

**Regeneración de especies exóticas en sitios post-tala en plantaciones de *Pinus pinaster* en el  
Área Protegida Cabo Polonio, Uruguay: Factores ambientales y análisis para su manejo**



---

**Tesis de grado - Licenciatura en Gestión Ambiental – Manejo de Ecosistemas**

**Autor:** Fabiana Inés Armand Ugón Carlís

**Tutor:** Dr. Rafael Bernardi- Departamento de Ecología y Gestión Ambiental - CURE

**Cotutor:** MSc. Sebastián Horta - Dirección Nacional de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos -  
Ministerio de Ambiente



Maldonado, Uruguay

2024

**Centro Universitario Regional del Este**

**El tribunal docente integrado por los abajo firmantes aprueba la:**

**Tesis:** .....<sup>X</sup> **Tesina:** ..... **Proyecto:** ..... **Monografía:** ..... **Otros:** .....

**Especifique:**.....

**Título:** Regeneración de especies exóticas en sitios de post-tala en plantaciones de *Pinus pinaster*  
.....  
..... en el área protegida Cabo Polonio, Uruguay: Factores ambientales y análisis para su manejo  
.....  
.....

**Autor/es:** Inés Armand Ugón  
.....  
.....  
.....  
.....

**Tutor:** Rafael Bernardi y Sebastián Horta  
.....

**Carrera:** Licenciatura en Gestión Ambiental  
.....

**Calificación:** 11  
.....

**Tribunal:**  
**Profesor**..... Patricia Mai  
(Nombre y firma)



**Profesor**..... Oscar Blumetto  
(Nombre y firma)



**Profesor**.....  
RAFAEL EDUARDO BERNARDI DE LEÓN  
PAÍS: URUGUAY  
FECHA: 2024.09.23 | 15:44:44 -03:00  
FIRMA ELECTRONICA AVANZADA | VALIDEZ LEGAL: LEY 18.600  
FIRMA RESPALDADA POR ID firma Abitab  
(Nombre y firma)

**Profesor**.....  
(Nombre y firma)

**Fecha de aprobación:** 30/08/2024

## ❖ RESUMEN

---

Las especies vegetales exóticas invasoras configuran un problema que presenta impactos sociales y ecológicos significativos a nivel global. En muchas áreas protegidas es necesario realizar manejos dirigidos a disminuir las poblaciones de estas especies para cumplir objetivos de conservación. En Uruguay, la zona costera se plantó extensivamente con especies como pino (principalmente pino marítimo, *Pinus pinaster*) y acacia trinervis (*Racosperma longifolium*) con el fin de fijar el movimiento de las dunas y evitar el avance sobre áreas productivas, lo cual generó una amplia dispersión y procesos de invasión de estas especies.

El área protegida de Cabo Polonio presenta actualmente esta problemática, con afectaciones en los sistemas dunares, originado por plantaciones principalmente de *Pinus pinaster* de aproximadamente 80 años. En el marco de su plan de manejo, uno de los objetivos de conservación es liberar áreas forestadas y así devolver movilidad al sistema dunar. Para generar un manejo adecuado, es importante conocer los factores ambientales locales que inciden en la regeneración natural. Por lo que, con el objetivo de identificar las variables ambientales que inhiben o facilitan la regeneración de especies exóticas, se analizó la regeneración de leñosas en un predio privado dentro del área protegida en los dos primeros años luego de la tala rasa de plantaciones de pino con fines comerciales.

Se seleccionaron dos sitios con características ambientales diferentes: uno cuya cobertura original (antes de las plantaciones) correspondía a pastizales húmedos (S1) y otro caracterizado por dunas costeras (S2). Se realizaron muestreos de campo en 2022 y 2023, para caracterizar la regeneración de leñosas y condiciones asociadas al suelo: profundidad de materia orgánica, cobertura de mantillo y cobertura de herbáceas. Se establecieron en total 35 parcelas donde se midieron la regeneración de individuos y diferentes variables explicativas. A su vez se utilizaron bases de datos fotogramétricas y satelitales para obtener variables topográficas de micro escala como el Índice de Posición Topográfica multiescalar (TPI), el Índice Topográfico de Humedad (TWI) y variables asociadas a la productividad, como el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) y el Índice de Productividad y Variabilidad (IPV). Para el análisis de las variables se utilizaron modelos generalizados de regresión lineal (GLM) y para determinar las diferencias entre ambos años se utilizaron pruebas de significancia estadísticas (Suma de rangos de Wilcoxon). Además, se utilizaron imágenes satelitales para evaluar la expansión de la cobertura arbórea observada en campo en el S2. Finalmente, se realizaron entrevistas semiestructuradas para analizar las implicancias de los resultados obtenidos para el manejo del área protegida.

Los resultados indican para el S1, que la cobertura arbórea se mantuvo densa y cerrada, con nula regeneración de acacias. Durante el primer año, la regeneración se relacionó positivamente con el índice TWI, indicativo de mayor disponibilidad de agua. Por otro lado, en el S2, la densidad estuvo compuesta por acacias y pinos, este último en menor densidad. En este sitio la densidad de los renuevos fue mayor en zonas con menor cobertura de mantillo y en áreas bajas interdunares (bajo TPI). Asimismo, se identificó para el segundo año post-tala un aumento en la cobertura de acacias (30-80%). En ambos años y sitios, se observó el desarrollo de especies nativas, en S1 asociadas a un parche de matorral psamófilo próximo y en S2, se encontraron presentes en zonas próximas a claros de vegetación nativa dispersa.

Los resultados obtenidos brindan aportes para la gestión de la invasión de las especies exóticas analizadas y sugieren que sería conveniente concentrar los esfuerzos de control de la regeneración en el primer año post-tala, en particular en zonas libres de mantillo, con mayores aportes de agua por escorrentía y en depresiones interdunares. De no ser posible el control el primer año post-tala, asegurarse de ejecutarlo previo a que los renovales de especies invasoras

lleguen a la edad reproductiva, con el objetivo de evitar un aumento del banco de semillas. Además, en línea con lo relevado con gestores locales, se recomienda retirar los residuos de la corta de pino, ya que estos aportan materia orgánica y brindan la posibilidad de un mayor aporte de semillas. A su vez, se deberá evaluar o considerar el control de la regeneración de especies nativas en zona de dunas móviles, en función de los objetivos y capacidades de manejo del área.

**Palabras clave:** *Área protegida, Especies Exóticas Invasoras, dunas, factores ambientales, Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada, regeneración natural, Índice Topográfico de Humedad, Índice de Posición Topográfica, Pinus pinaster, Racosperma longifolium, tala rasa, control.*

Invasive alien species constitute a problem that has significant social and ecological impacts globally and in Uruguay. In many protected areas, management is necessary to reduce the populations of these species in order to meet conservation objectives. In Uruguay, the coastal area was planted extensively with species such as pine (mainly maritime pine, *Pinus pinaster*) and acacia trinervis (*Racosperma longifolium*) in order to fix the movement of the dunes and prevent the advance on the fields, which generated a wide dispersion and processes of invasion of these species in this ecosystem.

The protected area of Cabo Polonio currently presents these problems, with effects on the dune systems, caused by *Pinus* spp. plantations that are approximately 80 years old. Within the framework of its management plan, one of the conservation objectives is to reduce forested areas, to restore mobility to the dune system. To generate appropriate management, it is important to know the local environmental conditions that affect natural regeneration in plantations that have been subject to clear cutting. Therefore, with the objective of identifying the environmental conditions that inhibit or facilitate the regeneration of the alien species. The regeneration of woody species was analyzed in a private property within the protected area in the two first years after a clear cutting of pine plantations was carried out for commercial purposes.

Two sites with different environmental characteristics were selected: one whose original cover (before plantations) corresponded to wet grasslands (S1) and another characterized by coastal dunes (S2). A total of 35 plots were established where plant regeneration, as well as different explanatory variables, were measured in the two years following the clear cutting (2022-2023). Field sampling was carried out to determine the regeneration of woody species and conditions associated with the soil: depth of organic matter, mulch cover and herbaceous cover, among others. In turn, photogrammetry and satellite databases were used to obtain micro-scale topographic variables such as the multiscale Topographic Position Index (TPI), the Topographic Wetness Index (TWI) and variables associated with productivity, such as the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and the Productivity and Variability Index (PVI). For the analysis of the variables, generalized linear regression models (GLM) were used and to determine the differences between both years, statistical significance tests (Wilcoxon rank sum) were used. Likewise, satellite images were used to evaluate the expansion of tree cover. Finally, semi-structured interviews were conducted to analyze the implications of the results obtained for the management of the protected area.

The results indicate that for S1, the tree cover remained dense and closed, without regeneration of acacias. During the first year, regeneration was positively related to the TWI index, indicative of greater water availability. On the other hand, in S2, the density was composed of acacias and pines, the latter in lower density. At this site, the density of alien species was higher in low areas such as interdune spaces (low TPI) and in areas without mulch cover. Likewise, an increase in acacia cover (30-80%) was identified for the second year after clear cutting. In both years and sites, the development of native species was observed, in S1 associated with a patch of psammophilous scrub nearby and in S2, they were found present in areas close to clearings of dispersed native vegetation.

The results obtained provide input for the management of the invasion of the alien species analyzed and suggest that it would be convenient to concentrate the efforts to control regeneration in the first year after clear cutting, particularly in areas free of mulch, with greater contributions of water by runoff and in zone interdune depressions. If control is not possible in the first year after clear cutting, make sure to carry it out before the saplings of invasive species reach reproductive age, in order to avoid an increase in the seed bank. Furthermore, in line with

what has been reported by local managers, it is recommended to remove pine cutting waste, since this provides organic matter and offers the possibility of a greater contribution of seeds. In turn, the control of the regeneration of native species in the mobile dune zone must be evaluated or considered, based on the objectives and management capacities of the protected natural area.

**Keywords:** *Clear cutting, control, dunes, environmental conditions, Invasive Alien Species, Normalized Difference Vegetation Index, natural regeneration, protected area, Pinus pinaster, Racosperma longifolium, Topographic Humidity Index, Topographic Position Index.*

|          |                                                                                     |           |
|----------|-------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| ❖        | <b>ÍNDICE</b>                                                                       |           |
| ❖        | <b>RESUMEN</b>                                                                      | <b>2</b>  |
| ❖        | <b>ÍNDICE</b>                                                                       | <b>6</b>  |
| ❖        | <b>AGRADECIMIENTOS</b>                                                              | <b>7</b>  |
| ❖        | <b>ABREVIACIONES</b>                                                                | <b>8</b>  |
| <b>1</b> | <b>INTRODUCCIÓN</b>                                                                 | <b>9</b>  |
| <b>2</b> | <b>MARCO TEÓRICO</b>                                                                | <b>12</b> |
| 2.1      | Especies Exóticas e Invasiones Biológicas                                           | 12        |
| 2.2      | Etapas claves y factores de influencia en el proceso de invasión                    | 12        |
| 2.3      | Regeneración natural en plantas                                                     | 14        |
| 2.4      | Descripción general de la especie en estudio: <i>Pinus pinaster</i> Aiton           | 17        |
| 2.4.1    | Contexto general del control de <i>Pinus</i> spp. en el hemisferio Sur y en Uruguay | 19        |
| 2.5      | Proceso de forestación en el área de estudio: Cabo Polonio                          | 21        |
| <b>3</b> | <b>OBJETIVOS E HIPÓTESIS</b>                                                        | <b>24</b> |
| <b>4</b> | <b>METODOLOGÍA</b>                                                                  | <b>25</b> |
| 4.1      | Descripción del área de estudio                                                     | 25        |
| 4.2      | Selección de sitios de estudio                                                      | 27        |
| 4.2.1    | Identificación de variables de respuesta y explicativas <i>in situ</i>              | 27        |
| 4.2.2    | Identificación de variables explicativas según base de datos                        | 28        |
| 4.3      | Análisis estadístico                                                                | 34        |
| 4.4      | Entrevistas semiestructuradas                                                       | 35        |
| <b>5</b> | <b>RESULTADOS</b>                                                                   | <b>37</b> |
| 5.1      | Caracterización de la regeneración                                                  | 37        |
| 5.1.1    | Sitio 1. Regeneración de pino                                                       | 37        |
| 5.1.2    | Sitio 2. Regeneración de acacia y pino                                              | 38        |
| 5.1.3    | Segundo año S2: Aumento de cobertura de acacia                                      | 40        |
| 5.1.4    | Sitios 1 y 2. Regeneración de especies nativas vs especies exóticas                 | 43        |
| 5.2      | Factores ambientales que explican la regeneración natural                           | 45        |
| 5.2.1    | Sitio 1. Índice Topográfico de Humedad                                              | 45        |
| 5.2.2    | Sitio 2. Índice de Posición Topográfica y cobertura de mantillo                     | 46        |
| 5.3      | Estrategia actual de manejo de la forestación                                       | 47        |
| <b>6</b> | <b>DISCUSIÓN E IMPLICANCIAS PARA EL MANEJO DE LA REGENERACIÓN</b>                   | <b>50</b> |
| 6.2      | Caracterización de la regeneración y factores ambientales claves                    | 50        |
| 6.3      | Recomendaciones para el manejo de la regeneración                                   | 54        |
| <b>7</b> | <b>CONCLUSIONES</b>                                                                 | <b>58</b> |
| ❖        | <b>BIBLIOGRAFÍA</b>                                                                 | <b>60</b> |
|          | <b>ANEXO I - ESQUEMA DE CÁLCULO DE TPI</b>                                          | <b>70</b> |
|          | <b>ANEXO II - ESQUEMA DE CÁLCULO DE TWI</b>                                         | <b>71</b> |
|          | <b>ANEXO III - FORMATO DE ENTREVISTAS SEMIESTRUCTURADAS</b>                         | <b>72</b> |
|          | <b>ANEXO IV - TABLAS DE DENSIDADES Y ALTURAS</b>                                    | <b>75</b> |
|          | <b>ANEXO V - MATRIZ DE CORRELACIÓN</b>                                              | <b>76</b> |



## ❖ AGRADECIMIENTOS

---

A quienes contribuyeron al desarrollo del uso de herramientas metodológicas: Pedro Maldini para el cálculo de TPI y TWI, y a Leticia D'Ambrosio por su guía y consejos fundamentales al momento de estructurar las entrevistas.

A los actores entrevistados por su disponibilidad de tiempo y valiosa información brindada para este trabajo (Ana Inés Antón, Alejandro Molina, Rafael de León, Lucía Bertesaghi).

Al personal del área protegida, quienes nos recibieron amablemente y brindaron un espacio y materiales para los relevamientos de campo.

A la banda de relevamiento, quienes contaron pinos felices en temporada de invierno en Cabo Polonio (Vir, Chofa, Maru, Rosi, Babú, Daniel Erman).

A mi familia y amigos por el aguante y compañía infinita.

Al tribunal, Patricia Mai y Oscar Blumetto, por sus contribuciones y el tiempo dedicado de corrección.

A mis tutores, Sebastián y Rafael, por su guía, dedicación, y paciencia, así como por sus aportes indispensables.

A todos, gracias por ser parte de este proceso.

## ❖ ABREVIACIONES

---

**AIC**

An Information Criterion

**CEEI**

Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras

**DEM**

Modelos Digitales de Elevación

**EE**

Especies Exóticas

**EI**

Especies Exóticas Invasoras

**EEL**

Especies Exóticas Leñosas

**GLM**

Modelo Lineal Generalizado

**IPV**

Índice de Productividad y Variabilidad

**IOSE**

Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos

**MA**

Ministerio de Ambiente

**MO**

Materia Orgánica

**NDVI**

Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada

**PNCP**

Parque Nacional Cabo Polonio

**PPQCSY**

Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos y Sierras del Yermal

**S1**

Sitio 1

**S2**

Sitio 2

**SE**

Servicios Ecosistémicos

**SNAP**

Sistema Nacional de Áreas Protegidas

**TPI**

Índice de Posición Topográfica

**TWI**

Índice Topográfico de Humedad

**UICN**

Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

## 1 INTRODUCCIÓN

---

En las últimas décadas del siglo XX han aumentado los impactos negativos socioeconómicos y ambientales a nivel global, debido a la introducción y colonización de Especies Exóticas Invasoras (EEI) (UICN, 2000; McNeely *et al.*, 2001; GISP, 2005; CBD, 2009). Estas especies son capaces de transformar la estructura y función de los ecosistemas, modificando el ciclo de nutrientes del suelo, alterando los regímenes hidrológicos, desplazando comunidades nativas, causando pérdidas económicas, así como problemas en la salud humana y animal (McNeely *et al.*, 2001; Lockwood *et al.*, 2007; Davis, 2009). Llegando en algunos casos a convertirse en especies plagas, capaces de disminuir la productividad agrícola, provocando daños en sectores como el turismo, silvicultura la horticultura entre otros (McNeely, *et al.*, 2001; Vilá *et al.*, 2008). Por ejemplo, en Estados Unidos, se estima que los daños generados por las EEI tienen un costo equivalente al 5 % del Producto Interno Bruto, lo que se traduce en pérdidas económicas de miles de millones de dólares (Koleff, 2017).

Como resultado de las afectaciones negativas en los ecosistemas, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) ha identificado a las EEI como una de las principales causas de pérdida de biodiversidad a nivel global, después de la fragmentación y destrucción de hábitat (McNeely *et al.*, 2001; UICN, 2000; Williams y Wardle, 2007). Sumado a los efectos del cambio climático, se ha dado lugar a lo que se conoce como "*Homogeneización biótica*", generando pérdida de los ecosistemas nativos y sus características funcionales originales, volviéndolos más similares entre sí (Davis, 2009; Carvallo, 2009).

A partir del siglo XIX en países como Sudáfrica, Nueva Zelanda, Australia, Argentina, Chile, Brasil y Uruguay el género *Pinus* spp. ha sido introducido fuertemente con fines comerciales. Este ha sobrepasado las barreras de cultivo e invadido ecosistemas desprovistos o con baja presencia de vegetación leñosa (por ejemplo: pastizales y matorrales templados en Argentina, así como los Fynbos de Sudáfrica <sup>1</sup>(ver: Richardson *et al.*, 1990; Moran *et al.*, 2000; Rouget *et al.*, 2001; Williams y Wardle, 2007; Richardson, 2008; Cuevas. y Zalba, 2013; Vicente *et al.*, 2020; Olivera-Costa *et al.*, 2023).

En Uruguay, la invasión de Especies Exóticas Leñosas (EEL) ha afectado principalmente pastizales (Balero, 2010; Horta y Erman, 2020), bosques ribereños (Brazeiro *et al.*, 2020; REDD+Uruguay,

---

<sup>1</sup> Tipo de bioma que se distingue por su división natural en tres tipos de vegetación distintos: fynbos, renosterveld y strandveld, los cuales se encuentran en áreas con lluvias en invierno y verano. Estas zonas están dominadas por arbustos perennes de hoja pequeña, cuya regeneración depende del fuego (Mucina y Rutherford, 2006).

2020) y ecosistemas costeros (Panario y Piñeiro, 1993; Panario y Gutiérrez, 2005; Alonso-Paz y Bassagoda, 2006; De Álava, 2006). El conocimiento de los efectos y el manejo de medidas para el control de las EEL en el país aún es escaso. Tan sólo un 10 % de las EEL problemáticas han sido estudiadas con mayor atención y/o han estado involucradas en experiencias de control (Nebel y Porcile, 2006; Martino, 2006; MGAP y PPR, 2010; Aber *et al.*, 2012; Aber *et al.*, 2015; Brugnoli y Laufer, 2018; REDD+Uruguay, 2020). Desde el 2009 existe el Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras (CEEI), con la finalidad de generar una Estrategia Nacional de EEL, así como también promover la generación de información actualizada y mecanismos de control preventivos (Brugnoli *et al.*, 2009). En este ámbito se ha identificado a tres especies prioritarias de control: *Ulex europeus* Linnaeus (Tojo), *Gleditsia triacanthos* Linnaeus (Espina de cristo o Acacia negra) y *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton (Ligustro) (Armand Ugón, 2021).

En particular, en la costa uruguaya la introducción de varias especies exóticas leñosas como *Pinus* spp., *Eucalyptus* spp., *Tamarix* spp. y *Racosperma* spp., sumado a la urbanización y la construcción de vías de acceso e infraestructura, han generado un impacto negativo en la dinámica de este ecosistema (Panario y Gutiérrez, 2005; De Álava, 2006; Alonso-Paz y Bassagoda, 2006; Ríos, 2007; Brugnoli *et al.*, 2009; Ríos, 2012; Castiñeira-Latorre y Canavero, 2013). Estas modificaciones antrópicas favorecen la fragmentación y división de hábitats, afectando principalmente la geomorfología del cordón dunar y los procesos naturales en la interfase mar-continente (Brugnoli, *et al.*, 2009). En efecto, estas modificaciones conducen a la fijación y erosión de las dunas, lo que resulta en un deterioro general de la calidad de las playas, así como a su biodiversidad asociada (Panario y Piñeiro, 1993; Panario y Gutiérrez, 2005; Alonso-Paz y Bassagoda, 2006; De Álava, 2006; Ríos, 2007).

