas las parcelas agrupadas, es decir sin distinguir por tratamiento de disturbio al suelo (testigo, corte al ras o laboreo) o condición de pastoreo (con y sin). Es muy notorio el incremento de cobertura durante el segundo año, que prácticamente triplica la cobertura del año inmediato anterior.

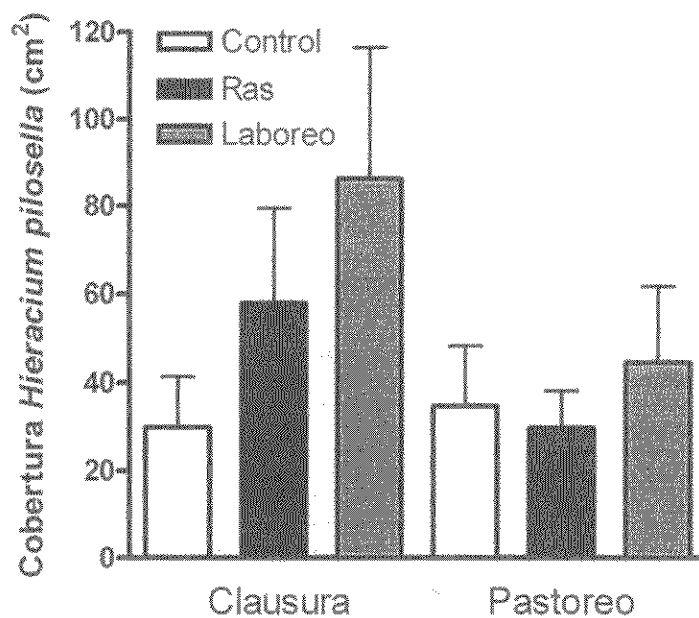


**Figura 17.** Cobertura de *Hieracium pilosella* para los años 2006 y 2007 en todos los tratamientos de disturbios al suelo tanto de clausura como de pastoreo. Las barras indican media  $\pm$  1 EE.

Al evaluar qué ocurrió con los tratamientos de disturbios al suelo y su interacción con el pastoreo se observa una tendencia a la interacción, con un efecto más marcado de los tratamientos de disturbios al suelo (corte al ras y laboreo) bajo

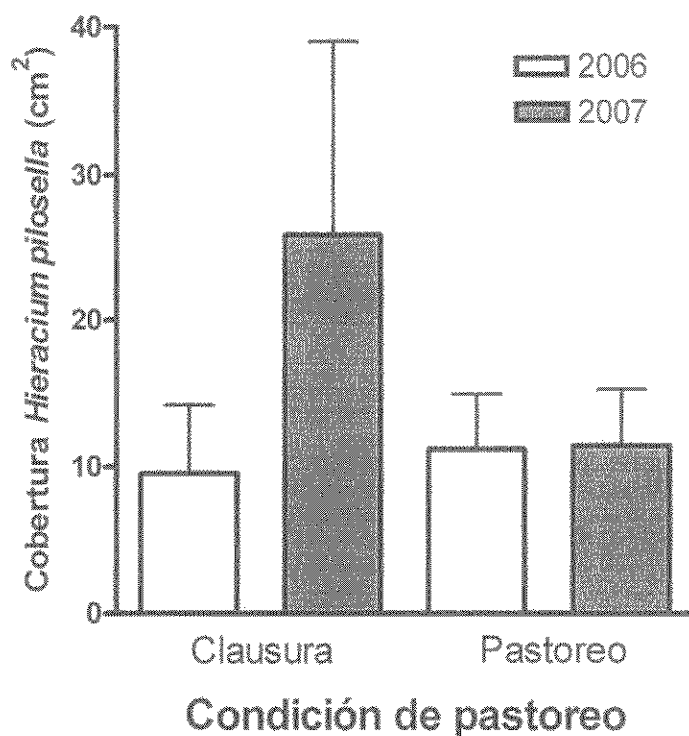


condiciones de exclusión al pastoreo doméstico (Figura 18). En la figura prácticamente no se observan diferencias entre los tratamientos de disturbio bajo pastoreo y en cambio sí en clausura, alcanzando los valores de cobertura de *Hieracium pilosella* más altos al término de dos años en las parcelas laboreadas.



**Figura 18.** Cobertura de *Hieracium pilosella* al término de dos años de iniciado el ensayo para los tres tratamientos de disturbios al suelo (control, corte al ras, laboreo) en sitios con y sin pastoreo ovino. Las barras indican media  $\pm$  1 EE.

Finalmente, en otro estudio sobre parcelas sin disturbar, en sitios con y sin pastoreo ovino, que se hallaban a barlovento de parches grandes de *Hieracium pilosella* y que presentaban diferente cobertura natural de suelo desnudo, se evaluó la colonización de la maleza invasora. Al cabo de dos años de establecidas las parcelas, no se halló una correlación evidente entre la cobertura de suelo desnudo y la colonización de *Hieracium pilosella*. Sin embargo, se registró un mayor aumento en la cobertura de la maleza durante el último año dentro de las áreas clausuradas (Figura 19).



**Figura 19.** Cobertura de *Hieracium pilosella* al término de uno y dos años del establecimiento de parcelas ubicadas a barlovento de parches previamente invadidos y con suelo desnudo en sitios con y sin pastoreo ovino. Las barras indican media  $\pm$  1 EE.

#### 4. Herborización de ejemplares de *Hieracium* sp.

Las determinaciones realizadas en el herbario del Museo Argentino de Ciencias Naturales por expertos en el tema, indicaron que la especie compuesta similar en su aspecto a *Hieracium pilosella* hallada durante las recorridas por la región del Ecotono, en realidad corresponden a un congénere nativo: *Hieracium antarcticum* (Foto 13a en Anexo fotográfico). Esta última especie suele encontrarse en banquinas (sobre todo de Ruta Complementaria H cerca de Eas. Indiana, Rivadavia y El Roble) formando manchones grandes junto a otras compuestas posibles de confundir como *Hypochoeris radicata* y *Agoseris coronopifolia*, sólo factible de identificar mediante observaciones precisas. Además se identificó otro congénere nativo encontrado en sitios de muestreo cercanos a Cabo San Pablo en la Ea. Fueguina: *Hieracium murorum* (Foto 13b en Anexo fotográfico). Sin embargo se halló un individuo aislado y no formando parches como habitualmente lo hace *H. pilosella*. A continuación se presenta la clave y cuadro generados durante el primer proyecto para facilitar la identificación botánica de las especies.