Por otra parte, dentro de las 18 áreas protegidas que son parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) (Ley Nº 17.234/2000), también se encuentra implantada esta problemática. El SNAP conformando tan solo el 1 % del territorio nacional, ocupa 235.135 ha terrestres y 101.068 ha marinas y del Río de la Plata. En 17 de estas áreas protegidas<sup>2</sup> se han identificado un total de 40 especies de flora exótica invasora (Horta *et al.*, 2018; Ministerio de Ambiente, 2024). Entre ellas, se destacan como especies con alta prioridad de control: *Racosperma Longuifolium* (acacia) por registrarse en seis áreas protegidas y *Pinus* spp. por registrarse diez de estas (Horta *et al.*, 2018; Ministerio de Ambiente, 2024).

---

<sup>2</sup>Algunas de ellas son: Cabo Polonio, Cerro Verde e Islas de la Coronilla, Quebrada de los cuervos y Sierras del Yerbál, Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay, Rincón de Franquía, Grutas del Palacio, Valle del Lunarejo, Humedales de Santa Lucía, San Miguel, Laguna de Castillos, Laguna de Rocha, Laguna Garzón, Paso centurión y Sierras de Ríos.

En particular, el AP del SNAP Parque Nacional Cabo Polonio (PNCP) es un sitio distintivo de la costa Este uruguaya. Se destaca por la conjunción de diferentes ambientes con características ambientales únicas, como lo son: el arroyo Valizas, áreas de pastizales y humedales y la costa atlántica, lo que lo convierte en un gran atractivo turístico (MVOTMA, 2017). Anteriormente, el paisaje natural de este lugar se caracterizaba por un extenso campo de dunas móviles, pero actualmente dichas dunas sufren una fuerte presión a causa de la presencia de plantaciones forestales instauradas a partir de la década del 40 (Panario *et al.*, 1992; Caldevilla y Quintillan, 2002; Panario y Gutiérrez, 2005). Estas plantaciones funcionan como una barrera que a nivel geomorfológico impide el intercambio de sedimentos entre los dos sistemas del AP: Sistema Cabo Polonio y Cerro Buena Vista (Panario *et al.*, 1992; Panario y Piñeiro, 1993, Panario y Gutiérrez, 2005).

En el marco del plan de manejo del área PNCP, el SNAP y la administración del AP, buscan mitigar los efectos negativos de la forestación en el ecosistema dunar. Para ello se han comenzado a realizar tareas de tala rasa y de manejo de estas plantaciones forestales, en predios del Ministerio de Ambiente y realizando evaluaciones sobre la regeneración en talas de predios privados. En este contexto, este trabajo busca caracterizar el proceso de regeneración de especies exóticas leñosas, poniendo el foco en la especie *Pinus pinaster*. Para ello se analizaron las condiciones ambientales que influyen en la regeneración, en áreas de plantaciones forestales taladas con propósitos comerciales, con el objetivo de proporcionar resultados útiles, que contribuyan al manejo y control de especies exóticas del área protegida Cabo Polonio.

## 2 MARCO TEÓRICO

---

### 2.1 Especies Exóticas e Invasiones Biológicas

Los fenómenos de invasión y extinción de especies han sido y son componentes claves en los procesos de formación y evolución de la tierra (Vilá *et al.*, 2008). Estos procesos se han visto intensificados a través de los grandes cambios desarrollados en la era del Antropoceno (Inda, 2016). Hitos históricos como la Revolución Industrial y la Globalización, han impulsado la dispersión e introducción accidental y deliberada, de especies vegetales a nivel global. A finales del siglo XIX y principios del siglo XX, estos movimientos de especies de forma acelerada, han generado un debilitamiento de las barreras biogeográficas naturales (por ejemplo: cadenas montañosas, océanos y ríos.), permitiendo a las especies establecerse en ambientes donde no accedían naturalmente.

Las Especies Exóticas (EE), también conocidas como adventicias, foráneas o introducidas se caracterizan por tener altas tasas de reproducción y crecimiento, períodos juveniles cortos y alta tolerancia a perturbaciones. Estas características les permiten establecerse y dispersarse sin problemas en los nuevos ambientes que colonizan. Una vez que logran tener poblaciones autosuficientes a largo plazo y en varios sitios paralelos, se transforman en invasoras, llegando a causar modificaciones y amenazas a la diversidad biológica, entre otras afectaciones (Lockwood *et al.*, 2007; Davis, 2009; Richardson *et al.*, 2011; Blackburn *et al.*, 2011; Rejmánek *et al.*, 2013).

### 2.2 Etapas claves y factores de influencia en el proceso de invasión

El proceso de invasión de EEI, se puede clasificar en cuatro etapas fundamentales: (1) transporte, (2) introducción, (3) establecimiento y (4) dispersión (Blackburn *et al.*, 2011). Para pasar de una etapa a otra, los individuos o propágulos deben superar diferentes barreras o etapas, para finalmente convertirse en una especie invasora. Por propágulos se entiende “Organismos o unidad biológica que tienen la capacidad de dispersarse” (Jaksic y Castro, 2014 en Armand Ugón, 2021).

- (1) Transporte: Los propágulos deben superar como primera etapa la barrera geográfica, es decir las nuevas condiciones ambientales por fuera de su hábitat nativo, como pueden ser, montañas o cursos de agua. El fracaso en esta etapa significa que la especie no podrá avanzar hacia la invasión.

- (2) Introducción: En esta etapa, los propágulos logran atravesar las barreras geográficas del nuevo hábitat. Aquí las especies pueden ser introducidas directamente en el ambiente de forma accidental o bajo condiciones de cautiverio, como es el caso de especies utilizadas para cultivo, lo que limitara su libre dispersión.
- (3) Establecimiento: Una vez introducidas, las especies pueden no sobrevivir, sobrevivir, pero no reproducirse, o reproducirse sin lograr mantener poblaciones viables a largo plazo, volviéndose especies naturalizadas.
- (4) Dispersión: Si las especies logran establecerse y reproducirse viablemente en el nuevo hábitat, pueden comenzar a dispersarse a otros lugares. Superada la barrera de dispersión, logran una autosuficiencia temporal y espacial.

Finalmente, al superar todas las etapas, las especies se convierten en invasoras enfrentándose a una variedad de nuevas condiciones ambientales en múltiples hábitats, a las que suelen adaptarse. El éxito o fracaso en superar o no cada etapa, está influenciado por diversos factores ambientales como las intervenciones humanas, las características bióticas y abióticas y la presión del propágulo. La interacción de estos factores determina la dinámica de la invasión, que puede seguir un patrón de "auge y caída", donde la población invasora experimenta un rápido aumento, por ejemplo, puede darse por la introducción continua de propágulos, seguido por un declive, dado por la competencia interespecífica con especies nativas o herbívora (Blackburn *et al.*, 2011). Las intervenciones humanas, como la deforestación, silvicultura, agricultura, y urbanización, alteran la disponibilidad de recursos y modifican las características abióticas de los ecosistemas, generando condiciones propicias para el establecimiento de EEI (Vilá, 2010). En cuanto a la presión del propágulo, está determinada por la cantidad y frecuencia de organismos que llegan a un nuevo sitio. Las altas tasas de producción de semillas de las EE facilitan los eventos continuos de introducción y presencia en el nuevo ambiente. Esta característica que comparten la mayoría de las EEI, es un factor crucial para el éxito de la invasión, dado que aumentan las chances de establecimiento en el nuevo hábitat (Catford *et al.*, 2008). Finalmente, en lo que respecta a las características bióticas y las abióticas, las primeras incluyen tanto los rasgos de las especies invasoras como los de las comunidades receptoras, mientras que las segundas se refieren a los componentes físicos del ambiente receptor. Las variaciones en los factores abióticos como el clima, el tipo de suelo, la topografía y la disponibilidad de luz y humedad, influyen en el establecimiento y crecimiento de las especies invasoras, creando microhábitats que pueden ser favorables para la regeneración y supervivencia de las especies exóticas (Pezzopane *et al.*, 2018).

## 2.3 Regeneración natural en plantas

La regeneración es un proceso que puede darse de forma natural o artificial, en este caso se pone el foco en la primera, dado que es el proceso que ocurre después de la tala de la masa forestal del sitio en estudio. Por regeneración natural se entiende: *“procesos complejos que ocurren desde el momento en que se produce una semilla hasta el momento en que la descendencia alcanza la madurez (es decir, de semilla a semilla)”* (Pausas et al., 2009). A este proceso también se lo puede asociar con la sucesión secundaria, la que se identifica como *“recuperación de la vegetación en suelos establecidos a partir de perturbaciones como incendios forestales, huracanes o alteraciones humanas de la vegetación”* (Shugart, 2001). En otras palabras, es el proceso en el cual la vegetación vuelve a regenerarse hasta llegar al clímax (desarrollo de una comunidad estable), posterior a una perturbación ya sea natural o antrópica. En ambos conceptos, el desarrollo de la nueva vegetación estará influenciado por las condiciones bióticas y abióticas, así como por las actividades humanas previas a la perturbación (como pueden ser ganadería o agricultura) (Sabattini y Sabattini, 2018).

Las etapas de desarrollo inicial de las plantas son: (1) dispersión de semillas, (2) germinación, (3) establecimiento y (4) supervivencia. Durante este desarrollo los factores ambientales con mayor influencia, son la humedad, la luz y la temperatura, a los cuales se le suma una multiplicidad de otros factores como clima (e.g., régimen de precipitación y evotranspiración), las características del suelo (e.g. cantidad de nutrientes, minerales y tipo de textura) y la participación de otros seres vivos presentes (e.g. competencia inter e intraespecífica, facilitación y predación) (Pardos et al., 2012). En conjunción estos factores marcan de forma primordial las sucesivas etapas de la regeneración de una comunidad vegetal adulta. Sobre todo, estos factores, son cruciales hasta que las plántulas alcancen etapas avanzadas, donde puedan desarrollar habilidades competitivas y tolerancia a las condiciones ambientales (Guariguata y Ostertag, 2002).

La dispersión de las semillas (1), ocurre cuando estas se desprenden del individuo maduro. El rango de dispersión de cada especie depende principalmente de su fenología y de sus estrategias de dispersión. Hay diversas estrategias o mecanismos que están determinados según la forma en que las semillas son transportadas a nuevos sitios favorables para su germinación (Muñoz, 2007). Entre las principales estrategias se encuentran: la autocoria (por explosión), barocoria (por gravedad), anemocoria (a través del viento), la hidrocoria (a través del agua) y la zoocoria (a través de animales) (Abraham de Noir et al., 2002; Muñoz 2007; Martínez-Orea et al., 2009; Vargas Ríos et al., 2014). En la autocoria, los frutos de los individuos adultos se abren explosivamente cuando están maduros, expulsando la semilla la que cae al suelo. Algunas

especies de la región sudamericana con dispersión autocoria son: *Bauhinia forficata*, *Caesalpinia gilliesi*, *Erythrina cristagalli*, *Sapium haematospermum*, y *Nicotiana glauca* (Abraham de Noir *et al.*, 2002). De forma similar, en las plantas barócoras, los frutos se desprenden y caen a causa de su propio peso. Un ejemplo de ello son especies como el *Cocos nucifera*, o con frutos del orden de más de  $10^6$  gramos (Martínez-Orea *et al.*, 2009). En ambas estrategias las semillas germinarán a una distancia próxima a su progenitor (dispersión primaria), o podrán ser arrastradas por el agua, o trasladadas por animales (dispersión secundaria) (Vargas Ríos *et al.*, 2014). En la anemocoria, la hidrocoria y la zoocoria las semillas poseen adaptaciones para ser transportadas a larga distancia. En el primer caso, se dispersan a través del viento, y se caracterizan por ser de pequeño tamaño y poseer pelos o alas en sus extremos (Vargas Ríos *et al.*, 2014). Un ejemplo de este tipo de dispersión son las semillas del género *Pinus* spp., *Fraxinus* spp., *Populus* spp., *Tilia* spp., *Chorisia* spp., *Acer* spp., *Gossypium* spp. entre otros (Moya y Soro, 2002). En la hidrocoria, las semillas son transportadas por corrientes de agua o por la lluvia. La principal adaptación de la semilla es su capacidad de flotar, un ejemplo es *Cocos nucifera*, el cual posee un pericarpio impermeable y un mesocarpio muy fibroso y esponjoso que le permite flotar largas distancias (Moya y Soro, 2002). Finalmente, en la zoocoria la dispersión la hacen los animales, esta puede darse por Endozoocoria o Ecto zoocoria. En el primer caso ocurre cuando las semillas son ingeridas por aves, mamíferos silvestres y domésticos y posteriormente defecadas. Ejemplos de géneros con este tipo de dispersión son: *Capparis*, *Maytenus*, *Zizyphus*, *Castela*, *Acacia*, *Celtis* y *Vallesia* (Abraham de Noir *et al.*, 2002). Para el segundo caso, se da por transporte externo de las diásporas por adhesión de las mismas a la superficie del cuerpo de los animales. Un ejemplo de estas pueden ser familia Viscaceae, dónde las diásporas se adhieren al pelaje de los animales por medio de sustancias viscosas (Martínez-Orea *et al.*, 2009).

A su vez, las estrategias de dispersión están asociadas a distintos tipos de semillas, estas se pueden clasificar en ortodoxas o recalcitrantes (Berjak y Pammenter, 2010). Las primeras se caracterizan por ser tolerantes a la deshidratación durante el periodo de maduración de la semilla, lo que les permite permanecer viables en el suelo por tiempos más prolongados, y suelen asociarse a especies con dispersión anemócora. De forma contraria, las semillas recalcitrantes, son sensibles a la deshidratación, por lo que su periodo de maduración es corto, germinando rápidamente (e.g. *Avicennia marina*) (Martínez, 2007; Berjak y Pammenter, 2010). A su vez, la viabilidad de las semillas está influenciada por aspectos como las propiedades fisiológicas que controlan la latencia y la germinación, así como por las condiciones ambientales del suelo y la presencia de depredadores y patógenos (Ramos y Orth, 2007).

En el proceso de dispersión, es importante destacar la presencia del banco de semillas, que puede manifestarse tanto de manera aérea como subterránea. El banco de semillas aéreo contribuye significativamente a la “lluvia de semillas”, que representa la cantidad y diversidad de especies de semillas que caen en un sitio específico por unidad de tiempo y superficie (Ramos y Orth, 2007). Por otro lado, el banco de semillas subterráneo, suele tener un impacto más significativo cuando es influenciado por las actividades humanas o la intensidad de uso (Guariguata y Ostertag, 2002).

De forma posterior a la dispersión, las semillas se enfrentan a la etapa de germinación (2) o nucleación en términos de sucesión vegetal. Estas deberán aterrizar en un sitio favorable para su germinación. En esta etapa se da la emergencia, desarrollo de la plántula y la raíz, hasta poder realizar el proceso de fotosíntesis, sin depender de los tejidos de reserva alimenticia de la semilla (Muñoz, 2007). El proceso de germinación de la semilla se divide en tres etapas principales: absorción de agua o imbibición, activación metabólica y elongación del embrión (Suárez y Melgarejo, 2010). La imbibición de la semilla activa el proceso metabólico y promueve la expansión del embrión, su desarrollo y emergencia de la radícula. En la etapa de activación metabólica se da la respiración y síntesis de proteínas. En la última etapa, elongación del embrión intervienen factores internos, como la salud del embrión y la dormancia natural de la semilla, y factores externos como la cantidad de agua disponible, la luz y la temperatura del ambiente (Suárez y Melgarejo, 2010). El tiempo de dormancia de la semilla puede estar dado por las concentraciones de compuestos inhibidores dentro de estas, como por ejemplo la hormona ácido abscísico (ABA) o por la combinación adecuada de las condiciones ambientales en términos de temperatura, humedad y luz. Esta combinación suele ser favorable generalmente en otoño y primavera, sin embargo, este proceso puede verse afectado por otoños fríos o primaveras secas (Zamora, 2004). La temperatura y la luz son factores que rompen el estado de dormancia (Matilla, 2008). La luz actuara únicamente en semillas que necesitan luz para germinar (fotoblásticas positivas), dado que hay semillas que solo germinan en ausencia de luz (fotoblásticas negativas) como pueden ser especies de árboles tropicales y semillas insensibles a la luz (Suárez y Melgarejo, 2010).

La emergencia de la radícula marca el fin de la etapa de germinación y el comienzo del crecimiento de la plántula, donde esta debe establecerse y sobrevivir por sí misma, etapas (3) y (4). Esta es una etapa filtro, donde comienza la competencia tanto intra como interespecífica, por espacio y por la adquisición de recursos esenciales entre especies con distintas formas de vida. Aquí el estrés generado (falta de agua, heladas, viento, herbívora) influirá de manera negativa en la sobrevivencia. Sin embargo, la presencia de otras especies no siempre es negativa,

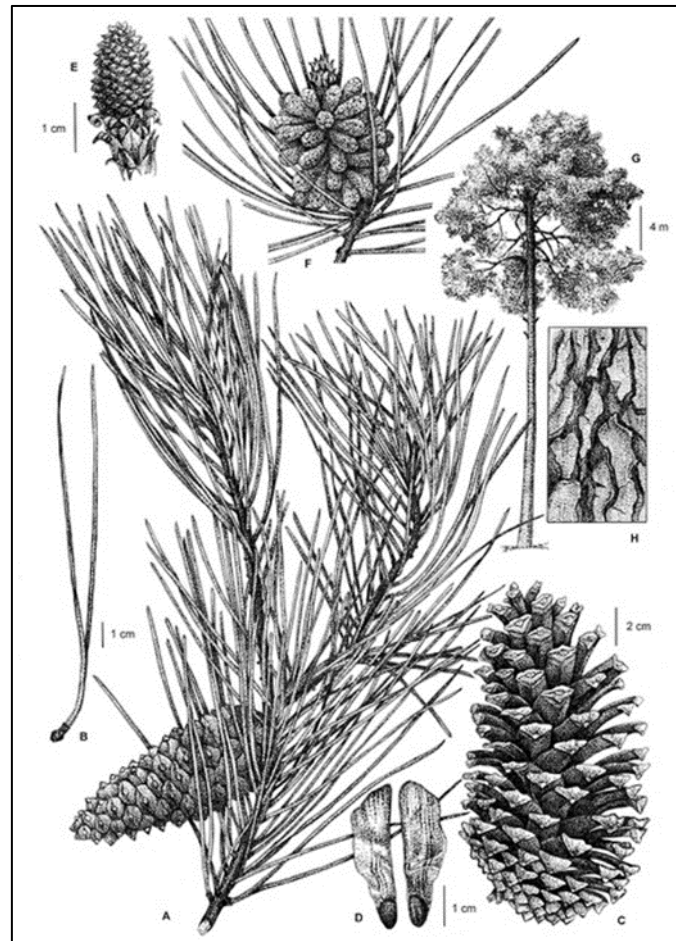
ya que se puede generar relaciones de facilitación, por ejemplo, se puede producir un enriquecimiento de nutrientes en el suelo si la planta nodriza es fijadora de nitrógeno, caso de las leguminosas (Zamora, 2004). Después de superar el filtro inicial, el primer verano posterior a la emergencia marca una diferencia significativa en la supervivencia de las plántulas. Aquellas que emergen en otoño tienen una mayor probabilidad de sobrevivir en comparación con las que lo hacen en primavera, ya que estas últimas deben enfrentar las condiciones más desafiantes del verano (Pardos *et al.*, 2012).

## **2.4 Descripción general de la especie en estudio: *Pinus pinaster* Aiton**

Las gimnospermas son plantas con óvulos y semillas desnudas, no encerrados en un fruto. Sus semillas se desarrollan en la superficie de las escamas de estróbilos femeninos (piñas), que son sus estructuras reproductivas (Marzocca, 1985). Este grupo de plantas vasculares forma un clado monofilético, es decir tienen un mismo ancestro en común, que incluye cuatro grupos principales: cícadas, ginkgos, coníferas y gnetófitas (UNNE-FACENA, 2013). De estos, las coníferas son el grupo más grande e importante desde el punto de vista económico, conocidas por su alta capacidad de adaptación y resistencia a distintas condiciones climáticas (UNNE-FACENA, 2013). Dentro de las coníferas, el género *Pinus* spp., es originario del hemisferio Norte, se caracteriza por árboles resinosos con hojas aciculares, monoicos, con estróbilos en forma de cono, y con escamas y semillas aladas (Silva *et al.*, 2013).

En particular, la especie *Pinus pinaster* es conocida en Uruguay como pino marítimo. Es una especie originaria del mediterráneo occidental que abarca regiones costeras europeas y africanas (Renobales y Sálles, 2001). Es una especie xerófila, con preferencia de ambientes secos a cálidos, con suelos arenosos bien drenados, pobres en nutrientes, y con exigencia de disponibilidad de luz para su desarrollo (Brancatelli, 2022; Rodríguez-García *et al.*, 2007). En su región de origen, se registran altas tasas de crecimiento en zonas medias a bajas, entre el nivel del mar y unos 1100-1700 m de altitud, así como con temperaturas medias anuales entre 11 °C y 15 °C (Carro y Iglesias, 2014). Son árboles que suelen medir entre 20 y 40 m de altura, con troncos rectos, robustos y corteza en escamas (Fig. 1G y 1H). Las hojas son aciculares y crecen en parejas en los extremos de las ramas llegando a medir cada una hasta 25 cm (Fig. 1A y 1B). Es una especie monoica, con estróbilos femeninos y masculinos en un mismo individuo. Los estróbilos femeninos, donde se agrupan los óvulos, tienen escamas en las que se desarrollan las semillas. Cuando están inmaduros, son verdes y permanecen cerrados (Fig. 1A). Al madurar, se vuelven marrones y se abren para liberar las semillas (Fig. 1C). Las semillas son alargadas y poseen estructuras aladas (Fig. 1D), lo que les permite dispersarse por el viento (anemocoria) a

distancias de hasta 10 km de los árboles padres (Harding, 2001). Los estróbilos masculinos o sacos polínicos, son de color amarillo y se agrupan en el extremo de las ramas (Fig. 1E y 1F). Liberan polen al viento, el cual es transportado a los estróbilos femeninos para la fertilización, donde fertiliza los óvulos. Su sistema radicular es muy desarrollado (Renobales y Sallés, 2001).