En la clave diacrítica siguiente y el **Cuadro 1** se resumen las principales características morfológicas de la especie invasora y se la compara con otros congéneres que cohabitan la Isla Grande de Tierra del Fuego. Estos resultados fueron presentados en el informe anterior pero son útiles para la descripción de las colecciones actuales.

Clave diacrítica para la identificación de las especies de *Hieracium* presentes en la isla Grande de Tierra del Fuego.

1- Plantas con estolones. Inflorescencias formadas por un sólo capítulo. Ausencia de hojas sobre el tallo florífero.

***Hieracium pilosella***

1'- Plantas sin estolones. Inflorescencias con más de un capítulo. Presencia de 1-3 hojas sobre el tallo florífero.

2- Hojas con pecíolos cortos, bordes enteros o levemente sinuado-dentado. Lígulas cortas, apenas superan las brácteas.

3- Inflorescencias siempre con muchos capítulos. Fruto de 3-4 mm de largo.

***H. chilense***

3'- Inflorescencias con pocos capítulos: 1-5. Fruto de 3 o 3,5 mm de largo.

***H. patagonicum***

2'- Hojas con pecíolos largos.






4- Bordes de las hojas dentado-agudo con dientes muy marcados. Lígulas 1/3 más largas que las brácteas. Tallos floríferos de 20-50 cm de altura.

***H. murorum***









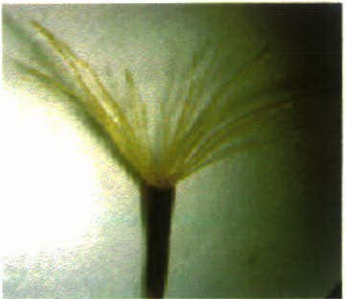
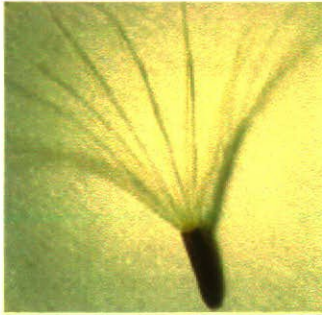
4'- Bordes de las hojas enteros o levemente sinuados. Lígulas cortas, apenas más largas que las brácteas. Tallos floríferos 15-30 cm de altura.

***H. antarcticum***

**Cuadro 1.** Cuadro comparativo de caracteres diferenciales entre especies de *Hieracium* spp. presentes en Tierra del Fuego.

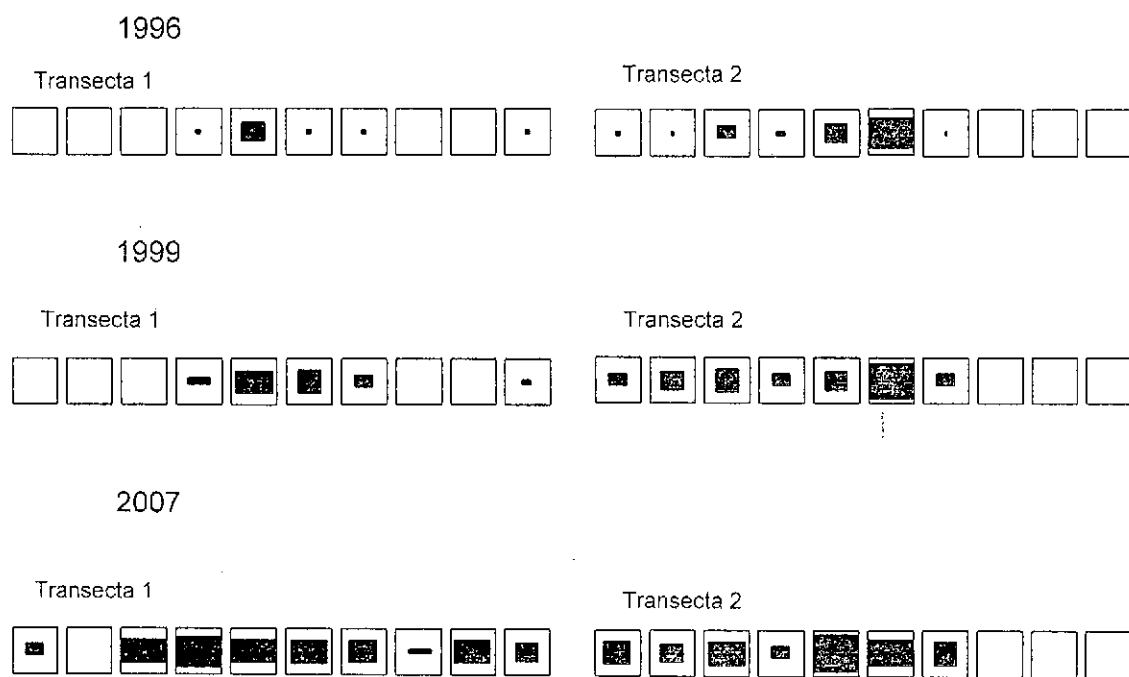
Caracteres	<i>H. chilense</i>	<i>H. murorum</i> *	<i>H. antarticum</i>	<i>H. patagonicum</i>	<i>H. pilosella</i> *
Fotografía planta entera (material de herbario)					
Largo tallos floríferos	30-80 cm	20-50 cm	15-30 cm	20-60 cm	15-30 (40) cm
Hojas tallo florífero	numerosas	1-2	1-3	1-3	0
Pecíolo	cortamente pecioladas	largamente pecioladas	largamente pecioladas	cortamente pecioladas	cortamente pecioladas
Borde de la hoja	entero o levemente situado-dentado	dentado aguado (los dientes inferiores mayores)	entero o levemente sinuado	entero o levemente sinuado-dentado	entero o levemente sinuado
Cantidad de capítulos	+ de 5	pocos 1-5	1-5 (raro +8)	pocos 1-5	1

\* especies no nativas

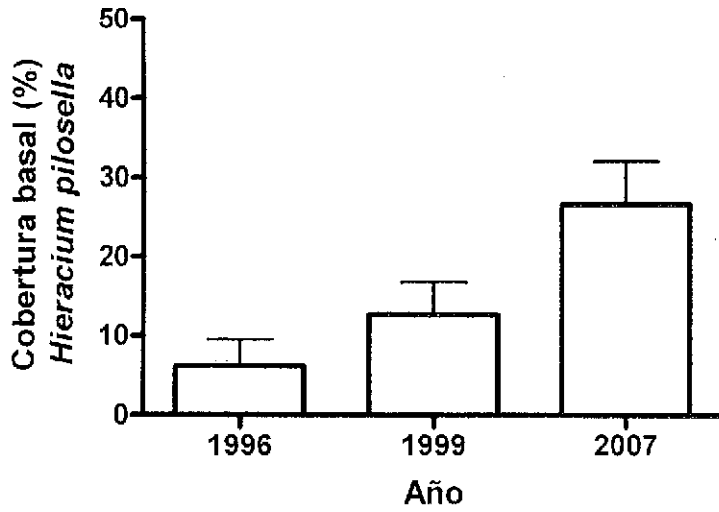
Fotografía capítulos					
Lígulas (color amarillo)	cortas (apenas más largas que las brácteas)	largas (1/3 más largas que las brácteas)	cortas (apenas más largas que las brácteas)	cortas (apenas más largas que las brácteas)	largas (1/3 más largas que las brácteas)
Fotografía fruto					
Largo del fruto	3-4 mm	3-4 mm	2,5-3,5 mm	3-3,5 mm	2,5-3 mm
Papus	pajizo (± 5 mm)	blanco (± 6 mm)	amarillo (4-5 mm)	ocráceo (5 mm)	blanco (5-7 mm)
Presencia estolones	No	no	no	no	sí, superficial

## 5. Dinámica local de la invasión de *Hieracium pilosella*

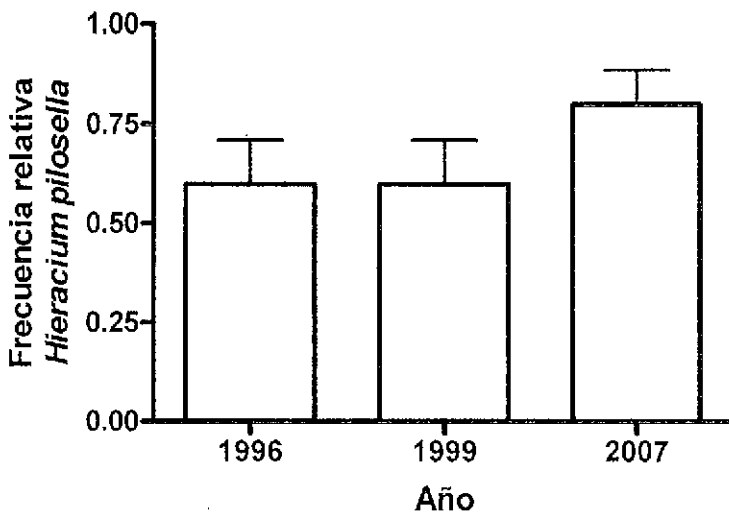
Los mapas de los cuadrantes permanentes indican cambios en la cobertura y expansión de la invasión de *Hieracium pilosella* a escala local para un sitio invadido por *Hieracium pilosella* hace por lo menos más de 10 años (Figura 20). La cobertura de la maleza exótica se incremento en más de un **100%** para los primeros tres años y en un porcentaje similar para los ocho años subsiguientes (Figura 21). En cambio, la expansión de la maleza (medida como la colonización de nuevos cuadrantes), se observó recién durante este último período (Figura 22). Mientras que en los primeros tres años no se detectaron nuevos cuadrantes invadidos por la maleza exótica, en los últimos ocho años se colonizó un **38%** de los cuadrantes vacantes posibles. Respecto de la tasa de crecimiento anual ( $\Delta C/\Delta t = (C_f - C_0)/\Delta t$ ), claramente se observa una caída en la misma de alrededor del **68%** para el segundo período, medida como cambios en la cobertura, a pesar de que la misma aún se mantiene positiva (Figura 23).



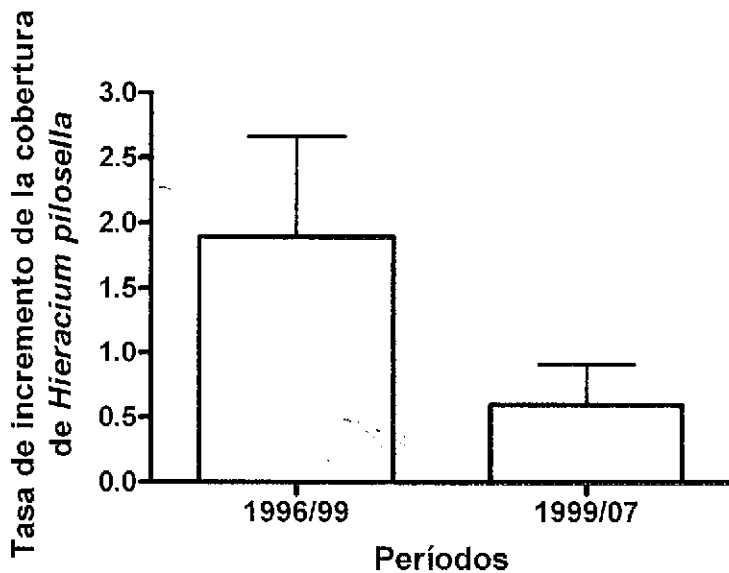
**Figura 20.** Representación gráfica de la cobertura basal de *Hieracium pilosella* en 20 cuadrantes permanentes a lo largo de dos transectas al sur de la región de la Estepa (Pot. 15, Ea. María Behety) para distintos años de evaluación.