**Figura 1. Principales características de *Pinus pinaster*. A: Rama con estróbilo inmaduro femenino. B: Acículas. C: Estróbilo femenino maduro. D: Semillas aladas. E: Detalle de estróbilo masculino. F: Sacos polínicos de estróbilo masculino. G: Individuo adulto. H: Corteza. (Fuente: CSIC, 2022).**

La edad reproductiva de *P. pinaster* depende de las condiciones ambientales y climáticas que se den en el periodo de desarrollo. Por lo general suelen alcanzarla a temprana edad, variando entre un amplio rango situado entre 4 a 15 años o incluso puede tardar más (Gill y Williams, 1996; Harding, 2003; Fernández-García *et al.*, 2019; Romeo *et al.*, 2020; Van Etten *et al.*, 2020). Una vez en la madurez sexual, se abren los estróbilos femeninos a finales de primavera, principios de verano, estimulados por las altas temperaturas o fuera de estas temporadas estimuladas por perturbaciones como el fuego. Con la apertura de los estróbilos, se libera una cantidad significativa de semillas al suelo (Brancatelli, 2022 estima para *Pinus halapensis* 103

semillas por piña). Dándose un máximo de dispersión de semillas entre primavera y verano, aunque es posible su liberación en cualquier época del año (Rodríguez y Bravo, 2012).

La viabilidad en el suelo de la semilla va disminuyendo una vez pasado el primer año desde su dispersión (Hidalgo, 2003; Horta y Erman, 2020). El banco de semillas del suelo es menos significativo para la regeneración en comparación con el banco de semillas aéreo, las que se encuentran protegidas de depredadores y/o el fuego dentro de los estróbilos (Brancatelli, 2022), llegando a tener una viabilidad de 40 años (Molina *et al.*, 1997). Una vez en el suelo, las semillas pasan a la fase de germinación, la que suele darse principalmente durante las estaciones de primavera y otoño (Gordo *et al.*, 2012). En la etapa de germinación la influencia del régimen de precipitaciones es crucial, ya que es cuando la semilla absorbe agua para hincharse y luego germinar (Brancatelli, 2022). En condiciones controladas, la germinación se da con un éxito del 90 %, a temperaturas aproximadas de 20 ° C (Van Etten *et al.*, 2020).

Los atributos mencionados han conferido a la especie su carácter invasor, demostrando una notable capacidad para colonizar diversos tipos de ambientes donde no es nativa. Compite fuertemente por recursos y reemplaza sistemas diversos por sistemas monoespecíficos. Por tal motivo, esta especie se encuentra en la lista de las 100 especies exóticas más dañinas del mundo (Lowe *et al.*, 2004; Cuevas y Zalba, 2009).

#### **2.4.1 Contexto general del control de *Pinus* spp. en el hemisferio Sur y en Uruguay**

La invasión por coníferas se ha vuelto un problema en el hemisferio Sur. Según Richardson y Rejmánek, 2004, se han identificado 80 taxa de coníferas naturalizadas, de las cuales 36 tienen un marcado carácter invasor, siendo 21 de ellas del género *Pinus*. La introducción inicial de *Pinus* spp. en el hemisferio sur tuvo objetivos ornamentales y de pequeñas plantaciones comerciales, las que más tarde se extendieron a gran escala debido a su eficiencia y rápido desarrollo como cultivo forestal. En el siglo XIX, Sudáfrica, Nueva Zelanda y Australia fueron pioneros en emprendimientos forestales con diversas especies de pinos, como *Pinus halapensis*, *P. pinaster*, *P. pinea*, *P. radiata*, *P. taeda*, *P. elliottii* y *P. patula* (Richardson *et al.*, 1990; Moran, *et al.*, 2000; Rouget *et al.*, 2001; Williams y Wardle, 2007).

En el siglo XX, la silvicultura llegó a América del Sur, estableciéndose fuertemente en países como Argentina, Chile, Brasil y Uruguay (Simberloff *et al.*, 2010; Pauchard *et al.*, 2014). A diferencia de los continentes pioneros, las afectaciones a los ecosistemas en América del Sur, comenzaron a registrarse entre 50 y 80 años más tarde (Pauchard *et al.*, 2014). En Uruguay, fueron los departamentos de Canelones, Maldonado, Rocha, seguidos por Montevideo, San

José, y Colonia, los pioneros en el desarrollo de emprendimiento forestales, principalmente con *Pinus* spp., *Eucalyptus* spp., y en la zona costera también *Tamarix* spp. y *Racosperma longifolium* (Porcile, 2007). Estos proyectos fueron incentivados por leyes forestales, la primera promulgada en 1968 (N.º 13.723) y la segunda en 1987 (N.º 15.939), lo que llevó a un aumento de la superficie forestal pasando de 30.000 ha a 830.000 ha (Soust, 2012). Este crecimiento en los emprendimientos forestales, provocó importantes transformaciones en el uso del suelo rural (Ríos, 2012). Actualmente, las zonas del Litoral Oeste (Paysandú, Río Negro y Soriano) y del Norte del país (Rivera y Tacuarembó) son las que presentan más hectáreas forestadas, con 250.000 y 280.000 ha respectivamente. Les siguen la zona Sur-Este (Rocha, Maldonado, Florida y Lavalleja) y la zona Centro-Oeste (Durazno, Cerro Largo y Treinta y Tres) con 186.000 y 120.000 ha, respectivamente. La principal finalidad es la producción de celulosa, y en menor medida, la producción de madera sólida (aserrado y debobinado<sup>3</sup>), siendo las especies más utilizadas *Eucalyptus* spp y *Pinus* spp (Ríos, 2012).

En términos de control, en Nueva Zelanda, Sudáfrica y algunos estados australianos han implementado medidas regulatorias preventivas. En Nueva Zelanda, por ejemplo, existen normativas que regulan el uso de especies mediante evaluaciones ambientales y técnicas de mitigación establecidas en la Ley de gestión de Recursos de 1991 y la Ley de Bioseguridad de 1993. Estas leyes exigen a las empresas forestales planes que identifiquen los sitios de plantación, evitando áreas susceptibles a la propagación, y planes que indiquen cómo se evitará, remediará o mitigará el riesgo de invasión. Estos planes deben obtener el consentimiento de las autoridades territoriales competentes (Simberloff *et al.*, 2010).

En América del Sur, la mayoría de los países se encuentran en la etapa de descripción y diagnóstico del problema, con un aumento del conocimiento en los últimos quince años (Pauchard *et al.*, 2014). Como parte del proceso de diagnóstico de la problemática de las EEI e invasiones biológicas, se han desarrollado iniciativas como "I3N"<sup>4</sup>, la cual a partir del 2002 han comenzado a promover la organización y sistematización de la información disponible acerca de EEI. Esta red se crea con el objetivo de establecer herramientas y estrategias que aporten a la prevención y control de invasiones, así como en la toma de decisiones referidas a estas (Armand Ugón, 2021).

En países de la región, las experiencias de control en ecosistemas invadidos por *Pinus* spp. se han centrado principalmente en la erradicación de individuos adultos y la restauración del

---

<sup>3</sup> Proceso por el cual se obtienen chapas o tablas continuas de madera.

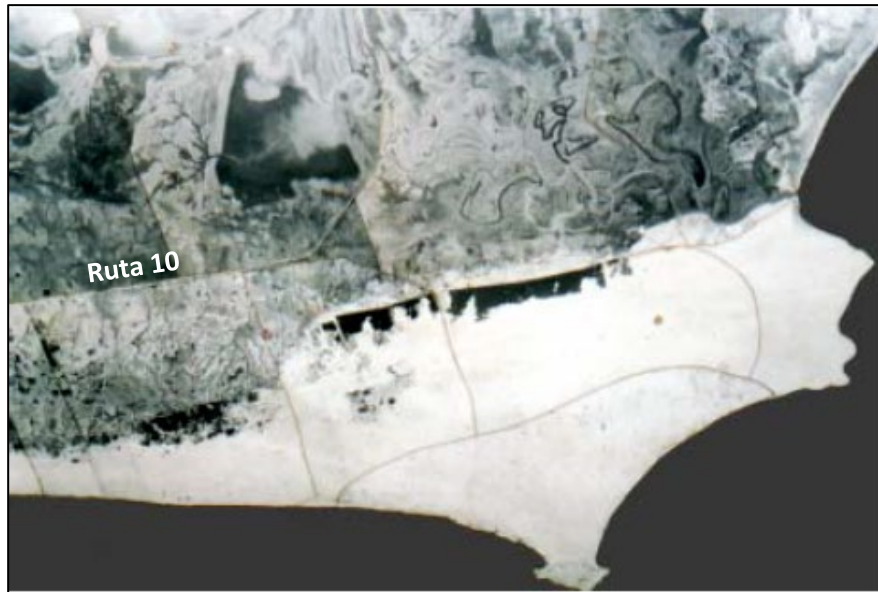
<sup>4</sup><https://www.inbiar.uns.edu.ar/rede-base-de-dados>

ecosistema, con menos atención a la regeneración y sus factores influyentes (Cuevas y Zalba, 2010; 2013; Zanzarinia *et al.*, 2019; Brancatelli, 2022). Algunas de estas experiencias se vinculan a ecosistemas como el pastizal pampeano, en la Patagonia chilena y Argentina, las Sierras Australes Bonaerenses, así como en pastizales uruguayos (Pauchard *et al.*, 2014; Horta y Erman, 2016; Horta *et al.*, 2018; Casas, 2019, Basulado *et al.*, 2009). A nivel nacional, las experiencias de gestión de EEI han tomado fuerza desde el año 2010, especialmente en el contexto de SNAP y del Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras (CEEI). Del total de las 18 AP del país, 15 presentan esta problemática (EEI de flora y fauna) y en 10 de estas ya se ha comenzado a actuar (Horta *et al.*, 2018; actualizado Horta S. com pers.). En cuanto a EEI de flora, el control se ha centrado en las especies prioritarias de control: tojo, ligustro y acacia negra, la primera dispersa en áreas de cultivos y serranías, mientras que las otras dos presentes principalmente en el litoral Suroeste del país y serranías del Este (Redd+UY, 2020). A su vez, el control también se ha enfocado en especies presentes en zonas costeras como lo son la acacia y el pino, identificadas estas dos últimas como de alta prioridad en al menos cinco de las 15 AP que presentan esta problemática (Horta *et al.*, 2018). En cuanto a las experiencias documentadas de control de pino, existe un caso de control en un predio privado, en un terreno ubicado en las costas del río Tacuarembó invadido por *Pinus* spp. En él se ha implementado una estrategia de tala rasa con el objetivo de revertir la invasión en una extensión de 200 hectáreas (DR-MVOTMA, 2019). Un segundo ejemplo es el caso de control exitoso de *Pinus* spp., que se llevó a cabo en el Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos y Sierras del Yermal (PPQCSY), en Treinta y Tres, AP perteneciente al SNAP. Durante cinco años (2014-2019), se realizaron controles en 74 ha invadidas por *Pinus taeda* y *Pinus elliottii*, utilizando métodos mecánicos y manuales, con un costo estimado de 13.000 USD (Balibrea *et al.*, 2015; Horta y Erman 2016; Casas 2019; Horta *et al.*, 2018; Horta y Erman, 2020). De este proceso de control, se destaca un precedente en la normativa relacionado con el control de la invasión de *Pinus elliottii*. Como parte de las acciones de conservación del área protegida, el Decreto Nº 60 de 14 de febrero de 2020, prohibió la introducción o reproducción del género en el área y su zona adyacente. A su vez, a nivel nacional, la ley de cuentas Nº 20.212/2023 otorgó la potestad al Ministerio de Ambiente (MA) (Inciso 36 - Artículo 424) para “identificar especies que puedan ser consideradas exóticas invasoras, así como la adopción de medidas para su control y erradicación”.

## **2.5 Proceso de forestación en el área de estudio: Cabo Polonio**

El proceso de forestación con especies exóticas en el AP, comenzó en la década del 1940 y fue promovido por un Decreto-Ley en 1942, el cual denominó al área como Reserva Forestal Cabo Polonio y Aguas Dulces. La forestación se realizó principalmente con las especies *P. pinaster* y

en segundo lugar *R. longifolium* y estuvo a cargo de la Dirección Forestal del MGAP (Caldevilla y Quintillán, 2002). Su objetivo principal fue transformar el uso del suelo, de forma tal de ganar terreno para la silvicultura, así como para permitir suelos firmes para el ganado y la urbanización, frenando el avance de las dunas hacia la ruta nacional Nº 10, ubicada al Noroeste del área (Fig.2) (Caldevilla y Quintillán, 2002; De Álava, 2006; Porcile, 2007). Con más de 1.100 ha forestadas, en 1966 se declara Monumento Natural al sistema de dunas existente entre Cabo Polonio y Punta del Diablo, y Refugio de Fauna a la Laguna de Castillos (SNAP, 2019).



**Figura 2. Vista aérea del Monumento Natural de Dunas y Costa Atlántica y de la Reserva Forestal - Sector Cabo Polonio (Año 1966) (Fuente: Caldevilla y Quintillán, 2002).**

Posteriormente, en la década de 1970 el estado implantó un camino de ingreso con especies exóticas transversal al sistema de dunas, con el objetivo de dar acceso a la industria lobera, conectando el tómbolo con la ruta nacional Nº10 (Caldevilla y Quintillán, 2002; Panario y Gutiérrez, 2005). Como consecuencia de esta cortina vegetal, el sistema dunar se vio afectado al impedir el tránsito de arena entre los dos principales sistemas dunares que componen Cabo Polonio (Sistema Buena Vista y Cabo Polonio). Dicha intervención produjo un notorio cambio en el funcionamiento del sistema dunar, como, por ejemplo, la disminución de la altura de las dunas, las que originalmente alcanzaban alturas máximas de 50 m, cambios en su morfología y la generación de áreas de deflación dadas por la falta de arena (Panario y Gutiérrez, 2005).

Tras varios estudios y siendo notoria la afectación de la cortina forestal, a partir de la década del 1990 comienzan a ejecutarse medidas de control para mitigar los impactos generados por la forestación (Panario *et al.*, 1993; Panario y Piñeiro, 1993; Panario y Gutiérrez, 2005). Es así que, en el año 1992, en el marco del "Programa de Rescate y Restauración del Monumento Natural de Dunas y Costa Atlántica" se llevó a cabo la eliminación de dicha cortina forestal (Caldevilla y

Quintillan, 2002). Después de varias propuestas y denominaciones, Cabo Polonio ingresó al SNAP en el año 2009 a través del Decreto N° 337/009, bajo la categoría de Parque Nacional, una de las más restrictivas del SNAP (Ley 17.234, Art 3º). En estas propuestas, la forestación fue identificada como una de las principales amenazas o presiones negativas al sistema de dunas móviles (Panario *et al.*, 1993; Panario y Piñeiro, 1993; Panario y Gutiérrez, 2005; Nin *et al.*, 2010).

En el contexto de los mencionados antecedentes y casi 80 años después del inicio del proceso de forestación, comienza un periodo inverso de remoción de las plantaciones, con el deseo de volver a un estado similar o al menos funcional, del sistema dunar del área protegida. Una de las primeras acciones de control fue realizada en 2016, en el Sistema Buena vista, en el Cerro Negro, logrando liberar 16 hectáreas de forestación. En la actualidad, y en el marco del plan de manejo aprobado en 2019, se proponen entre varias de sus medidas y objetivos, minimizar las presiones sobre el objeto focal “Dinámica dunar”, lo que implica disminuir las superficies ocupadas por la forestación. Para ello se propone una acción estratégica y dos metas asociadas (Tabla 1) (SNAP, 2019).

**Tabla 1. Acción estratégica y metas establecidas en el plan de manejo del AP para el control de la forestación<sup>5</sup>.**

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               |                                                                                                                                                                                                                                                            |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Acción Estratégica1 (AE1):</b> Reducir la superficie de bosque de especies exóticas (800 ha) implantado y controlar la expansión de sus renuevos.                                                                                                                                                                                                                                          |                                                                                                                                                                                                                                                            |
| <b>M1.1:</b> Para el año 5 la forestación con especies exóticas se habrá reducido en aproximadamente 800 (ochocientas) hectáreas, eliminando la superficie de bosque implantado que se ubica dentro de la sub-zona de restauración y conservación del sistema dunar y otros ecosistemas terrestres, en coordinación con los propietarios de los padrones en donde se ubica dicha forestación. | <b>M1.2:</b> Para el año 5, no se visualiza un avance de forestación con especies exóticas producto de renuevos producidos por la forestación ya existente en la sub-zona de restauración y conservación del sistema dunar y otros ecosistemas terrestres. |



<sup>5</sup> Fuente: SNAP:2019

### 3 OBJETIVOS E HIPÓTESIS

---

#### ❖ Objetivo general

Comprender los factores ambientales locales que determinan la regeneración de exóticas, luego de la tala de plantaciones de *Pinus pinaster* y evaluar sus implicancias para el manejo en el área protegida de Cabo Polonio.

#### ❖ Objetivos específicos

1. Caracterizar el proceso de regeneración de especies exóticas leñosas en el área de post-tala.
2. Identificar los factores ambientales que inhiben o facilitan la regeneración de EEL en el área de post-tala.
3. Contribuir al manejo de la regeneración de especies exóticas leñosas en el área protegida, mediante consulta a actores clave del área de estudio.

#### ❖ Hipótesis generales

1. La regeneración de EEL post-tala, estará dominada principalmente por *Pinus pinaster*, aunque también se podrán identificar en menor medida otras EEL como *R. longifolium*.
2. Las zonas bajas y con mayor humedad, serán las de mayor densidad de renuevos de *Pinus pinaster* en comparación con zonas de dunas móviles.
3. La cobertura de suelo de mantillo favorecerá a la regeneración de *Pinus pinaster*, ya que propicia humedad y materia orgánica.

## 4 METODOLOGÍA

### 4.1 Descripción del área de estudio

El Área Protegida, Parque Nacional Cabo Polonio (Decreto Nº 337/2009) es una de las puntas rocosas que conforman los arcos de playa a lo largo de la costa del Océano Atlántico. Se sitúa sobre la ruta nacional Nº 10 “Juan Díaz de Solís” en el km 261, a unos 30 km de la ciudad de Castillos y 64 km aproximadamente de la ciudad de la Paloma, en el departamento de Rocha, Uruguay (Fig. 3).

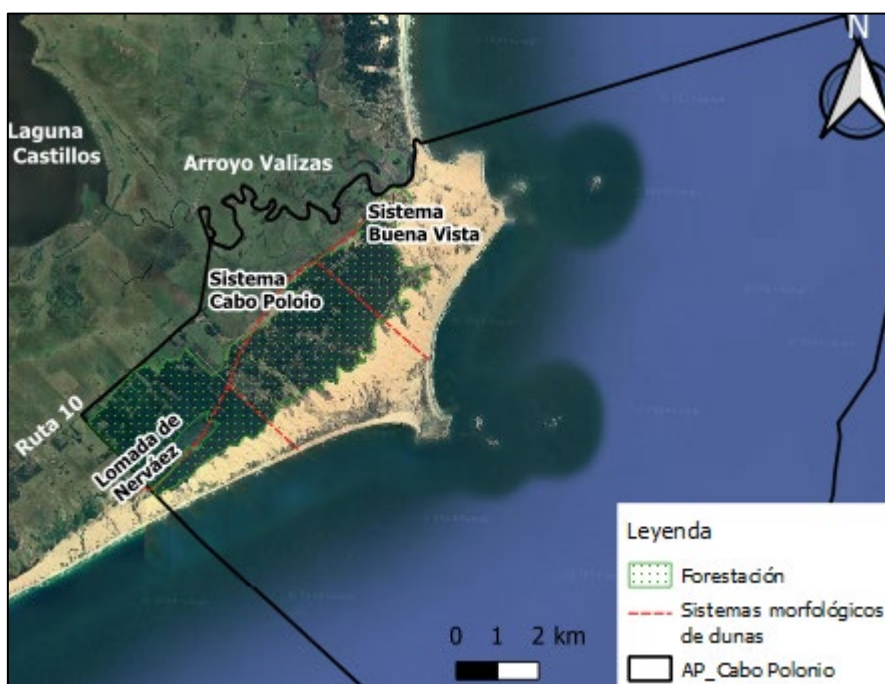


Figura 3. Área de estudio. Las líneas punteadas indican las diferencias morfológicas principales que caracterizan el Área Protegida Cabo Polonio (Panario y Piñeiro, 1993)

Se caracteriza por presentar ecosistemas terrestres, marinos, e insulares, así como una gran biodiversidad asociada a estos (SNAP, 2019). Linda al Norte con el AP Laguna Castillos, la cual tiene una conexión con el mar a través del Arroyo Valizas. Ambos ecosistemas, conforman e integran junto al sistema dunar del Cabo Polonio una mayor unidad de paisaje, brindando complejidad y en su conjunción una gran riqueza de especies de flora y fauna (Fig. 3) (MVOTMA, 2017).