**Figura 21.** Cobertura promedio de *Hieracium pilosella* medida en tres años sobre 20 cuadrantes permanentes.



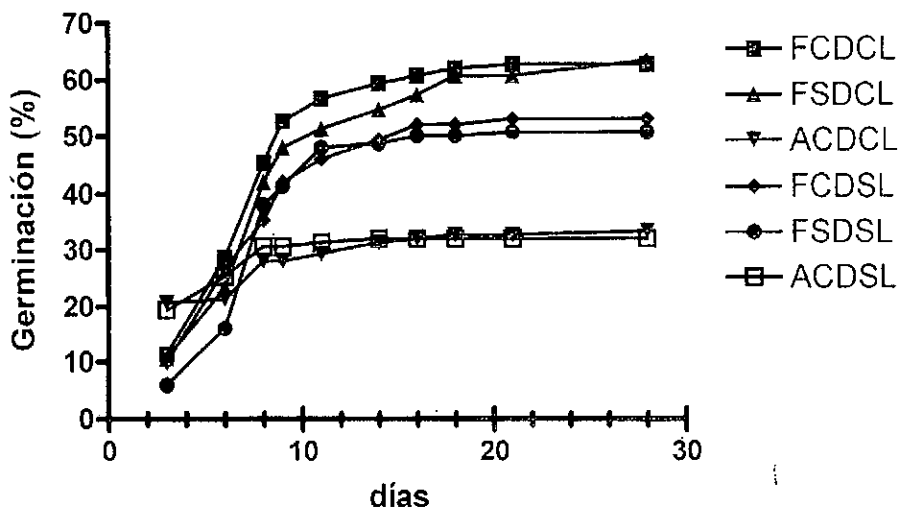
**Figura 22.** Frecuencia relativa promedio de *Hieracium pilosella* medida en tres años sobre 20 cuadrantes permanentes.



**Figura 23.** Tasa de cambio anual de la cobertura de *Hieracium pilosella* para dos períodos en estudio.



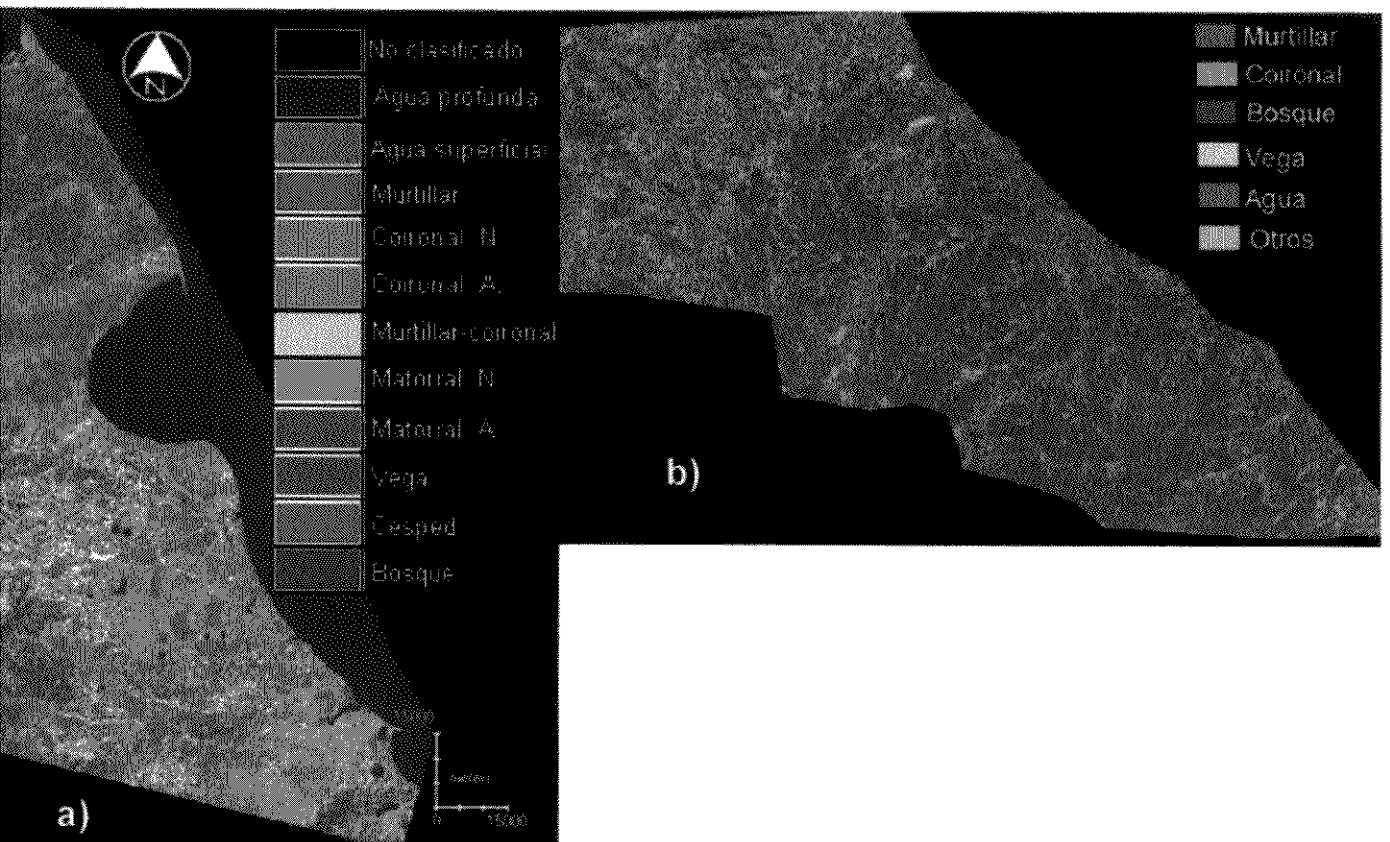
En estudios más detallados, con experimentos en laboratorio, se observó un porcentaje promedio de germinación del 63% para semillas de *H. pilosella*. Las semillas fueron cosechadas a campo luego de la floración (febrero 2006), almacenadas durante un año y sometidas a tres tratamientos de germinación: temperatura ambiente (A) y en heladera tres meses previos al ensayo (F). Se comparó además el efecto de la luz (CL: puestas a germinar a la luz, SL: puestas a germinar en la oscuridad) y de la desinfección previa de las semillas (CD: desinfectadas previamente, SD: sin desinfectar previamente) (**Figura 24**). Sólo se observaron diferencias significativas entre los tratamientos de semillas conservadas en frío con respecto a las conservadas a temperatura ambiente ( $p < 0,05$ ). Claramente la respuesta al frío permitió alcanzar una mayor tasa de germinación y un porcentaje final de germinación mayor, situación que la favorece en los pastizales fueguinos.



**Figura 24.** Porcentaje acumulado de la germinación de semillas de *Hieracium pilosella* bajo distintos tratamientos.

## 6. Disponibilidad de hábitat para *Hieracium pilosella* en la región del ecotono.

Luego de aplicar una clasificación no supervisada con 50 clases y verificar la misma mediante puntos de control (aprox. 5-10 por comunidad), se agruparon 12 clases en función de las comunidades vegetales dominantes para cada una de las regiones: Estepa y Ecotono. Luego se definió de un modo muy simple el hábitat de *Hieracium pilosella* de acuerdo con aquellas comunidades en las que se registró la mayor constancia y cobertura de la maleza exótica. De acuerdo con esto quedaron: matorrales, coironales, céspedes y murtillares como habitats potenciales de la maleza invasora y se excluyeron los pastizales y matorrales salinos de Ba. San Sebastian, los bosques cerrados de lenga y ñire, las vegas y los turbales. En la **Figura 25** se observa la clasificación de ambas imágenes.



**Figura 25.** Imagen LANDSAT 7 ETM+ en falso color de a) la estepa Fueguina y b) el Ecotono, mediante una clasificación no supervisada.

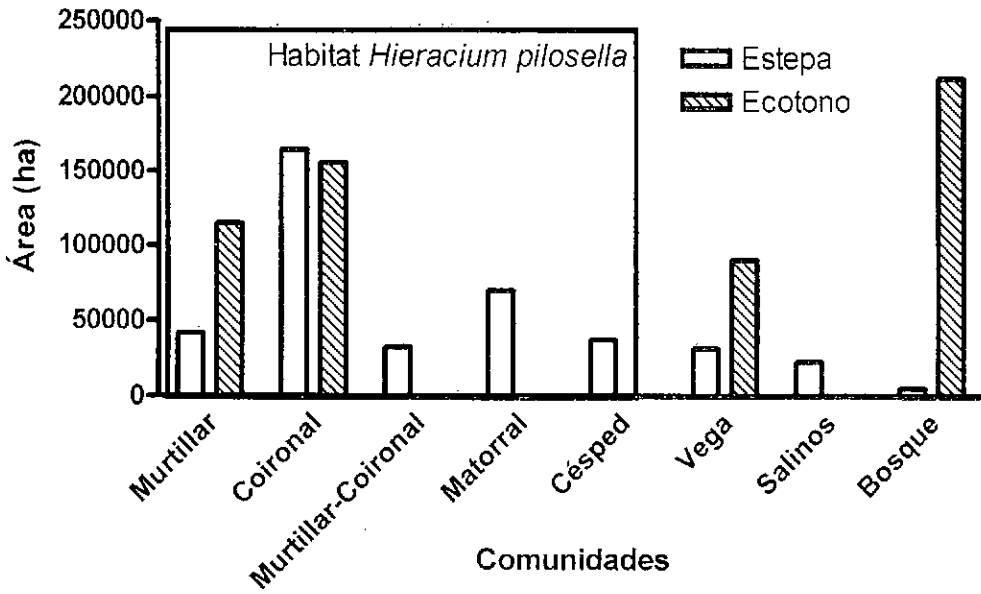


Figura 26. Área de las distintas comunidades vegetales dominantes para las regiones de la Estepa y del Ecotono de Tierra del Fuego.

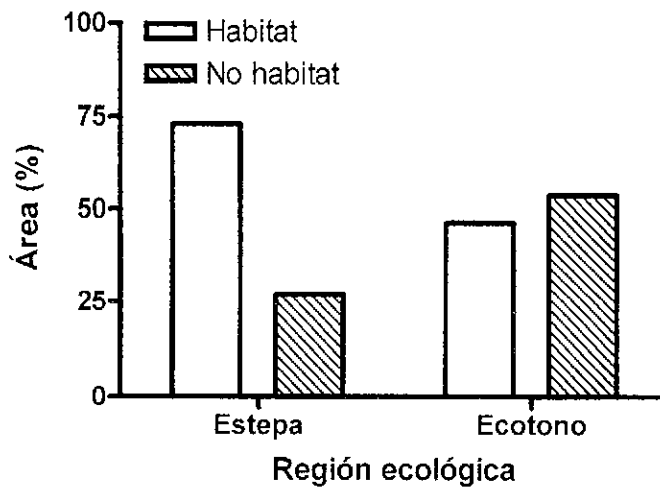


Figura 27. Porcentaje del área hábitat y no hábitat para *Hieracium pilosella* en las regiones de la estepa y del ecotono de Tierra del Fuego.

En función de este estudio exploratorio y de acuerdo con los supuestos establecidos, se puede observar en las Figuras 26 y 27 que la Estepa presenta un 73% (308.620 has) de su extensión como hábitat potencial para la diseminación de

la maleza invasora, mientras que el Ecotono un **46% (270.463 has)**. Estas diferencias se relacionan con que los ambientes de la región del Ecotono, son generalmente más húmedos y entonces dominan comunidades de vegas o bosques. Ambos ambientes no son propicios para la expansión de la maleza. En la **foto 3 del Anexo fotográfico** se ilustra esta idea, donde al norte del ecotono existen comunidades intermedias, más xéricas dominadas por coironales o murtilares-coironales entre dos ambientes que no representan el hábitat de *Hieracium pilosella* como son el bosque y la vega. Esta situación se acentúa aún más al sur del ecotono, tal como se observa en la **foto 4 del Anexo fotográfico**, donde prácticamente al terminar el bosque se continua directamente la vega, reduciendo a la nada el hábitat de la maleza invasora.