En la actualidad el área de estudio se encuentra ocupada en un 40 % por plantaciones forestales (Fig. 3), con respecto a la superficie terrestre del AP (Panario y Gutiérrez, 2005). La fracción terrestre del AP, está determinada por distintas morfologías dunares, basadas en diferencias granulométricas, de color y grado de movilidad. Estas diferencias morfológicas se componen por dunas transversales a la línea de costa, las que a su vez se dividen en dos grupos: Sistema Cerro

Buena Vista y Sistema Cabo Polonio (Panario y Piñeiro, 1993). En las dunas móviles transversales a la línea de costa (con dirección N-E), se forman depresiones interdunares, generadas por afloramiento de la napa freática, formando charcos permanentes o semi permanentes, los que luego pueden llegar a conformar cañadas con conexión al mar (SNAP, 2019). En ambos sistemas el tipo de suelo CONEAT pertenece al grupo 07.2, correspondiente a suelos arenosos poco desarrollados, de muy baja fertilidad, con un drenaje fácil, y escasas formaciones de vegetación psamófila en dunas móviles, las que son más frecuentes en áreas de dunas fijas y semi fijas (Carta de índice CONEAT). La topografía del sitio oscila entre 10 m y 50 m de altitud, siendo el Cerro Buena vista el punto más alto del AP (Bonomi *et al.*, 1994).

Adicionalmente, se identifica un área de deflación denominada: Lomadas Costeras o Loma de Narváez (Panario y Piñeiro, 1993). Estas se ubican entre las planicies de inundación de la Laguna Castillos y el sistema dunar (Fig.3). Se corresponde con el grupo CONEAT, 07.01, caracterizado por una zona de acumulación de escurrimientos superficiales, lo que da como resultado un suelo húmedo y arenoso con moderada compactación y baja permeabilidad (Carta de Índice CONEAT, Bonomi *et al.*, 1994; Panario y Piñeiro, 1993). Presenta una matriz de pastizales de ciclo estival, las que actualmente se encuentran dominadas por la gramilla *Cynodon dactylon* (Carro e Iglesias, 2014). Originalmente la vegetación estaba asociada a pequeños parches de bosques y pastizales nativos costeras (Delfino y Masciadri, 2005). Su topografía se caracteriza por elevaciones que varían entre 20 y 30 m de altitud (Bonomi *et al.*, 1994)

En cuanto a las características climáticas, el área está influenciada fuertemente por un clima marítimo templado húmedo a subhúmedo, sobre todo por los fuertes vientos que predominan en dos direcciones, del Noreste al Este (aportando humedad) y del Suroeste al Sur (aportando frentes fríos o inestabilidades atmosféricas). Siendo estos un factor clave en la conformación dunar y movilidad de las arenas (Panario y Piñeiro 1997). Según datos tomados en la estación meteorológica de Rocha, la precipitación anual promedio de 1.284,8 mm (promedio de 29 años, período 1991 -2020<sup>6</sup>), dándose en marzo el valor máximo (135 mm) y en diciembre el valor mínimo (87 mm). Mientras la temperatura anual promedio es de 16,7 °C, alcanzando valores máximos absolutos de 40 °C en diciembre y valores mínimos absolutos de -4 °C en julio para el periodo indicado.

---

<sup>6</sup><https://www.inumet.gub.uy/clima/estadisticas-climatologicas/tablas-estadisticas>

## 4.2 Selección de sitios de estudio

Se identificaron dos sitios asociados a diferentes ambientes dónde se realizaron las talas (Fig.4). El Sitio 1 (S1) se vincula a las Lomadas de Narváez, caracterizadas por una zona de pastizal húmedo. Este sitio abarca una superficie de casi 27 ha y se corresponde con el padrón rural N° 3.802 (conocido como de Pertusso). Por otro lado, el Sitio 2 (S2) se corresponde a un área de dunas móviles, conformando parte del sistema dunar Cabo Polonio. En este caso, ocupa una superficie de 38 ha y se corresponde al padrón rural N° 3.809 (conocido como Davaro). En ambos sitios se realizaron dos eventos de muestreo, uno en julio de 2022 y otro en agosto de 2023.

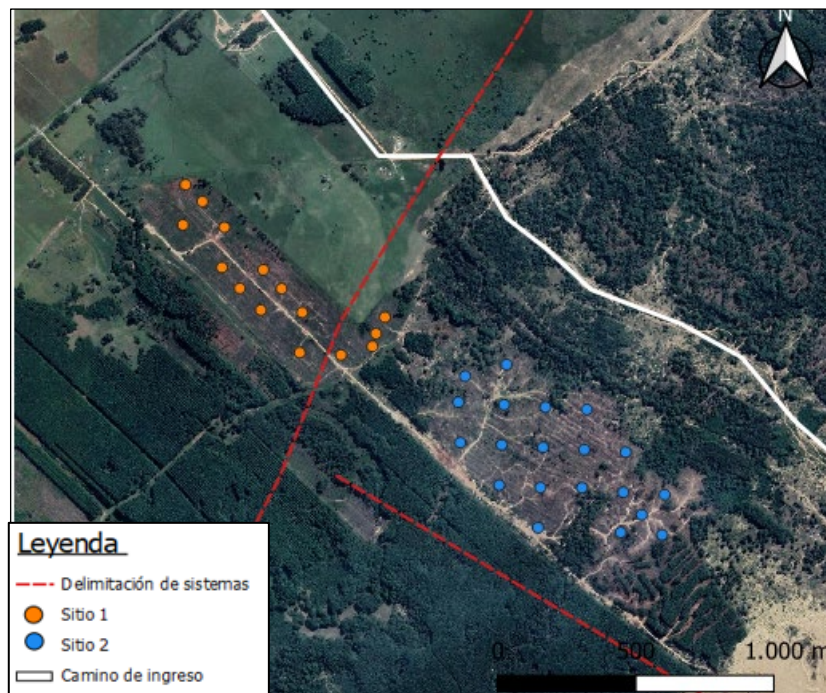


Figura 4. Ubicación de parcelas en áreas de post-tala en S1 (en naranja) y en S2 (celeste).

Para la colecta de datos, se ubicaron 15 parcelas en el S1 y 20 parcelas en el S2. Estas fueron ubicadas con una distancia de 150 m aproximadamente de cada una, basadas en el “Método de Existencias por Cuadrantes” (Mostacedo y Fredericksen, 2000). Las parcelas tuvieron una forma circular de 2,5 m de radio con una superficie total de 19 m<sup>2</sup>. Para medir las variables, se dividió en cuatro cuadrantes cada parcela, realizando el registrando las variables en dirección N-E (Rodríguez García, 2007).

### 4.2.1 Identificación de variables de respuesta y explicativas *in situ*

Las variables identificadas en campo y su metodología aplicada son descritas en la Tabla 2. En cada parcela se midió la presencia de especies leñosas, registrando la densidad de especies a partir del número de individuos presentes y la altura de cada uno de ellos. Además, se midieron

variables explicativas que pueden influir en su regeneración, como diferentes tipos de cobertura de suelo, presencia de mantillo y de especies herbáceas, así como de residuos de madera y el porcentaje de suelo desnudo. Estos se midieron según su porcentaje de ocupación por cuadrante, calculando luego el % de ocupación para el total de cada parcela. También se midió la altura del mantillo y la altura de materia orgánica (MO). Identificándose esta por el horizonte superficial del perfil de suelo, compuesta por una mezcla diversa de materiales orgánicos y microorganismos (animales muy pequeños, bacterias, hongos, ligninas, celulosas etc.) correspondiente al (Gallardo *et al.*, 1982).

**Tabla 2 Definición de variables explicativas y de respuesta relevadas *in situ*.**

| Variable                                           | Descripción y unidades de medida                             | Metodología aplicada                                                 |
|----------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------|
| <b>Variables de respuesta</b>                      |                                                              |                                                                      |
| <b>Densidad arbórea total y por especie</b>        | Número de individuos/renuevos por m <sup>2</sup>             | Conteo del total de plántulas dentro de una parcela (mayor a 10 cm). |
| <b>Altura</b>                                      | Altura de cada plántula/renuevo por especie (cm).            | Desde el cuello de la raíz hasta el ápice.                           |
| <b>Variables explicativas registradas en campo</b> |                                                              |                                                                      |
| <b>Cobertura de mantillo</b>                       | Cobertura de mantillo (capa de acículas sobre el suelo) (%). | Superficie ocupada por cuadrante.                                    |
| <b>Cobertura de suelo</b>                          | Cobertura de suelo desnudo (%).                              | Superficie ocupada por cuadrante.                                    |
| <b>Cobertura de herbáceas</b>                      | Cobertura de herbáceas (%).                                  | Superficie ocupada por cuadrante.                                    |
| <b>Cobertura de madera</b>                         | Cobertura de restos de corta (%)                             | Superficie ocupada por cuadrante.                                    |
| <b>Cobertura anegada</b>                           | Cobertura anegada o inundada (%)                             | Superficie ocupada por cuadrante.                                    |
| <b>Altura de mantillo</b>                          | Altura del mantillo (cm)                                     | Medición de la altura del mantillo por cuadrante.                    |
| <b>Altura de materia orgánica</b>                  | Altura de materia orgánica (cm)                              | Medición de la altura de MO por cuadrante                            |

#### 4.2.2 Identificación de variables explicativas según base de datos

Se utilizaron variables explicativas obtenidas a través de índices topográficos y de vegetación (Tabla 3) los que se describen a continuación. Entre los índices topográficos se incluyeron: el Índice de Posición Topográfica multiescalar (TPI), que brinda información sobre la posición topográfica de un punto con respecto su entorno (Guisan *et al.*, 1999) y el Índice Topográfico de Humedad (TWI), que describe la tendencia de la distribución del agua sobre la superficie terrestre (Mattivi *et al.*, 2019).

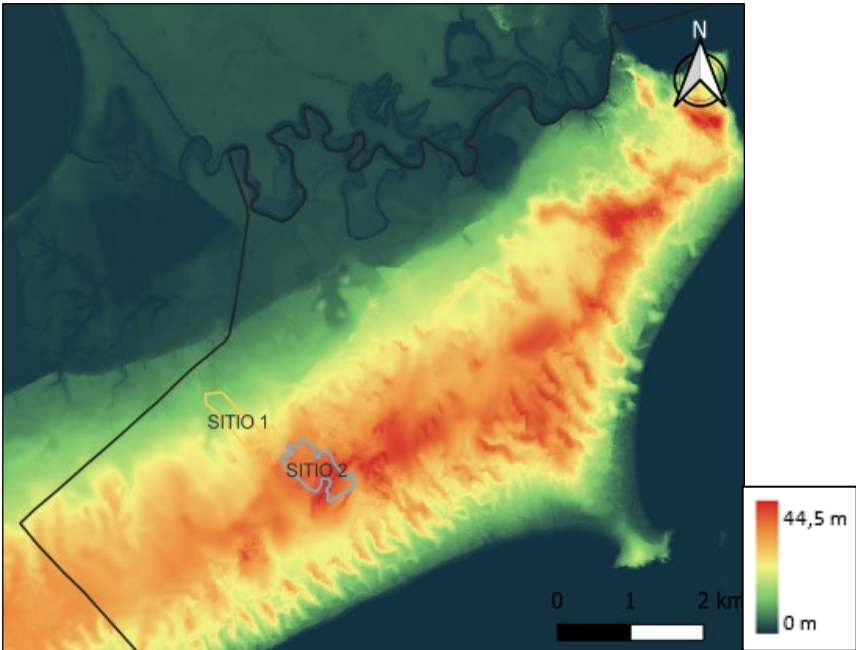
Por otro lado, se utilizó el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), el cual ofrece información aproximada sobre la vitalidad y densidad de la cobertura vegetal y un Índice de Productividad y Variabilidad (IPV) para evaluar productividad y estabilidad de las plantaciones de pino (Paruelo *et al.*, 2016). Se detalla a continuación cómo fueron utilizados y cómo se calcula cada uno de ellos.

**Tabla 3 Variables explicativas derivadas de índices topográficos (TPI-TWI) y de productividad (NDVI-IPV)**

| Variable                                                                              | Descripción y unidades de medida               | Metodología aplicada   |
|---------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------|------------------------|
| <b>Variables explicativas estimadas a partir de bases de datos y sensores remoto.</b> |                                                |                        |
| <b>TPI</b>                                                                            | Índice Posición Topográfica                    | IDE- DEM - QGIS        |
| <b>TWI</b>                                                                            | Índice Topográfico de Humedad                  | IDE- DEM - QGIS        |
| <b>NDVI</b>                                                                           | Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada | Sentinel 2 MSI Leve 2  |
| <b>IPV</b>                                                                            | Índice de Productividad y Variabilidad         | NDVImedia *(1- NDVIcv) |

#### 4.2.2.1 Variables topográficas: TPI y TWI

Estos índices se calcularon utilizando Modelos Digitales de Elevación (DEM) (IDEUy). El uso de los DEM permite calcular varios índices topográficos capaces de caracterizar la morfología del terreno (Mattivi *et al.*, 2019). Para el cálculo de los índices TPI y TWI, se utilizó un DEM de 2,5 m x 2,5 m tomado de la base de datos del IDEUy (Infraestructura de Datos Especiales, Uruguay) (Fig. 5).



**Figura 5. Modelo Digital de Elevación (DEM) de Cabo Polonio utilizado para el cálculo de los índices TPI y TWI. Fuente: IDEUy**

Índice de Posición Topográfica (TPI): El TPI es la posición relativa de una ubicación, la cual se calcula como la diferencia entre la elevación de un punto central y la elevación media de las celdas vecinas dentro de un radio predeterminado (Fig. 6) (Guisan *et al.*, 1999). Los valores positivos, indican que el punto central está ubicado a una altura mayor que su entorno promedio y se asocian con zonas altas o con tendencia a serlo (crestas); de lo contrario, los valores negativos indican que el punto central está ubicado a una altura menor que su entorno (depresiones o zonas bajas); los valores cercanos a 0 indican áreas planas o áreas de pendiente constante, en donde se puede utilizar el ángulo de la pendiente para determinar si es una o la otra (Calderon *et al.*, 2020).

De igual manera, los valores positivos representados por puntos altos o pendientes crecientes, indican un mayor potencial de escorrentía (agua y sedimentos) y una menor infiltración, en comparación con valores negativos, representados por depresiones de terreno, estas áreas favorecen la retención de agua y el drenaje en profundidad (Kumar y Suryanarayana, 2020).

El cálculo de TPI, se realizó en base a el DEM mencionado, calculado para toda el área protegida, utilizando el algoritmo TPI multiescalar de SAGA en QGIS, propuesto por N. Zimmerman. Dicho algoritmo genera como resultado un mapa ráster de valores continuos. Esta variante permite calcular el TPI para diferentes escalas (en Anexo I se presenta el esquema de cálculo TPI en QGIS).

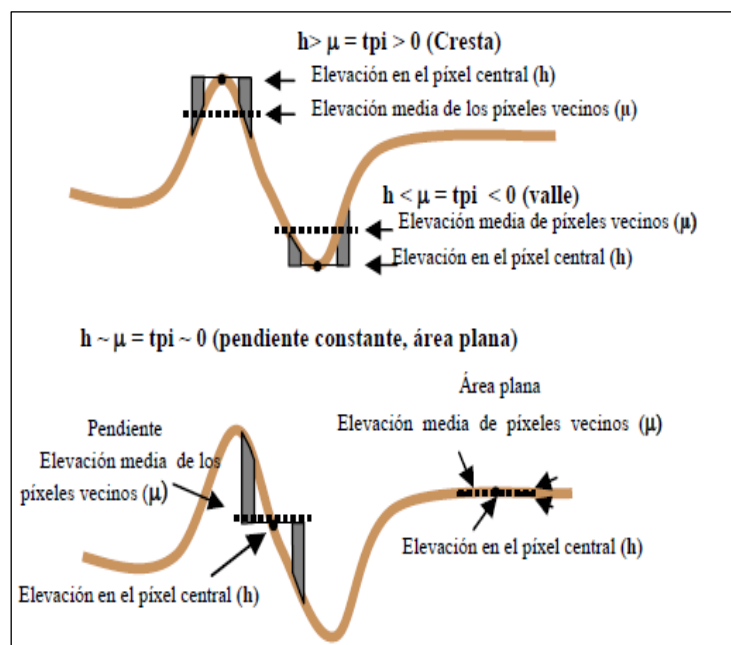


Figura 6. Definición de TPI. Modificado de (Weiss, 2001)

Es importante resaltar que el TPI es dependiente de la escala, su cálculo a una escala pequeña identificará puntos altos, depresiones y planicies con mayor precisión, en cambio su cálculo a

una escala mayor, capturará las mismas características, pero a una menor definición (Calderón *et al.*, 2020). En otras palabras, una misma unidad de paisaje podrá variar en sus valores de TPI, dependiendo el tamaño de escala que se utilice.

La geomorfología y su posición topográfica generan microclimas que definen los procesos físicos y biológicos que a gran escala componen la distribución y abundancia de especies dentro de una comunidad (Weiss, 2001). En ese sentido, el uso de este índice se propone con el fin de obtener los valores de la posición topográfica de cada parcela y correlacionarlos con los valores de densidad de regeneración.

Índice Topográfico de Humedad (TWI): Este índice, propuesto por Beves y Kirkby 1979, describe la tendencia de la distribución del agua sobre la superficie terrestre. Su cálculo se basa en un balance de masas, compuesto principalmente por dos parámetros: el Área de Captación Específica (denominado por sus siglas en inglés SCA), que tiene la tendencia a recibir agua; y la pendiente local que conjunto a la longitud del contorno del drenaje, tiende a evacuar el agua (Mattivi *et al.*, 2019).

Los valores altos de TWI, indican zonas con pendientes bajas y propensas a la acumulación de agua, por lo contrario, valores bajos de TWI indican zonas con pendientes elevadas, superficies secas y bien drenadas (Mattivi *et al.*, 2019). A sí mismo, se debe considerar que la humedad del suelo no solo depende de la topografía, sino que también se debe considerar la radiación, el clima, las propiedades del suelo, y al igual que el TPI, la escala del paisaje (Radula *et al.*, 2018). Del mismo modo, también influye en los resultados el tipo de algoritmo que se utilice, ya que dentro del paquete de QGIS existen diferentes combinaciones de algoritmos y parámetros para el cálculo de las trayectorias de flujo de drenaje, como los son SAGA GIS, GRASS GIS y Whitebox GAT entre los más conocidos (Mattivi *et al.*, 2019). Para este trabajo se utilizó el algoritmo de SAGA (en Anexo II se presenta esquema de cálculo de TWI en QGIS).

El uso de este índice, permitirá identificar si la humedad en el suelo es un factor significativo en la regeneración, ya que este suele ser uno de los factores ambientales más importantes que determinan: composición, estructura y funcionamiento de las comunidades vegetales (Radula *et al.*, 2018).

#### 4.2.2.2 Cálculo de Índices de vegetación: NDVI e IPV

Los valores de NDVI se obtuvieron para dos periodos:

1. Previo a la tala (2019-2020): Se obtuvieron valores de NDVI para los S1 y S2, con el objetivo de calcular un proxy de productividad y variabilidad (IPV) de las plantaciones de pino en ambos sitios, utilizando como referencia el índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos (IOSE) (detallado más adelante).
2. Posterior a la tala (septiembre 2021 – septiembre 2023): Se obtuvieron valores de NDVI únicamente para el S2, con el fin de apoyar la información relevada en campo al momento de caracterizar la regeneración, dados los cambios identificados en la cobertura vegetal del S2.

#### Cálculo de NDVI:

El NDVI es un índice de vegetación que brinda información aproximada sobre la vitalidad y densidad de la cobertura de vegetación en un píxel (Proyecto REDD+UY, 2020). Se utiliza como indicador de producción o actividad fotosintética y posee una correlación entre la cantidad de biomasa retenida, el área foliar específica (LAI) y la productividad primaria neta aérea (Landi *et al.*, 2017). Su valor se deriva a partir de bandas espectrales (B8 y B4), que absorben y reflejan la luz de diferentes longitudes de onda, específicamente la reflectancia del infrarrojo cercano (RNIR) y la reflectancia del rojo (RRED); la diferencia entre estos valores da como resultado el NDVI. Para el cálculo de NDVI, se combinan las bandas B4 y B8 de la siguiente manera:

$$\text{NDVI (Sentinel 2)} = (B8 - B4) / (B8 + B4)$$

Los valores de NDVI varían entre -1 y +1, donde los valores cercanos a -1 indican superficies cubiertas por agua, y los valores cercanos a +1 indican vegetación densa (bosques o selvas tropicales).