## CONCLUSIONES

A modo de conclusiones de este trabajo en la región del Ecotono y su comparación con el trabajo iniciado durante el año anterior en la región de la Estepa se pueden destacar los siguientes resultados:

1. Existen diferencias en el estado actual de la invasión de *Hieracium pilosella* en ambas regiones agro-ecológicas. En el Ecotono la diseminación, constancia y cobertura de la maleza exótica es mucho menor que en la Estepa. En el Ecotono solo se hallaron manchones pequeños (< 2 m) de la planta invasora en banquetas de caminos, picadas de arreo, potreros de chacra y corrales de animales, pero prácticamente no se hallaron en campos naturales.

2. El hábitat potencial para la maleza en la región del Ecotono parece estar restringido a comunidades más xéricas de coironales, dejando afuera el sotobosque y las vegas.

3. El control biológico es una técnica que no debe ser descartada y que puede ser empleada como técnica complementaria para la situación actual de *Hieracium pilosella* en el sector argentino de la isla, aunque requiere de más investigación para su implementación.

4. En el Ecotono es más común encontrar especies nativas que pueden confundirse con la maleza exótica porque pertenecen al mismo género o familia botánica y que resultan similares en su aspecto ante ojos inexpertos.

5. Los manejos agronómicos ensayados mostraron posibilidades ciertas de control mediante la complementariedad de fertilizaciones N-P estratégicas en combinación con exclusiones del pastoreo y la aplicación local de herbicidas.

6. Los estudios de crecimiento de parches de la maleza invasora en la zona reflejaron el potencial de crecimiento y expansión de la misma en 10 años y confirman la experiencia ocurrida en ecosistemas similares (Nueva Zelanda y Chile).

## BIBLIOGRAFÍA

- Adkins S. 1997. Introduction to Weed Science. 27-38. En: Julien & White (eds.). Biological Control of Weeds: Theory and Practical Application. ACIAR monograph No. 49, Canberra, Australia.
- Anchorena, J., A. Cingolani, E. Livraghi, M. Collantes y S. Stoffella 2001. Manejo del pastoreo de ovejas en Tierra del Fuego. ISBN 987-99049-2-3. Edipubli, Buenos Aires, Argentina.
- Ardit R. y A.A. Berryman. 1991. The Biological Control Paradox. Trends in Ecology and Evolution 6: 32.
- Bishop GF y Davy AJ. 1994. *Hieracium pilosella* L. (*Pilosella officinarum* F. Schultz & Schultz-Bip.) Journal of Ecology 82: 195-210.
- Blumenthal, D. M. 2005. Interrelated causes of plant invasion. Science 310: 243-244.
- Blumenthal, D.M. 2006. Interactions between resource availability and enemy release in plant invasion. Ecology Letters 9: 887-895
- Cingolani AM, Anchorena J, y Collantes M (1998) Landscape heterogeneity and long-term animal production in Tierra del Fuego. Journal of Range Management 51: 79-87.
- Cingolani, A., G. Posse y M. Collantes. 2005. Plant functional traits, herbivore selectivity and response to sheep grazing in Tierra del Fuego steppes (Patagonia, Argentina). Journal of Applied Ecology 42: 50-59.
- Clavero, M. y E. García Berthou. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. Trends in Ecology and Evolution 20:110.
- Clay, K. 2003. Parasites lost. Nature 421: 585-586.
- Collantes, M.B. y L.D. Boffi Lissin 1993. Colonización por especies nativas de una pastura implantada sobre suelo de murtillar. Parodiana. Vol. 8 (2):205-212.
- Collantes, M.B.; Anchorena J.; Ontivero, J. y O. Bianciotto, 1985. Mapa de vegetación del N de Tierra del Fuego. XX Jornadas de la Sociedad Argentina de Botánica, Salta.
- Collantes, MB, Anchorena J y Cingolani A (1999) The steppes of Tierra del Fuego: floristic and growthform patterns controlled by soil fertility and moisture. Plant Ecology 140: 61-75.
- Cordo, H.A. 2004. El control biológico de malezas, una alternativa factible para la lucha contra plantas exóticas en áreas protegidas de la Argentina. Revista de la Sociedad Entomológica Argentina 63: 1-9.
- DeBach, P. 1964. Biological Control of Insect Pests and Weeds. Reinhold Publishing Corp., New York.
- DeLoach C., H.A. Cordo, y I. S. de Cruzel. 1989. Control Biológico de Malezas. El Ateneo, Buenos Aires.
- Denslow, J. S. y C. M. D'Antonio. 2005. After biocontrol: Assessing indirect effects of insect releases. Biological Control 35: 307-318.
- Didham, R.K., J.M. Tylianakis, N.J. Gemmill, T.A. Rand y R.M. Ewers. 2007. Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. Trends in Ecology and Evolution 22 (9): 489-496.
- Duncan RP, Colhoun KM y Foran BD. 1997. The distribution and abundance of *Hieracium* species (Hawkweeds) in the dry grasslands of Canterbury and Otago. New Zealand Journal of Ecology 21: 51-62.