Para obtener los valores de NDVI en ambos períodos, se utilizaron imágenes satelitales del satélite “Sentinel-2”, gestionado por la Agencia Espacial Europea (ESA). Esta constelación está compuesta por dos satélites, *Sentinel-2A* (lanzado en 2015) y *Sentinel-2B* (lanzado en 2017), utilizados principalmente para monitorear la agricultura, los recursos hídricos y otros aspectos ambientales (Segarra *et al.*, 2020). En este caso, se emplearon datos del *Sentinel-2A*, que cuenta con sensores multiespectrales (MSI) de 13 bandas, abarcando desde el espectro visible hasta el infrarrojo de onda corta (SWIR). Tiene una anchura de barrido de 290 km y una frecuencia de

revisita global de 5 días, alcanzando hasta 2 días en las latitudes más altas del Norte y Sur del mundo (Segarra *et al.*, 2020).

Para el cálculo de NDVI posterior a la tala se utilizó la plataforma en línea “Sentinel EO de Sentinel Hub” (Hub, 2021). El conjunto de datos utilizados fue “Sentinel-2 L2A” (imágenes corregidas atmosféricamente). De dicha plataforma se extrajeron los valores diarios de NDVI para cada parcela del S2, omitiendo los días con un porcentaje mayor del 10 % de nubosidad. De los valores obtenidos, se calculó los promedios mensuales para el periodo indicado a través de R estudio.

#### Cálculo de Índice de Productividad y Variabilidad

Como forma de generar un proxy que refleje las condiciones ambientales de cada sitio y su influencia en el crecimiento de las plantaciones de pino, se calculó la relación entre la productividad media medida por NDVI y su variabilidad expresada como coeficiente de variación. Este cálculo se empleó para estimar la productividad y resiliencia de las plantaciones de pinos adultos presentes antes de la tala. Este índice también se conoce como Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos (IOSE) (Sans, 2015; Paruelo *et al.*, 2016; Sataino, 2021; Evia *et al.*, 2022). En este trabajo se evitó utilizarlo en tal sentido, debido a las limitaciones en términos de servicios ecosistémicos en particular precisamente en plantaciones forestales y por ej. por su relación con otros servicios como la biodiversidad. Para calcular el índice se utilizaron dos descriptores clave de la dinámica de la productividad primaria: el promedio anual ( $NDVI_{media}$ ) y el coeficiente de variación intra-anual ( $NDVI_{cv}$ ), que refleja la estacionalidad. Se calcula utilizando la fórmula:

$$IOSE = NDVI_{media} * (1 - NDVI_{cv})$$

Para su cálculo, se obtuvieron valores de NDVI por cada parcela con un buffer de 10 m, para el periodo previo a la tala (2019-2020), en base a la colección de imágenes satelitales de “COPERNICUS/S2\_SR”<sup>7</sup> pertenecientes al satélite “Sentinel-2A”. Estos datos fueron procesados en Google Earth Engine, dónde se aplicó un filtro para contabilizar únicamente los días con una cobertura de nubosidad menor al 10 %. De esta forma se obtuvieron los promedios mensuales y anuales de NDVI por parcela, a partir de los cuales se calculó la media anual y la media de estacionalidad interanual para ambos sitios.

---

<sup>7</sup> COPERNICUS/S2\_SR es la forma en que se accede a los datos de Sentinel-2 en Google Earth Engine.

### 4.3 Análisis estadístico

La densidad de especies arbóreas se relacionó con las variables potencialmente explicativas relevadas *in situ* y de bases de datos, a través de modelos de regresión lineal múltiple (GLM). Esta relación se realizó con el objetivo de identificar los factores ambientales con mayor influencia en la regeneración. Los GLM son especialmente útiles cuando se trabaja con datos que no siguen una distribución normal de los errores, como Binomial, Poisson, Gamma o Exponencial, y cuando las varianzas no son constantes (Cayuela, 2010; McLeod y Xu, 2020). Estos modelos se realizaron utilizando el software RStudio.

Las variables cobertura de suelo con madera y restos de corta de pino y superficie anegada permanente fueron tenidas en cuenta al momento de identificar el tipo de cobertura *in situ* y se excluyeron para considerar la superficie de suelo efectivas para la regeneración, como lo son cobertura de mantillo, herbáceas, y suelo desnudo.

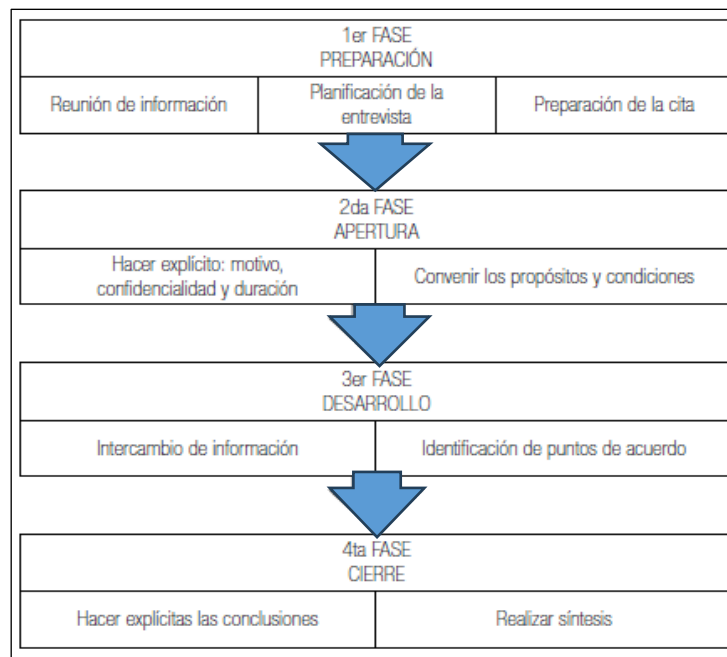
Para determinar el mejor modelo entre las diferentes opciones de GLM, se aplicó el criterio de información de Akaike (*An Information Criterion: AIC*) usando la función “stepAIC” (backward y forward). A través de esta función se adicionan o eliminan variables una por una, buscando minimizar el valor de AIC en cada paso. De esta forma se retuvieron las variables cuando reducían el valor del AIC por más de dos puntos. El modelo seleccionado fue el que, en ambos casos, sumando o eliminando variables indicó el menor valor de AIC. (Cayuela, 2010).

Por otro lado, para determinar la significancia estadística de las diferencias en las densidades de plántulas entre los distintos años de muestreo, se utilizaron pruebas no paramétricas, como la suma de rangos de Wilcoxon, para datos pareados, calculado en R Studio (Gómez-Gómez *et al.*, 2003; Turcios, 2015). Este tipo de pruebas se usa para verificar la hipótesis nula ( $H_0$ ) de igualdad entre dos medianas poblacionales.

#### 4.4 Entrevistas semiestructuradas

Para contextualizar el estado actual del manejo de la forestación en función de los objetivos de conservación del AP, se llevaron a cabo entrevistas semiestructuradas (Díaz-Bravo *et al.*, 2013). La entrevista es una herramienta técnica de gran valor en la investigación cualitativa para la recopilación de datos. En particular, la entrevista semiestructurada representa una opción intermedia entre la entrevista estructurada y la no estructurada. Se distingue por su formato flexible, donde existe una pauta, pero se puede ajustar según las necesidades de los entrevistados, manteniendo al mismo tiempo un grado de formalidad. Este tipo de entrevista ofrece la ventaja de adaptarse a los entrevistados, *“lo que brinda amplias oportunidades para motivar al interlocutor, aclarar términos, identificar ambigüedades y reducir formalidades de manera efectiva”* (Díaz-Bravo *et al.*, 2013).

La ejecución de las entrevistas se realizó en cuatro etapas (Fig. 7). En la primera etapa de preparación, se identificaron los objetivos de las entrevistas, estos fueron: conocer el estado actual de la gestión de las EEL dentro del AP, sus posibles medidas de control post-tala de la regeneración, respaldar los resultados obtenidos, e identificar otros posibles aspectos influyentes en la regeneración. Como parte de la planificación, se seleccionaron a cuatro sujetos en base a los roles que desempeñan como técnicos, gestores, o directores. Los sujetos seleccionados fueron: un técnico a nivel local responsable de la dirección del AP, el director del AP, quien desempeña un rol como articulador entre las partes participantes como el Ministerio de Ambiente (MA), el SNAP, la Intendencia de Rocha (IdR), la gestión dentro del AP, los vecinos y locatarios, y finalmente, dos entrevistadas vinculadas al SNAP, una de ellas técnica forestal, brindando apoyo al control de la forestación y a el plan de restauración dunar, y una segunda entrevistada, vinculada al rol de dirección dentro del SNAP. Posteriormente, se coordinó por separado con cada uno las entrevistas. Tres de ellas se realizaron en línea debido a consideraciones de distancia y comodidad, mientras que una de ellas se llevó a cabo de manera presencial. La coordinación de las entrevistas se realizó a través de correo electrónico y comunicación vía celular, donde se informó previamente la temática a indagar, el objetivo y la duración estimada, dando pase a la segunda fase.



**Figura 7. Fases de la entrevista semiestructurada (Fuente: Díaz-Bravo *et al.*, 2013).**

En la segunda y tercera fase del estudio, se llevó a cabo la entrevista de manera explícita, siguiendo una pauta estructurada en dos secciones con base en los objetivos de la investigación. La primera sección abordó la perspectiva del entrevistado, datos relacionados con la regeneración en áreas de post tala y aspectos vinculados al manejo y control actual de la forestación. En la segunda sección, se presentaron los resultados de la tesis y se formularon preguntas basadas en estos resultados. En esta fase se solicitó el consentimiento de los participantes para grabarlas. En la cuarta fase, se concluyó la entrevista realizando un resumen de la conversación para consolidar la información obtenida. Se brindó espacio para sugerencias y mejoras, y se agradeció la participación de los entrevistados en el estudio. Además, como fase complementaria luego de todas las entrevistas, se realizó una interpretación y reflexión detallada de cada contenido. Se identificaron puntos en común, se incorporó la nueva información y se evaluó la validez de los resultados obtenidos.

El documento completo de la pauta de la entrevista se encuentra en Anexo III.

## 5 RESULTADOS

### 5.1 Caracterización de la regeneración

#### 5.1.1 Sitio 1. Regeneración de pino

Este sitio se caracterizó por la abundancia de restos de corta de pinos distribuidos de forma irregular, tocones derivados de la tala rasa, zonas con acopios de troncos de individuos adultos, superficies irregulares generadas por el tránsito de maquinaria y superficies inundadas en algunos sectores sobre todo en el monitoreo de julio de 2022.

El S1 presentó una densidad de renuevos de pino alta, con una cobertura prácticamente total del sitio durante los dos años de muestreo (Fig. 8A y 8B). Además, en el sitio se identificaron zonas empastadas con *Cynodon dactylon*, EEl ampliamente distribuida en la zona. A su vez, se identificaron unos pocos ejemplares de pinos adultos en pie, los que pueden continuar aportando al banco de semillas, al igual que las masas forestales aledañas.



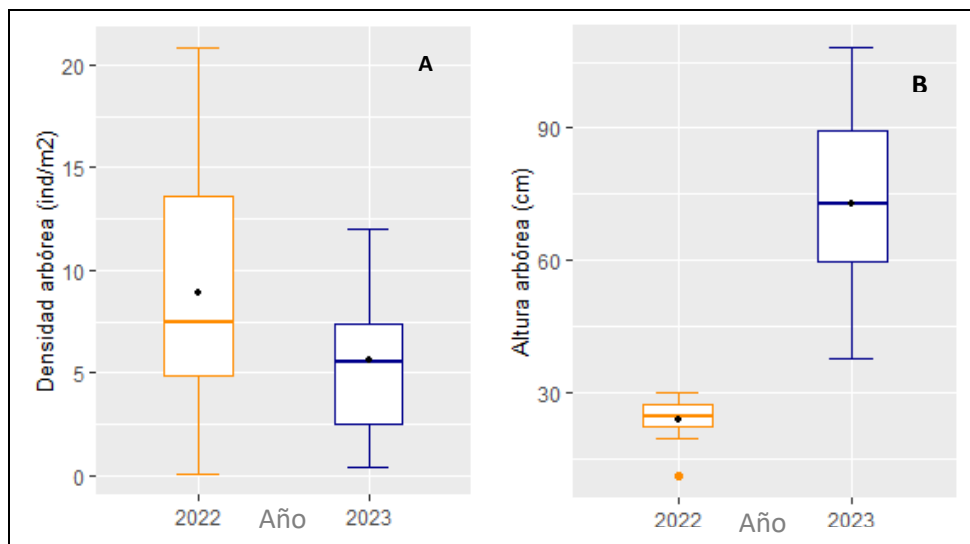
Figura 8. Regeneración de *Pinus pinaster* en S1.

Se encontraron renuevos ramoneados muy probablemente por ciervo *Axis axis* y ganado que pastorea en el sitio, cuyos rastros son frecuentes. Si bien la herbívora es un factor que limita la regeneración (González-Martínez y Bravo, 1999; Ledgard y Norton, 2008), en nuestro caso no pudo ser evaluado por no disponer de información sobre las poblaciones silvestres y ganaderas. En el caso de esta última, se realizaba en forma ocasional y, dada las características de los sitios, en muy bajas densidades.

En promedio para el año 2022, se identificaron 8,3 inds/m<sup>2</sup> (DS= 6,4) y un rango de valores entre 0 y 20,8 inds/m<sup>2</sup>. Mientras que, en el relevamiento del 2023 el valor promedio fue de 5 inds/m<sup>2</sup> (DS=3,9) y un rango de valores de 0 a 12 inds/m<sup>2</sup> (Gráfica 1A). Las diferencias de las densidades

entre un año y otro no fueron estadísticamente significativas ( $W = 117,5$  y  $p\text{-valor} = 0,20$ ). No obstante, en 2022 se observó una mayor dispersión y variabilidad de los datos ( $IQR = 10,2$ , Mediana = 7), en comparación con los valores de 2023 ( $IQR=5,4$ , Mediana = 5,4).

**Gráfica 1 . Boxplot comparativos de densidades (A) y alturas (B) para los años 2022 y 2023, S1.**



*Nota: Se representan la distribución de los datos delimitada por el primer y tercer cuartil, la línea media indica la mediana, el punto negro la media, y las líneas horizontales en los extremos el rango de valores máximos y mínimos (Williamson, 1989). El outlier identificado en la gráfica B, representa un valor mínimo de renuevos en la parcela, que se encuentra por fuera del rango de distribución.*

Con respecto a la altura en 2022, el valor promedio fue de 24 cm, con un rango de valores entre 0-30 cm, y una baja dispersión de los datos ( $DS=2,9$  e  $IQR=5,5$  (Gráfica 1B). En 2023 el promedio de altura fue de 73 cm, y su rango de valores estuvieron entre 0 y 108,4 cm, con una dispersión mayor que en 2022 ( $DS=32,1$  e  $IQR=31,4$ ). La diferencia entre ambos años es estadísticamente significativa ( $W = 0$ ,  $p\text{-valor} = 1.125 \times 10^{-059}$ ).

### 5.1.2 Sitio 2. Regeneración de acacia y pino

El primer año post tala, al igual que en el S1, se observaron acumulación de restos de corta distribuidos de forma irregular, incluido los tocones, zonas con acopios de troncos, así como acumulación de acículas sobre el suelo, en algunos sectores con mayor cobertura que en otros (Fig. 9A). De forma contraria al S1, y como era de esperar dado las características del suelo del S2 (suelos arenosos muy bien drenados, con poca capacidad de retención de agua), no se identificaron superficies inundadas o empastadas con *Cynodon dactylon*. Se pudo observar una cobertura vegetal de otras especies herbáceas y / o arbustivas como por ejemplo *Cordia curassavica*, *Senecio crassiflorus*, *Senecio brasiliensis* y *Senecio selloi* (Fig. 9B). En este sitio también se observó la presencia de ganado.

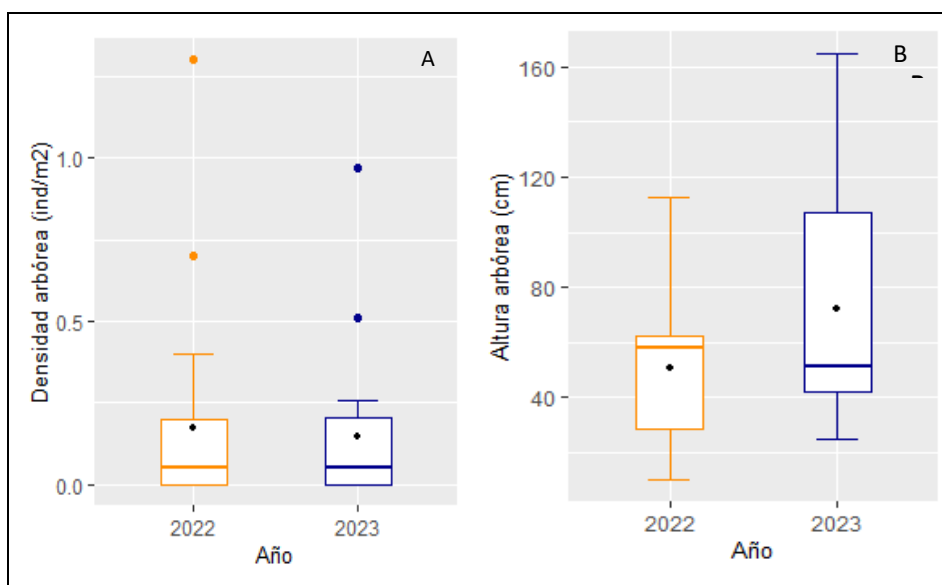


**Figura 9. A: Condiciones generales del S2, agosto 2023. B: Cobertura herbácea, julio 2022. S2**

En este sitio, la densidad arbórea promedio estuvo compuesta por plántulas de pino y acacia. Su densidad se mantuvo relativamente constante, pasando de  $0,17 \text{ inds/m}^2$  ( $DS=0,31$ ) a  $0,14 \text{ inds/m}^2$  ( $DS=0,23$ ) entre un año y otro (Gráfica 2A), siendo no significativa su variación ( $W = 174,5$ ,  $p\text{-valor} = 0,48$ ). Su rango de valores de densidad fue de 0 a  $1,3 \text{ inds/m}^2$  y de 0 a  $0,96 \text{ inds/m}^2$ . Para este sitio la regeneración fue muy heterogénea, encontrando parcelas con ausencia de plántulas y con valores máximos que se encuentran por fuera del percentil de distribución (outliers).

En cuanto a la altura promedio de los individuos, se registró un valor de 51 cm en 2022, el cual fue superado en 2023 con una altura promedio de 75,4 cm (Gráfica 2B). Al igual que en el S1, se observó una menor variabilidad de los promedios de altura en 2022 ( $IQR= 16,7$  y  $DS=20,9$ ) en comparación con los valores de 2023 ( $IQR=64$  y  $DS=45,2$ ). La mayor variabilidad en 2023 se ve representada por la amplitud del boxplot (Fig. 11B), así como de su bigote, con una tendencia hacia los valores crecientes, indicando una distribución dispersa. Los resultados indican que el cambio en la altura fue significativo ( $W = 110,5$ ,  $p\text{-valor} = 0,012$ ).

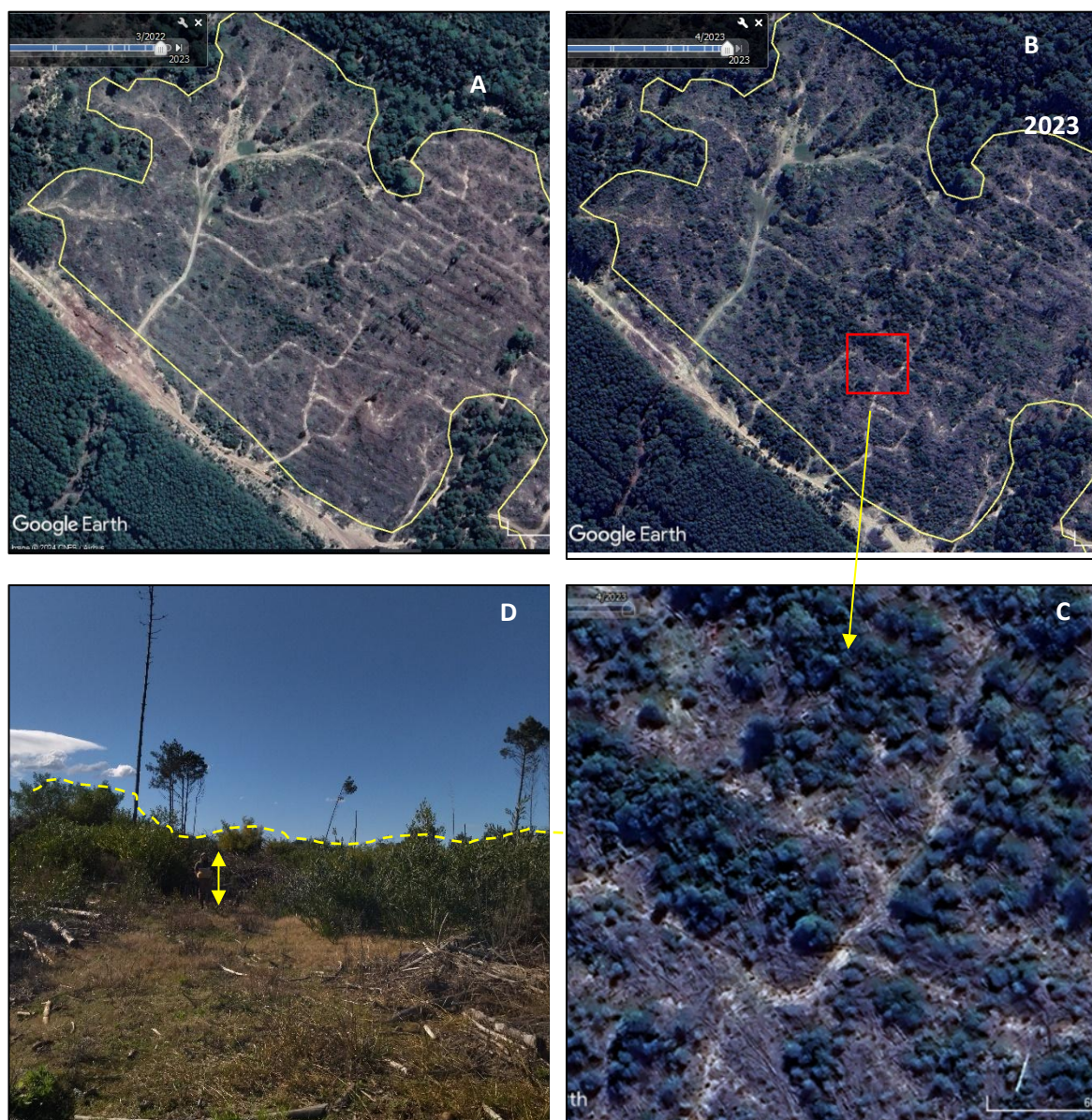
**Gráfica 2. Boxplot comparativos de densidad arbórea (A) y alturas (B) para los años 2022 y 2023, S2.**



Por otra parte, si desglosamos el total de individuos de pinos y acacias, en 2022 se registraron 38 plántulas de acacia y 23 de pino, mientras que en 2023 se encontraron 31 plántulas de acacia y 27 de pino. Si bien no hubo una diferencia estadística significativa entre pino y acacia para ambos años ( $W = 4$ ,  $p\text{-valor} = 0,33$ ) se relevaron más individuos de acacia que de pino. En cuanto a la altura promedio, en ambas especies hubo un aumento de tamaño entre un año y otro, de aproximadamente 20 cm. Pasando de 28,4 a 46 cm en pinos y de 38 a 59 cm en las acacias.

### 5.1.3 Segundo año S2: Aumento de cobertura de acacia

Para el segundo año, en campo se pudo observar un crecimiento en el porte en ejemplares de acacia, siendo este notorio a nivel general en todo el S2 (Fig. 10A, 10B y 10C). El tamaño de los ejemplares de acacias llegaba a obstaculizar en algunas áreas la circulación debido a la presencia de individuos de gran porte (Fig. 10D). Este notorio aumento de la cobertura arbórea de acacias observado en campo, se comprobó a través del filtro “Scene classification map” de Sentinel-2 L2A (Fig. 11) para un periodo posterior a la tala (enero 2022-setiembre 2023), pasando de 30 % de cobertura a un 80 %. A su vez, se obtuvieron valores de NDVI post tala, los que indican una tendencia creciente durante los dos años consecutivos a la tala (Gráfica 3).



**Figura 10. Análisis de la evolución de la cobertura arbórea en S2. Fuente: Google Earth.**

*Nota: A: Baja cobertura de vegetación, marzo 2022. B y C: Aumento de cobertura arbórea, abril 2023. D: Fotografía tomada en el S2, la línea punteada amarilla representa el tamaño de acacia y la flecha el tamaño de una persona.*

En diciembre de 2021 se dio el valor mínimo de NDVI (0,32), asociado al periodo en el que finalizaron las tareas de tala rasa en el sitio. Posterior a la tala, se puede observar una tendencia creciente en otoño 2022, la que posteriormente disminuye en invierno 2022 y vuelve aumentar entre la primavera de 2022 y otoño de 2023, donde se da el valor máximo de NDVI (0,62) volviendo a decaer en el invierno de 2023.

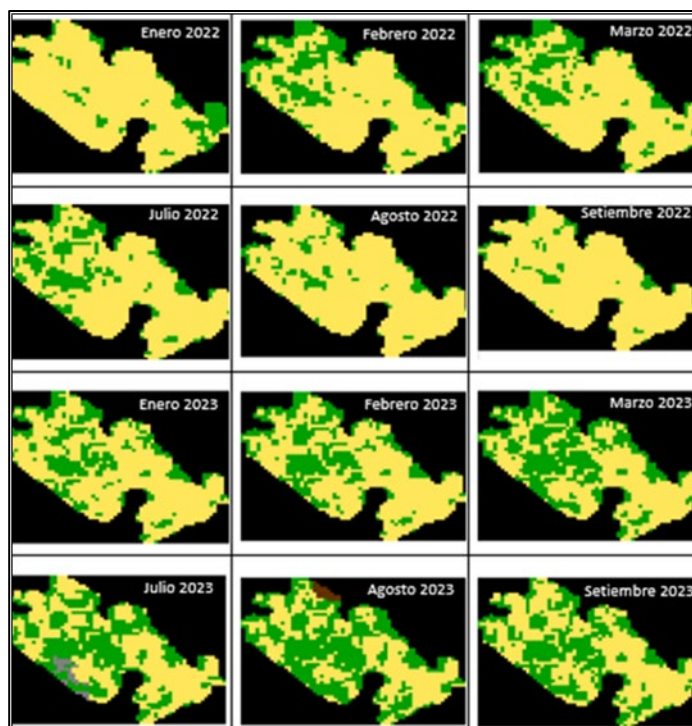
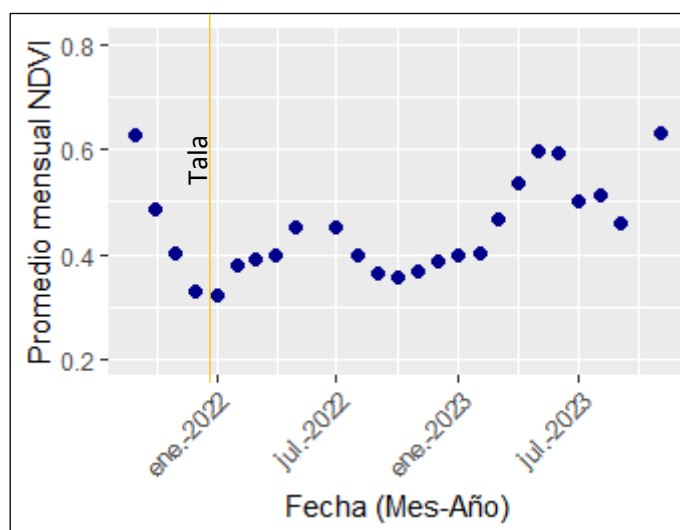


Figura 11. Avance de la cobertura vegetal en el S2, en el periodo posterior a la tala Fuente: “Scene classification map” de Sentinel-2 L2A.

Gráfica 3. Tendencia de valores promedios mensuales de NDVI en el S2.



Dichos valores muestran una tendencia creciente que, de acuerdo con las observaciones realizadas en campo, está asociada a una expansión notable de las acacias, sobre todo en términos de diámetro de copa. No se observó en general un marcado crecimiento de cobertura herbácea ni en el porte de las otras especies arbóreas.

#### 5.1.4 Sitios 1 y 2. Regeneración de especies nativas vs especies exóticas

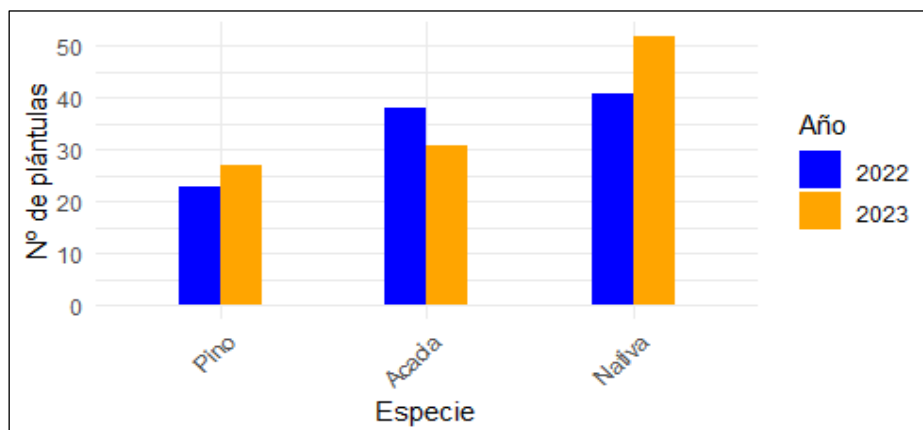
Como parte de la caracterización de la regeneración, se destaca la presencia de plántulas de especies nativas identificadas principalmente en varias de las parcelas del S2 (Fig. 12). Mientras que, en el S1, se hallaron únicamente en una parcela ubicada al Sur del Sitio, próxima a un parche de bosque psamófilo.



Figura 12. Renuevos de especies nativas relevadas en el S2 en el año 2022.

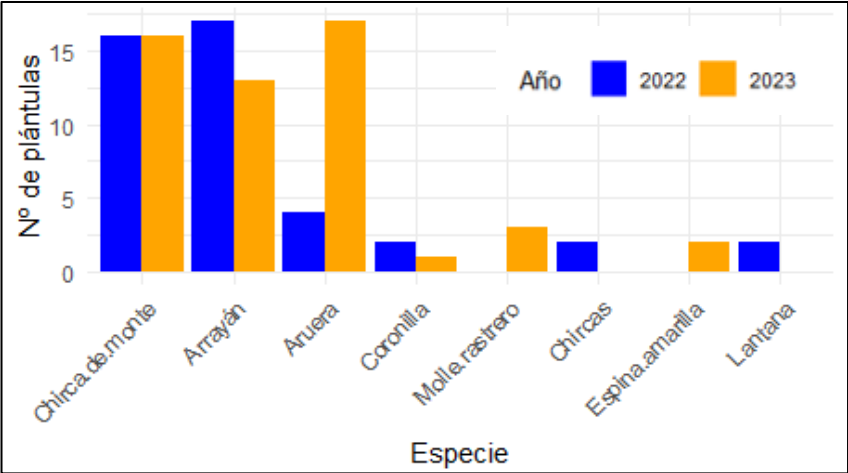
En el S1, se relevaron 8 individuos en 2022 y 14 individuos en 2023, mientras que en el S2 se identificaron 43 individuos en 2022 y 52 individuos en 2023. En comparación, la regeneración de especies nativas primó sobre la regeneración de pinos y acacias por dos años consecutivos posterior a la tala (Gráfica 4). En cuanto a la altura promedio de los renuevos, las nativas aumentaron 10 cm mientras que el pino y la acacia tuvieron una variación de 20 cm aproximadamente (para más detalles ver tablas de densidades y alturas en Anexo IV).

Gráfica 4. Número de plántulas de especies nativas, pinos y acacias para el periodo 2022 y 2023 en el S2.



Las especies identificadas fueron chircas (*Baccharis* spp.), aruera (*Lithraea brasiliensis* L. March.), arrayán (*Blepharocalyx salicifolius* Hum., Bompl. y Kunth), chirca de monte (*Dodonaea viscosa* L. Jacq.), espina amarilla (*Berberis laurina* Billb.), coronilla (*Scutia buxifolia* Reiss), lantana (*Lantana cámara*), molle rastrero (*Schinus engleri*) y tala (*Celtis tala* Gillies). Siendo las más abundantes, arrayán, aruera y chirca de monte (Gráfica 5).

Gráfica 5. Número de plántulas de especies nativas, para el periodo 2022-2023, S2.



En ambos años se presentaron parcelas con valores máximos (Nº 26, 31 y 34 en 2022, y Nº 25, 31 y 32 en 2023). Esta presencia podría deberse a que son sitios en las proximidades de parches de vegetación nativa dispersa (Fig. 15). Estas zonas podrían actuar como reservorios de semillas de especies nativas. En particular la parcela 32, si bien no estaba próxima a zonas con vegetación nativa dispersa, en campo se pudo observar que se caracteriza por ser un área dominada por chirca de monte.

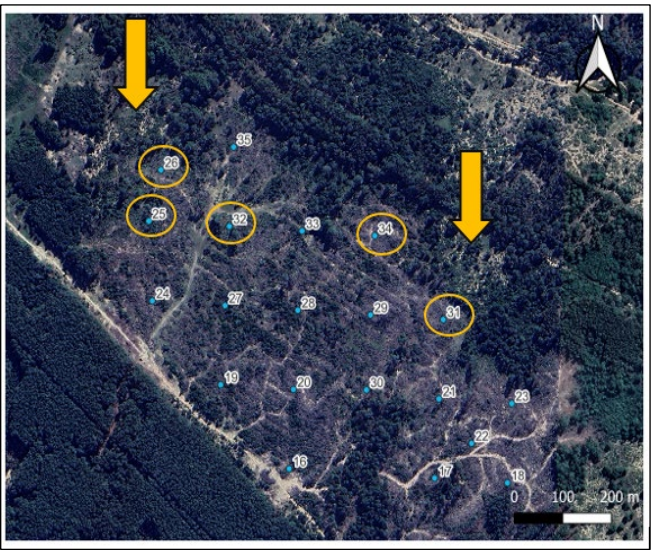


Figura 13. Parcelas con valores máximos de especies nativas en ambos años consecutivos 2022 y 2023 en S2. Se señalan con flechas zonas con presencia de parches de vegetación nativa.

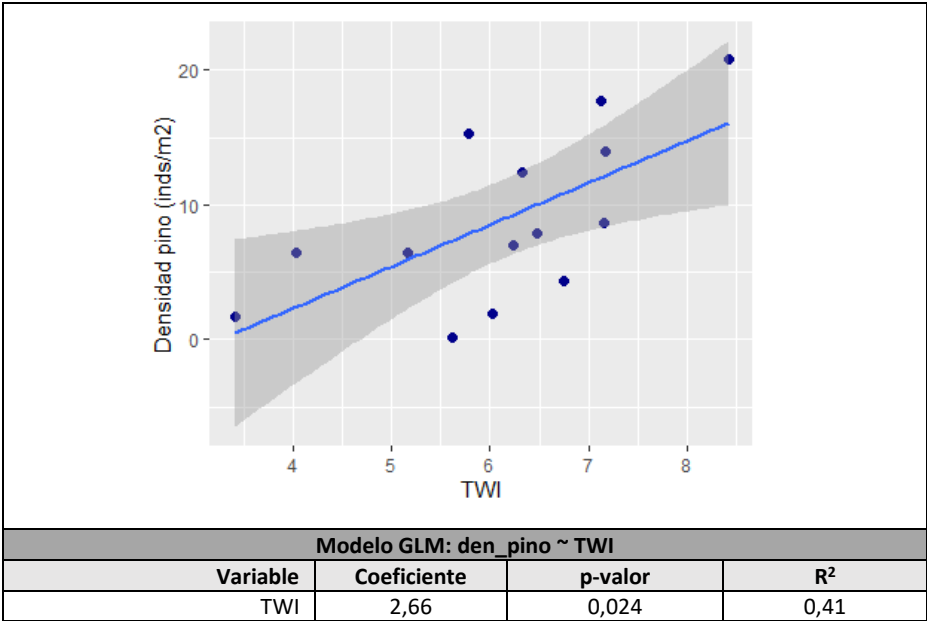
5.2 Factores ambientales que explican la regeneración natural

Los modelos retuvieron algunas de las variables consideradas: TWI (S1), TPI multiescalar y mantillo (S2). Las demás variables incluidas en los modelos: cobertura de herbáceas, suelo desnudo, altura de materia orgánica y de mantillo, y el IPV no fueron retenidas como significativas.

5.2.1 Sitio 1. Índice Topográfico de Humedad

En el S1, el análisis de GLM determinó una relación estadísticamente significativa (p-valor 0,024) entre la densidad y la variable Índice Topográfico de Humedad (TWI) (Gráfica 6). El poder explicativo del modelo ( $R^2 = 0,41$ ), indica que alrededor del 41 % de la variabilidad en la densidad de pino se explica por la variable TWI. La correlación entre la densidad y la variable TWI es positiva, lo que indica que a medida que la variable TWI aumenta también lo hace la densidad. Las características de este sitio, pendientes suaves y suelo que retienen el agua, dan como resultado un sitio en el cual predominan zonas con disponibilidad de agua para los árboles.

Gráfica 6. Relación entre la densidad de plántulas y la variable TWI, Sitio1.



Nota: En la gráfica la línea azul indica una tendencia creciente de los valores de TWI, con respecto a la densidad y la franja gris indica el intervalo de confianza (95 %).

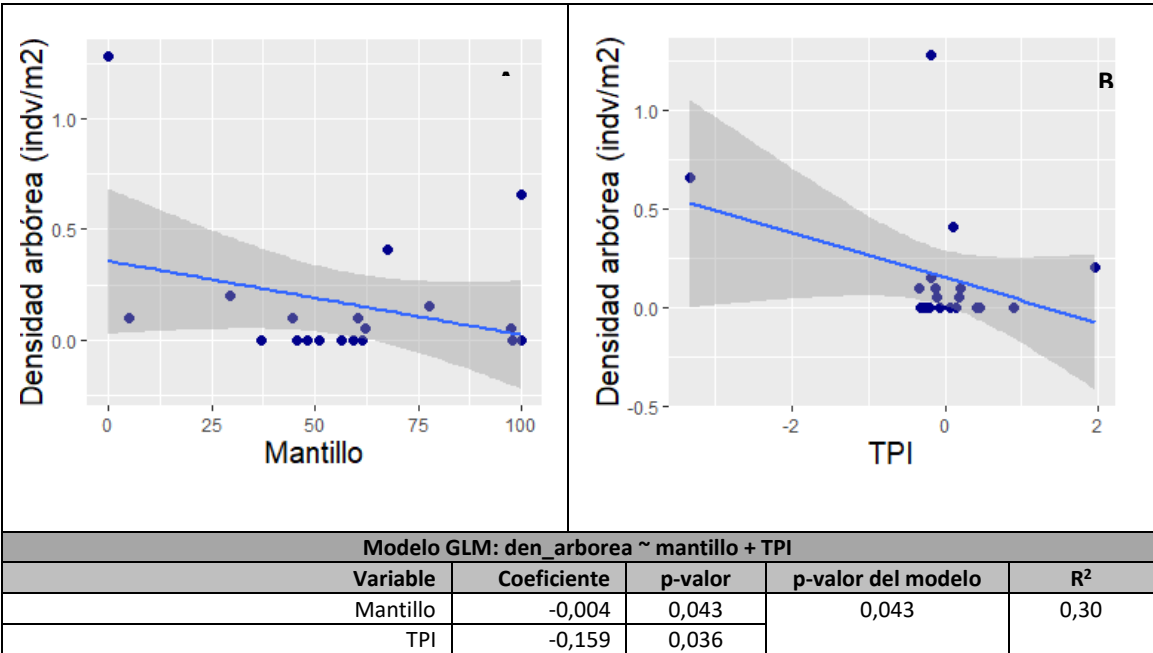
Con respecto al resto de las variables, a pesar de que no se encontraron valores significativos, se observó una correlación positiva con las variables de cobertura efectiva de herbáceas (en este caso compuesta mayoritariamente por *Cynodon dactylon*), suelo desnudo, altura de materia orgánica y el IPV. Por otro lado, se detectó una correlación negativa entre la densidad y las variables de cobertura y altura de mantillo, y con el TPI (para más detalles ver tabla de correlaciones en Anexo V).

5.2.2 Sitio 2. Índice de Posición Topográfica y cobertura de mantillo

En el S2 el modelo reveló la influencia de dos variables significativas con la densidad arbórea. Se observó una asociación negativa con el Índice de Posición Topográfica (TPI) (p-valor 0,037) (i.e. mayor densidad de árboles en depresiones) y con la cobertura de mantillo (p-valor 0,044) (Gráfica 7A y 7B). A su vez, el coeficiente de determinación  $R^2 = 0,30$ , lo que significa que alrededor del 30 % de la variabilidad en la variable dependiente se explica por las variables predictoras en el modelo.

Los resultados del modelo indican que el mantillo tiene un efecto negativo en el proceso de regeneración de nuevas plántulas: a menor cobertura de mantillo, mayor es la densidad (Gráfica 7A). Este hallazgo contradice la hipótesis particular que sugería que una mayor cobertura de mantillo podría favorecer la regeneración al aportar humedad, o generar materia orgánica tras la descomposición de las acículas.