- Facon B., B. J. Genton, J. Shykoff, y P. Jarne. 2006. A general eco-evolutionary framework for understanding bioinvasions. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 130-135.
- Fehrer, J., A. Krahulcová, F. Krahulec, J. Jr. Chrtek, R. Rosenbaumová, S. Bräutigam. 2007. Evolutionary aspects in Hieracium subgenus Pilosella. In: Grossniklaus, U., Hörandl, E., Sharbel, T., van Dijk, P. (eds.) *Apomixis: Evolution, Mechanisms and Perspectives*, *Regnum Vegetabile* 147, Koeltz, Königstein pp. 359-390
- Gandolfo, D. 2003. Estudios de especificidad con insectos para su uso como agentes de control biológico de malezas. 24-35. En: J. Medal, H. Norambuena & D. Gandolfo (eds.). *Memorias del Primer Curso Latinoamericano de Control Biológico de Malezas*. Montelimar, Nicaragua, 22-24 de junio de 2002. University of Florida.
- Großkopf G., L. Wilson, L. Smith y P. Syrett. 2004. Host-specificity investigations of a gall midge for the biological control of alien invasive hawkweeds in North America. 348-349. En: *Proceedings of the XI International Symposium on Biological Control of Weeds* (eds Cullen, J.M., Briese, D.T. Kriticos, D.J., Lonsdale, W.M., Morin, L. and Scott, J.K.), pp. 351-352. CSIRO Entomology, Canberra, Australia.
- Großkopf, G. 2006. Investigations on three species of Diptera associated with hawkweeds in Europe and their potential for biological control of alien invasive Hieracium spp. in New Zealand and North America. Thesis Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- Harley, K.L.S. y I.W. Forno. 1992. *Biological Control of Weeds. A handbook for practitioners and students*. CSIRO Division of Entomology, Brisbane, Australia.
- Hayes, L.M. 2000. Technology Transfer Programs for Biological Control of Weeds - the New Zealand Experience. 719-727. En: Neal R. Spencer [ed.]. *Proceedings of the X International Symposium on Biological Control of Weeds 4-14 July 1999, Montana State University, Bozeman, Montana, USA*.
- Heard, T. 1997. Host range testing of insects. 77-82. En: Julien & White (eds.). *Biological Control of Weeds: Theory and Practical Application*. ACIAR monograph No. 49, 192 pp.
- Hoddle, M. S. 2004. Restoring balance: Using exotic species to control invasive exotic species. *Conservation Biology* 18: 38-49.
- Huffaker, C. B. 1964. Fundamentals of biological weed control. 631-649. En: P. DeBach (ed.): *Biological Control of Insect Pests and Weeds*. Reinhold Publishing. Corp., New York.
- Julien, M. y G. White. 1997. *Biological Control of Weeds: Theory and Practical Application*. ACIAR Monograph No 49. Canberra, Australia.
- Keane, R.M. y M.J. Crawley. 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology and Evolution* 17: 164-169.
- Klöppel, M., L. Smith y P. Syrett. 2003. Predicting the impact of the biocontrol agent *Aulacidea subterminalis* (Cynipidae) on growth of *Hieracium pilosella* (Asteraceae) under differing environmental conditions in New Zealand. *Biocontrol Science and Technology* 13, 207-218.

- Lamoureaux SL, Kelly D y Barlow ND. 2003. Population dynamics in mature stands of *Hieracium pilosella* in New Zealand. *Plant Ecology* 166: 263-273.
- Louda, S.M. y C. W. O'Brien. 2002. Unexpected ecological effects of distributing the exotic weevil, *Larinus planus* (F.) for the biological control of Canada thistle. *Conservation Biology* 16: 717-727.
- Louda, S.M., R.W. Pemberton, M.T. Johnson, y P.A. Fallet. 2003. Nontarget effects-The Achilles' heel of biological control? Retrospective analysis to reduce risk associated with biocontrol introductions. *Annual Review of Entomology* 48: 356-396.
- Mansilla, H. 2006. Chile: Hieracium Biocontrol Programme Launched. *Biocontrol News and Information* 26 (3): 74-75.
- McClay, A. S. 2003. Estudios de post-liberación de los agentes de control biológico de malezas. 45-57. En: J. Medal, H. Norambuena & D. Gandolfo (eds.). *Memorias del Primer Curso Latinoamericano de Control Biológico de Malezas*. Montelimar, Nicaragua, 22-24 de junio de 2002. University of Florida.
- McClay, A. S., M. D. Crisp, H. C. Evans, T. Heard, R. Hufbauer, T. K. Qin, y R. Shaw. 2004. Centres of origin: do they exist, can we identify them, does it matter? 619-620. En: Cullen J. M., D. T. Briesse, D. J. Kriticos, W. M. Lonsdale, L. Morin, & J.K. Scott (eds.). *Proceedings of the XI International Symposium on Biological Control of Weeds*. CSIRO Entomology, Canberra, Australia.
- McFadyen, R. E. C. 1998. Biological control of weeds. *Annual Review of Entomology* 43: 369-393.
- Mendoza, R.; M.B. Collantes; J. Anchorena y S. Cainzos 1995. Effects of liming and fertilization on forage yield and vegetation in dry heath soils from southern Patagonia. *Journal of Plant Nutrition* Vol. 18 (3).
- Morin, L., Syrett, P. 1996. Prospects for biological control of *Hieracium pilosella* with the rust *Puccinia hieracii* var. *piloselloidarum* in New Zealand. 19-26. En: Moran, V.C., Hoffmann, J.H.(Eds.), *Proceedings of the IX International Symposium on Biological Control of Weeds*. University of Cape Town, Stellenbosch, South Africa.
- Newell, C.L., L. Smith y B.J. Wills. 2007. Hawkweed Bio-control Agent Introduction and Monitoring. Final Report for Project: 2003 – 2006. Hieracium Control Trust, Central Environmental Services, Landcare Research NZ Ltd, pp. 33.
- Norambuena, H. 2003. Control Biológico de Malezas en Chile: Experiencias para la rápida implementación de proyectos. 77-85. En: J. Medal, H. Norambuena & D. Gandolfo (eds.). *Memorias del Primer Curso Latinoamericano de Control Biológico de Malezas*. Montelimar, Nicaragua, 22-24 de junio de 2002. University of Florida.
- Pearson, D.E. y R.M. Callaway. 2003. Indirect effects of host-specific biological control agents. *Trends in Ecology and Evolution* 18 (9): 456-461.
- Pemberton, R. W. 2000. Predictable risk to native plants in weed biological control. *Oecologia* 125: 489-494.
- Posse G, Anchorena J y Collantes MB (1996) Seasonal diets of sheep in the steppe region of Tierra del Fuego, Argentina. *Journal of Range Management* 49: 24-30.