Gráfica 7. Relación entre la densidad arbórea y las variables cobertura de mantillo y TPI, S2. A: Relación entre la variable cobertura de mantillo y la densidad arbórea,

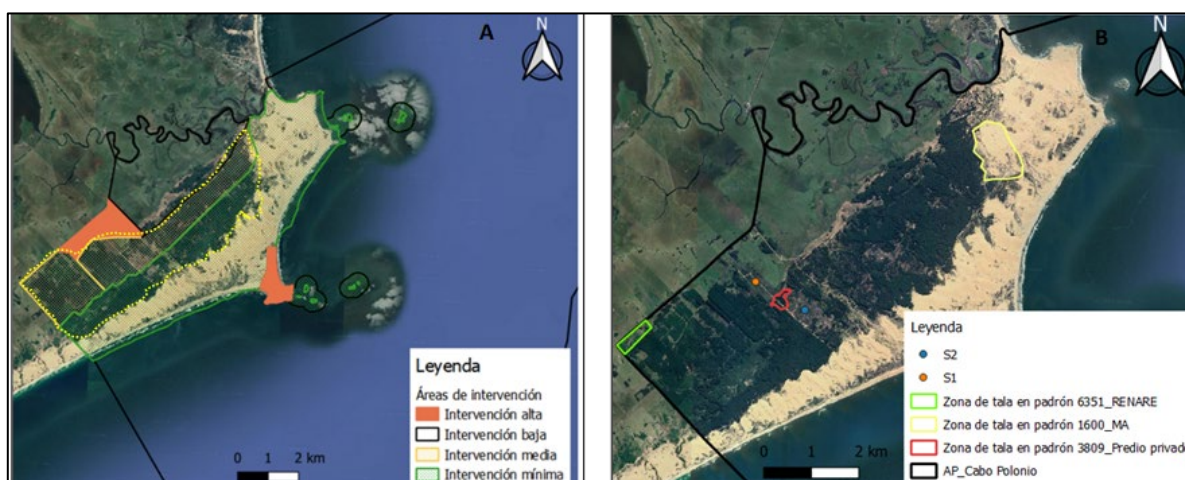


En cuanto a la variable TPI, la asociación negativa con la densidad, sugiere que hay mayor densidad de nuevas plántulas en sitios relativamente bajos en relación al entorno, como depresiones interdunares, drenajes del terreno, etc. (Gráfica 7B) A pesar de que el modelo no consideró otras variables como significativas, algunas mostraron una correlación positiva con la regeneración, como el TWI, el IPV y el suelo desnudo. Por otra parte, las variables como la cobertura de herbáceas, la altura de mantillo y la altura de la materia orgánica, se

correlacionaron negativamente con la densidad, lo que sugiere que estas variables podrían no ser propicias para el crecimiento de nuevos individuos (ver matriz correlaciones en Anexo V).

### 5.3 Estrategia actual de manejo de la forestación

A partir de las entrevistas realizadas se recopiló información sobre las pautas de control que se están llevando a cabo en el AP. La planificación se enmarca en el contexto del plan de manejo, donde se definieron áreas con distintos niveles de intervención antrópica dentro del AP según su estado de conservación y con el propósito de ordenar las actividades en el área y establecer condiciones de uso (SNAP, 2019). El bosque de pinos quedó comprendido dentro de las áreas que permiten distintos rangos de intervención antrópica mínima y media (Fig. 14A). Por lo tanto, las acciones de control de la forestación se concentrarán en estas áreas, principalmente en la zona de intervención mínima. En este contexto el SNAP en conjunto con la dirección del AP, tienen un plan de trabajo que tiene como objetivo liberar 300 hectáreas de forestación de las 800 ha establecidas en la AE1. Dicho plan se planifica realizar por etapas.

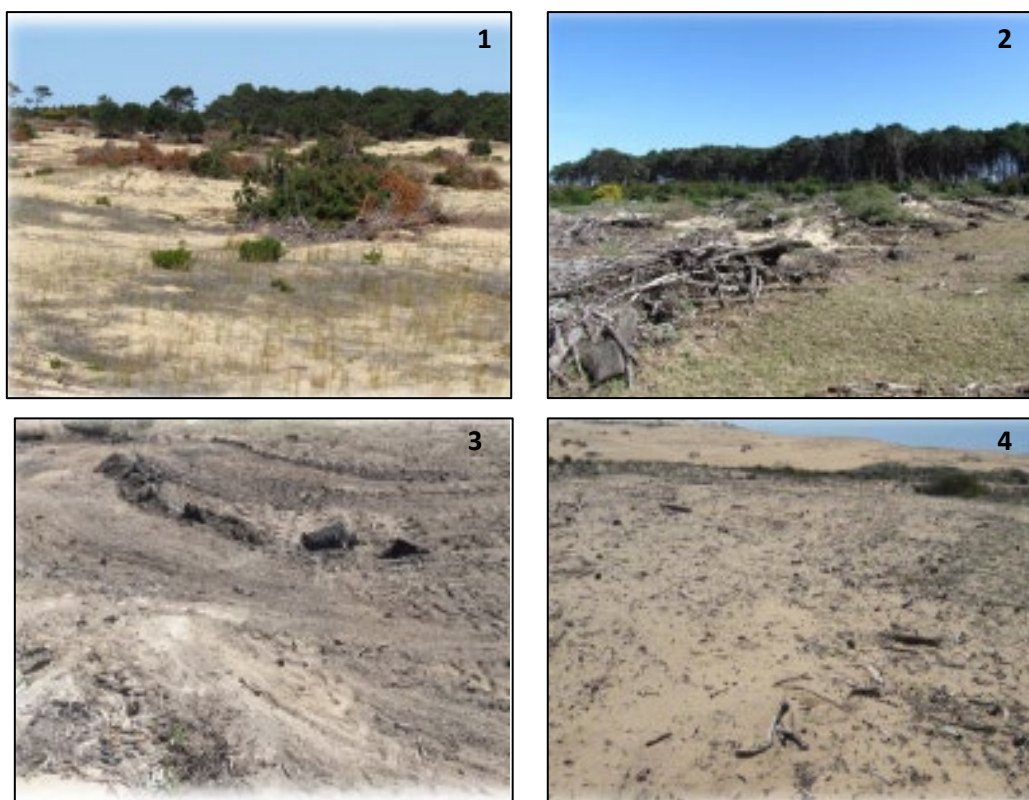


**Figura 14. A: Superposición de la forestación (indicado en líneas punteadas en amarillo) con las zonas de intervención antrópica definidas en el plan de manejo del área protegida. B: Padrones donde se han realizado tallas con y sin control de la regeneración.**

La primera fase, implica la tala de pinos en padrones estatales del Ministerio de Ambiente, ubicados en el sistema dunar Buena Vista, próximos al padrón 1600 (Cerro Negro, dónde ya se han realizados acciones de control). Esta etapa, está en proceso de licitación y se estima que comenzará en el primer semestre de 2024. Se anticipa que los ingresos derivados de la venta de la madera se reinvertirán en insumos necesarios para continuar con la tala y el control efectivo de la regeneración de la vegetación. Culminada esta primera etapa de tala, se plantea en base a los resultados y la respuesta del sistema dunar, continuar con una segunda etapa enfocada en acciones de restauración. Estas acciones incluirán el control de la regeneración y la gestión de los restos de madera. Aunque actualmente no hay un programa específico para el control de la

regeneración, se planifica implementarlo tras finalizar la etapa de tala y la evaluación con los resultados de esta.

Como antecedente sobre el manejo de la regeneración dentro del AP, se han realizado talas, donde en algunos casos tuvieron un seguimiento de control y en otros que no (Fig. 14B). Uno de estos, fue la experiencia de plan piloto en el padrón 1.600, donde a partir del 2016 se han realizado controles en cuatro etapas: (1) Extracción de los individuos adultos y su posterior acopio y secado durante 4 años, (2) Quema controlada de los residuos, (3) Escarificado con cincel de la superficie, (4) Mantenimiento y eliminación manual de renuevos exóticos (dejando las especies nativas) (Fig. 15). En este caso los métodos identificados como efectivos por uno de los participantes en la gestión, fueron el fuego y el escarificado del suelo con cincel, demostrando una regeneración mínima o nula en áreas con fuego intenso.



**Figura 15. Etapas de control de individuos adultos en el sistema Cerro Buena Vista, del AP (Fuente: Gianotti *et al.*, 2021).**

Adicionalmente en el padrón 6.351 (RENARE), se han realizado tala y raleo enfocados en el recurso forestal, aquí se planifica realizar pruebas de control y posteriormente evaluar los resultados. Por otro lado, la situación en predios privados está enfocada en la tala y extracción del recurso maderero impulsada por intereses económicos, no ejecutando por el momento acciones de control de renuevos. En particular existen antecedentes donde posterior a la tala, se han generado nuevas masas forestales de pinos impenetrables y de cobertura cerrada

(ejemplo: tala ejecutada en 2008, ver Fig.16) con individuos que han alcanzado ya la edad reproductiva (15 años), incrementando el banco de semillas (padrón 3.809).



**Figura 16. Regeneración natural de *Pinus pinaster* en predio privado. Año de tala 2008.**

La madera generada en estas cosechas es de baja calidad, dada sus condiciones sanitarias y su nulo/escaso mantenimiento forestal. Por lo tanto, la comercialización es rentable únicamente en algunos países del exterior, como han sido en estos casos China e India. Para futuras acciones de tala de privados, si bien por el momento no se han tomado medidas en cuanto a la regeneración, desde la administración se espera que, a partir de los resultados en los padrones estatales, permitan un aprendizaje que pueda ser aplicado también en padrones privados. Para mediar entre los privados y los objetivos de conservación, existe un grupo de trabajo que articula y funciona como nexo entre las partes (locales, privados, administración, MA, IdR).

### 6.2 Caracterización de la regeneración y factores ambientales claves

Los resultados obtenidos evidencian notorias diferencias en las condiciones ambientales de los sitios estudiados. Por lo tanto, el proceso de regeneración post-tala se ve condicionado por ellas durante los dos años consecutivos. Esto marca una gran diferencia en las características de la regeneración entre ambos sitios.

El **S1** presentó una mayor densidad de pinos dada de forma homogénea en todo el sitio, la cual disminuyó en un 40 % entre el 2022 y el 2023 (8 inds/m<sup>2</sup> en 2022 y 5 inds/m<sup>2</sup> 2023). Asociado a esta disminución, hubo un incremento de porte de los individuos, pasando de 24 a 73 cm. Estos valores son consistentes con la selección de individuos a medida que éstos van compitiendo por luz y recursos durante la etapa de supervivencia y establecimiento (Zamora, 2004). Si bien la disminución de densidad no es significativa, la renovación de pinos continúa siendo muy homogénea manteniéndose una alta cobertura para el segundo año. Esto parece indicar condiciones ambientales generales en el sitio, las que obedecen a condiciones de abundante humedad observadas en campo, y a la caracterización del sitio como pastizal húmedo (índice CONEAT 07.01).

Para este sitio la variable con mayor influencia en la densidad identificada por el modelo, fue la disponibilidad de agua local medida como TWI. En esta línea, Rodríguez-García y Bravo (2013) confirman que las precipitaciones, especialmente las de verano desempeñan un papel crucial en la germinación y el desarrollo temprano de las plántulas. Las precipitaciones en el primer verano posterior a la tala (trimestre de diciembre de 2021 a febrero de 2022) fueron de 350 mm, en el orden de la media histórica, mientras que, en el segundo verano, el promedio disminuyó a 125 mm (trimestre de diciembre de 2022 a febrero de 2023)<sup>8</sup>. A nivel de variabilidad y condiciones locales dentro del sitio, se mantuvo una cobertura prácticamente cerrada de pinos, probablemente explicada por las condiciones de retención de agua en los suelos. La disponibilidad de agua fue más favorable en el primer año, lo que tuvo un impacto positivo en la germinación, crecimiento y establecimiento del regenerado. Las precipitaciones menores en el segundo año, sumado a las limitaciones debido a la competencia intraespecífica y a la competencia por espacio, puede también haber contribuido al descenso en la densidad entre 2022 y 2023.

---

<sup>8</sup>. <http://www.inia.uy/gras/Clima/Precipitaci%C3%B3n-nacional/Mapas-de-precipitaci%C3%B3n-acumulada>

En todo el S1, la condición del suelo caracterizada principalmente por una baja permeabilidad en zonas deprimidas con buena acumulación de agua en el año, asegura una densidad de renuevos homogénea y una primera etapa germinación y de establecimiento del pino sin dificultades. Este hallazgo concuerda con los resultados de Basulado *et al.*, (2019) quienes evidenciaron que la humedad del suelo es un factor propicio para el crecimiento de los renuevos ya que, en áreas cercanas a cursos de agua, identificaron una mayor regeneración de la especie en estudio *Pinus elliottii*, en el PPQCSY. A su vez, estos resultados se ven también confirmados por Psicottiano, (2020), quien, en su trabajo de tesis en Cabo Polonio, identificó una mayor dispersión de la forestación en áreas próximas a acumulaciones de agua, así como un avance hacia las zonas bajas en dirección de la costa. Los resultados para el S1, coinciden con la segunda hipótesis planteada en este estudio, la que suponía que en zonas bajas y con mayor humedad, es donde habría una mayor densidad de renuevos de pino.

Por otro lado, el **S2**, la densidad de regeneración total en el S2 (sumando pinos y acacias) fue inferior en más de un orden de magnitud con respecto al S1 (0,17 inds/m<sup>2</sup> en 2022 y 0,14 inds/m<sup>2</sup> en 2023). Lo cual sorprende, considerando el gran banco de semillas presente en el sitio. En relación a los cambios en densidad de regeneración de EE entre el 2022 y el 2023, no se observó un aumento significativo de renuevos; por el contrario, la densidad de regeneración total sufrió una leve reducción (19 %), posiblemente asociada a las condiciones de menor precipitación en el verano de 2023.

El número de individuos registrados entre pinos y acacias no fue significativo, sin embargo, el número total de renuevos de acacias fue mayor que el de pinos (50 individuos de pinos y 69 de acacias en total). Estos resultados, contradicen la hipótesis inicial de que el pino sería la especie dominante en la regeneración. La inclusión de la acacia a este estudio se debió a su notorio crecimiento del porte de los individuos durante el segundo año. La presencia de acacias en la zona costera como una de las principales EEI está bien documentada, existen registros que comprueban el potencial de invasión de esta especie en países de la región, como Argentina, Brasil y Uruguay (Vicente *et al.*, 2020; Oliveira-Costa *et al.*, 2023). En particular Vicente *et al.*, (2020), demostraron un aumento en la densidad de acacias hacia el Sur de la costa atlántica, entre Florianópolis (Brasil) hasta Cabo Polonio (Uruguay), influenciado por el cambio climático. A su vez a nivel nacional esta especie es considerada como la principal especie exótica que ha invadido y modificado el sistema dunar del litoral del Río de la Plata (Castiñeira-Latorre y Canavero, 2013). Actualmente al nivel del SNAP, se están llevando a cabo controles de esta especie en las áreas protegidas costeras: Laguna Garzón y Laguna de Rocha (Com. Pers. Lucía Bertesaghi).

Por otra parte, la heterogeneidad observada en la distribución espacial de la regeneración en el S2, se ha identificado también en otros casos de regeneración natural de *Pinus* spp. (Rodríguez y Bravo, 2012; Guerra y Bravo, 2004), lo que se asocia a la existencia y distribución de microhábitats o micrositios específicos, donde la combinación de factores ambientales facilita la germinación y el establecimiento de las plántulas (Rodríguez y Bravo, 2012). En este caso, las variables con mayor influencia en la regeneración estuvieron vinculadas a microhábitats, asociados a zonas bajas (TPI), como pueden ser depresiones interdunares y áreas desprovistas de cobertura de mantillo. Basulado *et al.*, (2019) encontraron que una pendiente suave promueve un mayor crecimiento de pinos, ya que facilita el transporte de semillas en áreas más bajas. Sin embargo, un estudio realizado en un entorno montañoso demostró que la regeneración es más exitosa en áreas elevadas ya que en estas zonas la producción de estróbilos es mayor (Bracatelli *et al.*, 2019; Bracatelli, 2021). Esto sugiere que la relación entre la elevación y la regeneración depende del contexto específico del paisaje. En este caso, posiblemente las áreas bajas o de menor elevación, sean un sitio propicio para la acumulación de nutrientes, semillas y mayor humedad durante épocas de estrés hídrico, a su vez suelen ser sitios protegidos de perturbaciones o eventos climáticos extremos.

En cuanto a la cobertura de mantillo, los resultados indican que mantener el mantillo disminuye el rebrote de nuevos renuevos. Esto se debe a que la capa de acículas puede funcionar como una barrera durante la etapa de germinación de las plántulas, disminuyendo la incidencia de luz, así como inhibiendo su desarrollo apical (Sturges y Atkinson, 1993). Por lo tanto, se sugiere no invertir esfuerzos en su retiro. A su vez, otros estudios han encontrado que el retiro de la capa de acículas no tiene efectos significativos en la regeneración *Pinus* spp. ni en la riqueza de especies propias del ecosistema en restauración (Cuevas y Zalba, 2013; Casas, 2019; Gallego *et al.*, 2023). Estos resultados contradicen la hipótesis planteada, de que el mantillo generaría condiciones propicias para la regeneración. Al igual que la cobertura de mantillo, se ha demostrado que la cobertura de herbáceas suele tener una correlación negativa con la densidad de plántulas, funcionando como una barrera contra los nuevos brotes, así como una competencia directa por nutrientes y agua (Pardos *et al.*, 2012; Canga *et al.*, 2003). Por lo tanto, la regeneración parece beneficiarse de una mayor exposición de suelo desnudo. Esto sugiere que tanto la presencia de áreas con cobertura de herbáceas como la cobertura de mantillo inhiben la regeneración, siendo el mantillo la variable de cobertura del suelo que más influye, según lo identificado por el modelo.

Con respecto al resto de los factores ambientales, si bien no fueron retenidos por el modelo, es interesante mencionar que el IPV calculado como proxy de productividad y estabilidad de las

plantaciones, previo a la tala rasa, tuvo un valor promedio mayor en el S2 que en el S1 (IPV en S1= 0,73, IPV en S2=0,80). Este resultado es interesante y parecería indicar que, una vez superadas las limitaciones asociadas a la falta de agua en etapas tempranas, los pinos se desempeñan mejor en el S2, con suelos arenosos y bien drenados, que en S1, donde la presencia de agua y los suelos podrían limitar en alguna medida a los pinos maduros.

De las entrevistas semiestructuradas realizadas, surgieron factores ambientales identificados como variables influyentes en la regeneración de especies leñosas. Algunas de ellas coinciden con las identificadas en este estudio como la materia orgánica originada de los restos de corta; y otras no profundizadas aquí; como el viento salino, identificado como un factor limitante para la regeneración y a su vez dispersor de esta; el banco de semillas y el pastoreo con ganado. Este último con un rol controversial, ya que ayuda a dispersar otras EEI como la acacia, pero a la vez puede afectar a los renuevos por herbívora.

Como parte del proceso de regeneración en ambos sitios se registraron especies nativas, con mayor presencia en el S2, siendo estas mayoritarias con respecto a la acacia y pino, manteniéndose así durante los dos años consecutivos. Esta dominancia de regeneración de especies nativas sobre las especies de pino y acacia, coinciden con Zanzarini *et al.*, (2019), quienes demostraron que la eliminación de una plantación de *P. pinaster* contribuye a la regeneración de especies leñosas nativas ya presentes en la zona. Esto podría indicar un proceso de sucesión biológica en favor de especies nativas.

Adicionalmente a estas especies leñosas, se han identificado otras especies invasoras problemáticas para el ecosistema, como son las herbáceas *Cynodon dactylon*, *Carpobrotus edulis*, y la apoyante *Asparagus plumosus*.

Por otro lado, se destaca del proceso de identificación de los factores ambientales influyentes en la regeneración, el uso de modelos GLM como una herramienta de aplicación práctica, para identificar variables ambientales de forma remota (Rouget *et al.*, 2001; Monge, 2003), como en este caso fueron el TPI, TWI y el NDVI. Sin embargo, se considera que la robustez de los datos no fue la óptima, especialmente en el S2, donde la densidad de las plantas fue muy dispar y heterogénea, existiendo parcelas sin renuevos. Por lo tanto, en futuras investigaciones sería recomendable aumentar el área de muestreo para incrementar la robustez de los datos.

Otros aportes que contribuyen a la caracterización de la regeneración, generado por las entrevistas fueron diversas líneas de estudio que podrían profundizarse en futuras investigaciones. Por ejemplo, un enfoque con mayor profundidad en la biología de las especies

exóticas y las interacciones entre ellas, podría proporcionar una comprensión más profunda sobre su funcionamiento, identificando momentos críticos para el control. Por ejemplo, si la competencia entre acacias y pinos contribuye en el largo plazo a coberturas monoespecíficas. Si bien es claro el dominio de los pinos en S1, a largo plazo persiste la duda en S2 de si la dominancia de acacias inicial podría ser revertida en el largo plazo por los pinos, con ventajas competitivas por su altura y buen desempeño en zonas arenosas una vez establecidos. Asimismo, sería bueno investigar el rol de los factores climáticos en la regeneración de la masa forestal y cómo éstos inciden en su desarrollo, ya que entre un año y otro los factores climáticos pueden llegar a ser muy variables (e.g. fenómenos climáticos “La niña” o “El niño”). Además, se sugiere llevar a cabo un estudio similar al presente trabajo, pero enfocado en el sistema dunar de Buena Vista, donde se planea comenzar con las talas de control para liberar 300 ha (de las 800 ha establecidas en el plan de manejo). Esto último se considera importante ya que las condiciones dadas en el régimen de vientos y movilidad de arena en los sistemas estudiados (Cabo Polonio y área de deflación), difieren del sistema Buena Vista, donde próximamente se comenzarán tareas de tala con fines de conservación. Conocer más en profundidad las dinámicas ecosistémicas, así como la variabilidad de las condiciones climáticas, permitirá un mejor manejo tanto en zonas taladas como en zonas donde hay una dispersión natural.