- Rauber R., Arriaga M. y Collantes M. *Hieracium pilosella* L., Posible planta invasora en pastizales fueguinos. XXX Jornadas Argentinas de Botánica, Rosario Noviembre 2005, pp. 137.
- Roderick, G.K. y M. Navajas 2003. Genes in new environments: genetics and evolution in biological control. *Nature Review* 4: 889-899.
- Rosse AB, Basher LR, Wisser SK, Platt HK y Lynn LH. 1998. Factors predisposing short-tussock grasslands to *Hieracium* invasion in Marlborough, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 22: 121-140.
- Rosse AB, Platt KH y Frampton CM. 1995. Vegetation change over 25 years in a New Zealand short-tussock grassland: Effects of sheep grazing and exotic invasions. *New Zealand Journal of Ecology* 19: 163-174.
- Ruggiero, C. y L. Ariza Espinar. 1999. Género *Hieracium* L. 113-118. En: Catálogo de las Plantas Vasculares de la Argentina II (eds F.O. Zuloaga & O.Morrone). Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden.
- Scott D, Robertson JS y Archie WJ. 1990. Plant dynamics of new zealand tussock grassland infested with *Hieracium pilosella*. I. Effects of seasonal grazing, fertilizer and overdrilling. *Journal of Applied Ecology* 27: 224-234.
- Serra J. 1990. Relevamiento de pasturas implantadas en Tierra del Fuego. Publicación CFI.
- Simberloff, D. y P. Stiling. 1996. How risky is biological control. *Ecology* 77: 1965-1974.
- Simberloff, D. 2002. How much information on population biology is needed to manage introduced species? *Conservation Biology* 17: 83-92.
- Sturzenbaum, Borreli, Oliva. 1995. Informe Ea. Cullen Borelli: Diagnóstico y propuesta de manejo para Ea. Cullen.
- Syrett, P., G. Grosskopf, C. Meurk, y L. Smith. 1999. Predicted contributions of a plume moth and a gall wasp to biological control of hawkweeds in New Zealand. 219-226. En: Matthiessen, J.N. (Ed.), *Proceedings of the 7th Australasian Conference on Grassland Invertebrate Ecology*. CSIRO, Wembley, Australia.
- Treskonova M. 1991. Changes in the structure of tall tussock grasslands and infestation by specie of *Hieracium* in the Mackenzie country, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 15: 65-78.
- Van den Bosch, R., P. S. Messenger & A. P. Gutierrez. 1982. *An introduction to Biological Control*. Plenum Press, New York, 247 pp.
- Vilá, M. y J. Weiner. 2004. Are invasive plant species better competitors than native plant species? -evidence from pair-wise experiments. *Oikos* 105: 229-238.
- Vitousek, P. M., C. M. D'Antonio, L. L. Loope, M. Reimánek & R. Westbrooks. 1997. Introduced species: A significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology* 21: 1-16.

## ANEXO FOTOGRAFICO



**Foto 1.** Vista panorámica del paisaje en la región del ecotono. Se observa el contraste entre los pastizales de coirón y los bosques de ñire.



**Foto 2.** Vista en detalle de un bosque abierto de ñire (*Nothofagus antarctica*).



**Foto 3.** Vista panorámica de distintas comunidades vegetales en la región del ecotono. Al fondo un bosque de ñire, al frente una vega y en la zona intermedia un coironal.



**Foto 4.** Vista en detalle de una transición entre un bosque de ñire y una vega en una zona más húmeda que la anterior.



Foto 5. Vista en detalle de un monte de ñire más seco, bajo y abierto con un pastizal de alta cobertura y biomasa de *Holcus lanatus*.



Foto 6. Vista en detalle de un coironal de *Festuca gracilima*.



**Foto 7.** Vista en detalle de un bosque de ñire talado.



**Foto 8.** Vista panorámica de un bosque de ñire talado en las cercanías de Cabo San Pablo.



**Foto 9.** a) Vista panorámica de una vega con mogotes rodeada de bosque de lenga en la región del Ecotono cerca de Laguna Negra. b) Detalle de los mogotes.



**Foto 10.** Vistas panorámicas de dos coironales de *Festuca gracillima* en la región del Ecotono, cerca de Ea. Ushuaia.



**Foto 11.** Vista en detalle de un manchón pequeño de *Hieracium pilosella* en un claro bajo un bosque maduro y alto de ñire.



**Foto 12.** Vista en detalle de un manchón grande de *Hieracium antarcticum* sobre banquinas de ruta complementaria H, en la zona de Lago Yehuín y Chepelmuth. Los mismos son fáciles de confundir con la especie invasora *Hieracium pilosella*.





**Foto 13.** Vista en detalle de ejemplares de herbario coleccionados durante esta campaña de dos congéneres nativos de *Hieracium pilosella*: a) *Hieracium antarcticum* y b) *Hieracium murorum*.

## ANEXO ESTADÍSTICO

**Tabla 1.** Resumen del análisis de varianza realizado para evaluar el papel del pastoreo y distintos manejos agronómicos sobre la cobertura de *Hieracium pilosella* al cabo de uno (a) y dos años (b) de aplicados los tratamientos. Se resaltan los términos significativos del modelo ( $\alpha=5\%$ ).

a)

Término	d.f.	CM	F	p
Pastoreo	1	,012	1,04	0.415
Manejo	5	,061	12,02	<0.001
Pastoreo*Manejo	5	,045	8,83	<0.001

b)

Término	d.f.	CM	F	p
Pastoreo	1	0.064	14.07	<0.001
Manejo	5	0.029	6.44	<0.001
Pastoreo*Manejo	5	0.032	7.01	<0.001

c)

Término	d.f.	CM	F	p
Pastoreo	1	0.064	14.07	0.034
Manejo	5	0.029	6.44	<0.001
Pastoreo*Manejo	5	0.032	7.01	0.004

**Tabla 2.** Resumen del análisis de varianza realizado para evaluar el papel del pastoreo y distintos manejos agronómicos sobre el número de rosetas de *Hieracium pilosella* al cabo de uno (a) y dos años (b) de aplicados los tratamientos. Se resaltan los términos significativos del modelo ( $\alpha=5\%$ ).

a)

Término	d.f.	CM	F	p
Pastoreo	1	584	69.85	0.014
Manejo	5	1096	34.84	<0.001
Pastoreo*Manejo	5	340	10.82	<0.001

b)

Término	d.f.	CM	F	p
Pastoreo	1	1344	23.62	<0.001
Manejo	5	762	13.38	<0.001
Pastoreo*Manejo	5	209	3.67	0.016

c)

Término	d.f.	CM	F	p
Pastoreo	1	0.064	14.07	<0.001
Manejo	5	0.029	6.44	<0.001
Pastoreo*Manejo	5	0.032	7.01	0.001