### **6.3 Recomendaciones para el manejo de la regeneración**

Dadas las diferencias de densidad de plántulas de EEI y características inherentes de cada sitio, será necesario evaluar diferentes métodos de control. En sitios con características de pastizal húmedo como el S1, se requerirán mayores esfuerzos dada su homogénea y cerrada densidad de plántulas de pinos. En cambio, en sitios caracterizados por dunas dentro del sistema Cabo Polonio, como es el S2, los esfuerzos requeridos serán menores (si se atacan a tiempo) dada la baja densidad y por su distribución heterogénea de plántulas, tanto de pino como de acacias.

Según los resultados obtenidos, se sugiere realizar un primer control exhaustivo pasado el primer año post-tala en ambos sitios, enfocándose en áreas donde predominan factores ambientales de humedad, áreas desprovistas de mantillo o en zonas bajas. Estos controles deberían repetirse anualmente durante el período de viabilidad de la semilla de cada especie. En el caso de *Pinus pinaster*, esta viabilidad disminuye después del primer año en el suelo, pudiendo variar entre uno y dos años (Hidalgo, 2003; Horta y Erman, 2020). Asimismo, se recomienda que el control se realice en invierno, después de la ventana de germinación de las semillas (primavera-otoño) y antes de la temporada de verano. Aunque no se identificaron cambios estadísticamente significativos en la densidad arbórea entre un año y otro en ambos

sitios, con el paso del tiempo, el alcance e impacto de la etapa de regeneración avanza, volviéndose más desafiante y probablemente más costoso (Kassel, 2004). En el S2, se deberá enfatizar en la regeneración de acacias dado su notorio aumento en la cobertura del dosel observada en el segundo año, la que paso de un 30 % a un 80 %. En la Tabla 4 se resumen los principales factores a considerar para el control de EEI según las características de cada sitio:

**Tabla 4. Sugerencias para el control de la regeneración natural de especies exóticas (Pino y acacia)**

| Factores a tener en cuenta                       | Sitio 1                                                                                                                                   | Sitio 2                                                                                                                        |
|--------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Especies exóticas a controlar                    | <i>P. pinaster</i>                                                                                                                        | <i>R. longifolium</i> y <i>P. pinaster</i>                                                                                     |
| Microhábitats donde enfocar esfuerzos de control | <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Zonas húmedas, con mayor escorrentía y acumulación de agua.</li> </ul>                           | <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Depresiones interdunares o áreas bajas.</li> <li>▪ Áreas de suelo desnudo.</li> </ul> |
| Primer año post tala                             | Momento óptimo para el control exhaustivo. En temporada de invierno.                                                                      |                                                                                                                                |
| Segundo año post tala                            | Disminuye la eficiencia del control, sobre todo en S2 dado el aumento de cobertura de acacias y la dificultad de acceso en algunas áreas. |                                                                                                                                |
| Pasada la ventana de oportunidad                 | Previo a alcanzar edad reproductiva (mínimo 4 años en pinos, 2 en acacias)                                                                |                                                                                                                                |
| Otras consideraciones                            | Retiro de residuos de corta de pino e integración de propietarios que realicen tareas de tala rasa de la forestación.                     |                                                                                                                                |

Otros estudios de *Pinus* spp. recomiendan realizar controles de repaso cada tres o cuatro años posteriores a la primera tala de la masa forestal (Cuevas y Zalba, 2009). Afortunadamente, la regeneración en S1 no afecta directamente el cordón dunar, que es objeto de conservación principal de la AE1 del plan de manejo del AP. Esto es debido a que el S1 se caracteriza por un pastizal húmedo, ubicándose este detrás del cordón dunar, en el área de deflación. Sin embargo, esta área se encuentra dentro del área de control establecida en el plan de manejo (zona de intervención media) y por lo que supone un riesgo de dispersión futura de pinos.

En relación a la biología de las especies se recomienda que, si las medidas de control se llevan a cabo después de la ventana de oportunidad (primer año después de la tala), estas se realicen antes de que los individuos jóvenes alcancen la edad reproductiva. En el caso del pino esta etapa puede variar entre 4-15 años según las condiciones ambientales de cada ecosistema (Van Etten, 2020; Fernández-García *et al.*, 2019). Por otro lado, en el caso de la acacia, la edad reproductiva puede alcanzarse a los 2-3 años (Marchante *et al.*, 2010), lo cual refuerza la necesidad de realizar un control exhaustivo en el primer año. El control previo a la madurez reproductiva, se considera un método de control que ayuda a evitar la incorporación de una nueva generación de semillas al banco aéreo y subterráneo ya existente, tanto de pinos, como de acacias (Harding, 2003; Kassel, 2004; Williams y Wardle 2007; Marchante *et al.*, 2010).

Las acciones de monitoreo continuo han sido validadas de forma positiva por la experiencia piloto del padrón 1600 dentro del AP en estudio, dónde posterior a la tala de los individuos adultos, se han realizado instancias de control de renuevos por extracción directa por parte del equipo de guardaparques. A su vez, se ha experimentado el uso de fuego intenso para los residuos de corta y el control mecánico con cincel en áreas post tala, métodos que se consideran eficaces en inhibir la regeneración. En el caso del fuego, aunque ha sido identificado como una herramienta potencial para el control de grandes áreas invadidas por EEI (Cuevas y Zalba, 2010; Zalba *et al.*, 2009 en Simberloff *et al.*, 2010; Zanzarini *et al.*, 2019) su aplicación sigue siendo un tema controversial. Esto se debe a la inflamabilidad de los estróbilos femeninos serotinosos (i.e., piñas), que están cubiertos de resinas y aceites volátiles altamente inflamables. Estas características permiten que a altas temperaturas los estróbilos se abran y liberen semillas, aumentando así la posibilidad de germinación de nuevos propágulos. Además, el uso incorrecto del fuego como método de control podría implicar riesgos para los ecosistemas, generando daños significativos a la flora y fauna del lugar o liberando gases de efecto invernadero entre otras afectaciones. Dependiendo de la intensidad y frecuencia, el fuego puede desempeñar un papel como agente de control o promover aún más la regeneración (Canga *et al.*, 2003; Kassel, 2004; Williams y Wardle, 2007; Fernández-García *et al.*, 2019; Van Etten *et al.*, 2020).

En ambos sitios se destaca la presencia de ganado, la cual podría integrarse como método de control. El pastoreo genera consumo y pisoteo reduciendo la densidad y el vigor de las plántulas, sobre todo en áreas de baja densidad como puede ser el S2 (González-Martínez y Bravo, 1999; Ledgard y Norton, 2008). Este sería mayoritariamente efectivo durante los dos primeros dos años post tala cuando los renuevos son más suaves y llamativos tanto para el ganado como para animales silvestres (Ledgard y Norton, 2008), y previo a que las acacias limiten el acceso del ganado. Sin embargo, se conoce que el tracto digestivo de los animales activa las semillas de acacia y potencia su germinación (Lecanda *et al.*, 2013), así como favorece la dispersión de otras especies EEI. Por lo tanto, al igual que el resto de las metodologías su uso deberá evaluarse en profundidad.

Adicionalmente, como parte de las medidas de control y para lograr la restauración del sistema dunar, se sugiere el retiro de los restos de corta, ya que su presencia promueve la generación de MO, y a su vez la liberación de semillas y por ende la regeneración de nuevos individuos (Sturges y Atkinson, 1993; Canga *et al.*, 2003; Madrigal *et al.*, 2005; Cuevas y Zalba, 2009). En Gordo *et al.*, 2012, se afirma que el retiro de los residuos de restos de corta reduce significativamente la probabilidad de obtener una regeneración natural estable (al menos 2000 plántulas viables por ha), y que las operaciones de retiro pueden reducir la regeneración entre

un 40 y 60 %, dañando o enterrando los propágulos. Como posibles alternativas de manejo a los residuos de corta, desde el equipo del área protegida se consideran alternativas de uso y reciclaje, por ejemplo: chipeado de los residuos (antes retirados los estróbilos con semillas) para el uso en la caminería del AP, lo que daría firmeza a los caminos o generación de biocombustible como puede ser briquetas y derivados. Se plantea como posibles fuentes de oportunidades, buscar propuestas para su uso por ejemplo a través de proyectos ANII.

La elección del método de control, debe tener en cuenta las consideraciones biológicas y ecológicas del AP, así como la precaución de evaluar el impacto, sobre todo en la aplicación de métodos como pueden ser el uso de herbicidas, el fuego y el ganado, los cuales pueden generar efectos adversos en caso de no ser correctamente aplicados y/o estudiados. En el S1 se podrá optar por metodologías más intensivas dadas sus características, como puede ser el fuego controlado o uso selectivo de herbicidas y metodologías más focalizadas, como la mecánica para el S2.

Como parte de la estrategia actual del manejo de la forestación, se considera indispensable incluir a los propietarios de predios privados al momento de avanzar con la etapa del control de la regeneración, debido a que los predios privados conforman en mayoría, las zonas identificadas en el plan de manejo como “restauración y conservación del sistema dunar y otros ecosistemas terrestres”, lo que a su vez se corresponde con las zonas de intervención media y mínima definidas en el plan de manejo. En este sentido, ha quedado evidenciado en el caso de la tala de 2008 mencionada anteriormente (5.3), que una tala sin una posterior gestión de su regeneración puede resultar en una mayor dispersión y establecimiento de individuos. Sugerimos que la articulación entre los administradores del AP y los privados debería estar también homologada con los objetivos de conservación del AP.

## 7 CONCLUSIONES

---

Este trabajo buscó aplicar el análisis de procesos ecológicos, como lo es la regeneración natural en plantas, en procesos de gestión de las áreas protegidas y sus ecosistemas. Para ello se trabajó integrando información de sensoriamiento remoto y de bases de datos nacionales con información en campo; así como integrando factores ambientales locales de alta resolución poco utilizados a nivel nacional. Asimismo, se cotejaron los datos con los responsables de la gestión del área protegida, y se buscó comprender el contexto de manejo actual para valorar el alcance de los resultados generados. Los resultados permitieron relevar información previamente no registrada en el área protegida, evidenciando las características de la regeneración de EEI presentes en el sistema dunar de Cabo Polonio (S2) y en áreas de deflación o pastizal húmedo(S1). En las zonas de pastizal húmedo, la regeneración de pinos se dio de manera densa y uniforme, influenciada por las condiciones de humedad, sin cambios significativos entre un año y otro. En contraste, en las zonas dunares, la regeneración se distribuyó de forma heterogénea; incluyendo tanto pinos como acacias. Siendo esta última la especie problemática, sobre todo en el segundo año dado su aumento en el porte de individuos. Estos hallazgos sugieren que los esfuerzos de control deben ser específicos según las características de cada sitio. En el S1, los esfuerzos de control serán parejos en todo el sitio dadas sus características homogéneas de humedad, y en el S2 en zonas de depresiones dunares y áreas desprovistas de mantillo. A su vez en este último deberá evaluarse la presencia y comportamiento de la regeneración de especies nativas, siendo las más frecuentes, el arrayán, la chirca de monte y la aruera. Su presencia genera dudas en los actores del AP, dado que, al igual que las EEI, podrían interferir con la dinámica natural del sistema dunar.

Se recomienda realizar un control exhaustivo durante el primer año post-tala y preferiblemente en invierno. De no ser posible, los controles deberían llevarse a cabo antes de que los individuos alcancen su edad reproductiva (edad mínima 4 en pinos y 2 en acacias). Como medidas adicionales, se sugiere el retiro y manejo adecuado de los residuos de la corta de pino, así como la inclusión de los propietarios que realicen talas con fines comerciales o recreativos dentro del área protegida, para evitar perturbaciones antrópicas que favorezcan el establecimiento y dispersión de las EEI.

En conclusión, generar información sobre el proceso de regeneración natural, las dinámicas en los primeros años, y el impacto de las condiciones ambientales en las tasas de regeneración en áreas post-tala, proporciona datos clave para mejorar los esfuerzos de control y definir medidas de gestión adaptadas a las características de cada sitio. Asimismo, se evidencia la necesidad de

realizar estudios a más largo plazo y de mayor alcance (por ejemplo, en el sistema dunar Buena Vista), junto con muestreos adicionales, como la influencia del banco de semillas, del pastoreo de ganado, la influencia del viento salino, el análisis de propiedades del suelo y experimentos de control, para ampliar el conocimiento sobre estos sistemas y su manejo.

## ❖ BIBLIOGRAFÍA

---

- Aber, A., Ferrari, G., Porcile, J., Rodríguez, E., y Zerbino, S. (2012). Identificación de prioridades para la gestión nacional de las especies exóticas invasoras. Montevideo: Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras, MVOTMA.
- Aber, A., Zerbino, S., Porcile, J., Segui, R., y Balero, R. (2015). Especies exóticas invasoras leñosas: experiencias de control. Montevideo: Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras, MVOTMA.
- Abraham de Noir, F., Bravo, S., Abdala, R. (2002). Mecanismos de dispersión de algunas especies de leñosas nativas del Chaco Occidental y Serrano Quebracho - Revista de Ciencias Forestales, núm. 9. Universidad Nacional de Santiago del Estero Santiago del Estero, Argentina. pp. 140-150
- Alonso-Paz, E., y Bassagoda, M. J. (2006). Flora y vegetación de la costa platense y atlántica uruguaya. En R. Menafrá, L. Rodríguez-Gallego, F. Scarabino, y D. y Conde, *Bases para la Conservación y el Manejo de la Costa Uruguaya*. (págs. 71-88). Uruguay, Montevideo.: Vida Silvestre.
- Armand Ugón, I. F. (2021). Monografía: Especies leñosas exóticas en Uruguay. Maldonado, Uruguay. Centro Universitario Regional Este. Universidad de la República.
- Balero, R. (2010). Iniciativas en el control de *Ulex europaeus*. *Seminario: Conservación y Uso sostenible de la biodiversidad*. Piriápolis.
- Balibrea, C., Chitaro, S., y Da Silva, B. (2015). Evaluación de la estructura poblacional y espacial de pinos en el paisaje protegido Quebrada de los Cuervos en Uruguay. Montevideo, Uruguay. Udelar.
- Basulado, L., Gonzalez, J., Latchinian, S., Queirolo, G., y Terra, S. (2009). Evaluación de las medidas de control de la invasión de *Pinus elliottii* en el Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos, Uruguay. Montevideo, Uruguay. Facultad de Ciencias, Udelar.
- Berjak, P., y Pammenter, N. W. (2010). IV. Semillas ortodoxas y recalcitrantes. *Manual de Semillas de Árboles Tropicales*. (págs. 143-155.). US. Agricultural Department. Forestal Service.
- Blackburn, T. M., Pyšek, P., S., B., Carlton T., J., Duncan, R. P., Vojtech, J., Richardson, D. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends. Ecol. Evol.*, Vol. 26, (7).
- Bonomi, L., López, R., Perez, D., y Pizzatti, M. R. (1994). Trabajo final de tesis: Contribución al plan de manejo del Área protegida Cabo Polonio. Montevideo, Uruguay: Facultad de Agronomía. Udelar.
- Brancatelli, E. G. (2022). Pinos invasores en pastizales naturales de las Sierras Australes Bonaerenses: modelos para optimizar su control. Bahía Blanca, Argentina: Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia Universidad Nacional del Sur.
- Brazeiro, A., Farías, L., y Vettorazzi, R. (2020). Bosques de Uruguay. Efecto del Ligustro (*Ligustrum Lucidum*) sobre el funcionamiento ecosistémico del bosque nativo: descomposición. Grupo Biodiversidad y Ecología de la Conservación. IECA. Facultad de Ciencias. Udelar.
- Brugnoli, E., y Laufer, G. (2018). Ecología, Manejo y Control de Especies Exóticas Invasoras en Uruguay, del diagnóstico a la acción. Montevideo: MVOTMA.

- Brugnoli, E., Masciadri, S., y Muniz, P. (2009). Base de datos de especies exóticas e invasoras en Uruguay, un instrumento para la gestión ambiental y costera. Montevideo. ECOPLATA.
- Calderon, H., Chow, M., Perez, J., y Reyna, J. (2020). Índice de Posición Topográfica (TPI) para identificar áreas inundables y zonificación de especies vegetales en un manglar del Pacífico Sur de Nicaragua. *Revista Torreón Universitario. Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua, Managua*.
- Caldevilla, G., y Quintillán, A. (2002). Plan para la eliminación de una forestación con impactos negativos en el Monumento Natural de Dunas y Costa Atlántica (Dpto. de Rocha, Uruguay). *XVII Jornadas Forestales de Entre Ríos Concordia, Argentina*.
- Canga, L., Rodriguez, S., y Vega, A. (2003). Estudio de la regeneración natural de *Pinus pinaster* Ait. spp. Atlántica en el Noroeste de España. *Actas de la III Reunión sobre Regeneración Natural-IV Reunión sobre Ordenación de Montes*. (págs. 101-106.). Cuad. Soc. Esp. Cien. For. 15.
- Carro, G., y Iglesias, A. (2014). Índices de densidad de rodal y su aplicación en plantaciones costeras de pino marítimo (*Pinus pinaster* Ait.) en la reserva forestal de Cabo Polonio, Rocha. Montevideo, Uruguay.: Udelar. Facultad de Agronomía.
- Carvalho, G. O. (2009)). Especies exóticas e invasiones biológicas. *Ciencia Ahora*, 23(12), 15-21.
- Casas, M. (2019). Tesina para optar por el grado de Licenciado en Ciencias Biológicas. Restauración de un pastizal post-forestación: análisis de la primera etapa sucesional. Montevideo, Uruguay: Grupo ecología de pastizales. Facultad de Ciencias, Udelar.
- Castiñeira Latorre, E., y Canavero, A. (2013). Coastal Dunes Changes From 1966 to 2001 in the De La Plata River, URUGUAY. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais. Vol 5, Issue 1*, 27.
- Catford, J. J. (2008). Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity distrib. Noroccidental de Chile. Universidad Austral de Chile*, 47-74 pp.
- Cayuela, L. (2010). Modelos lineales generalizados (GLM). Granada – España.: EcoLab, Centro Andaluz de Medio Ambiente, Universidad de Granada – España.
- CBD. (2009). Invasive Alien Species: A threat to Biodiversity. Montreal, Quebec, Canada H2Y 1N9: 413 St. Jacques Street, Suite 800.
- Cuevas, Y. A., y Zalba, S. M. (2009). Control de pinos invasores en el parque provincial Ernesto Tornquist (Buenos Aires): áreas prioritarias y análisis de costos. *BioScriba Vol. 2*, 76-89.
- Cuevas, Y. A., y Zalba, S. M. (2010). Recovery of Native Grasslands after Removing Invasive Pines. *Restoration Ecology*.
- Cuevas. Y., A., y Zalba, S. M. (2013). Efecto del tipo de corte y de tratamientos en el mantillo para la restauración de pastizales naturales invadidos por *Pinus halepensis*. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 48 (2), 315-329.
- CSIC.(2022). <https://blogs.20minutos.es/ciencia-para-llevar-csic/tag/pino-resinero/>
- Davis, M. A. (2009). Invasion Biology. United States, New York : Oxford University.
- De Álava, D. (2006). Interfase de conflictos: el sistema costero de Rocha (Uruguay). En R. Menafrá, L. Rodríguez-Gallego, F. Scarabino, y D. y Conde, *Bases para la conservación y*

*el manejo de la costa uruguaya*. (pág. 668). Montevideo, Uruguay: Vida silvestre Uruguay.

- Delegido, J., Tenjo, C., Ruiz-Verdú, A., Pereira-Sandoval, M., Pasqualotto, N., Gibaja, G., Moreno, J. (2016). Aplicaciones de Sentinel-2 a estudios de vegetación y calidad de aguas continentales. In *Conference: XVII Simposio Internacional En Percepción Remota Y Sistemas de Información Geográfica (SELPER)*.
- Delfino, L., y Masciadri, S. (2005). Relevamiento florístico en el Cabo Polonio, Rocha, Uruguay. *IHERINGIA, Sér. Bot., Porto Alegre*, v. 60, n. 2. 119-128 pp.
- Díaz-Bravo, L., Torruco-García, U., Martínez-Hernández, M., y Varela-Ruiz, M. (2013). La entrevista, recurso flexible y dinámico. *Metodología de investigación en educación médica*, vol. 2, nº 7, p. 162-167.
- DR-MVOTMA. (2019). Informe de restauración dunar “La Rinconada”. Iniciativa de restauración dunar de la empresa UPM.
- Evia, G., Penengo, C., Peregalli, J.P., Uriarte, V., García, F., Caputti, P., Becoña, G., Triñanes, E. (2022). Informe sobre la huella ambiental ganadera. MA-MGAP-INCA-INALE-INIA.
- Fernandes, P., Antunes, C., Correia, O., y Máguas, C. (2015). Do climatic and habitat conditions affect the reproductive success of an invasive tree species? An assessment of the phenology of *Acacia longifolia* in Portugal. *Plant Ecology. Springer Science+Business Media Dordrecht* 2014, 216:343–35.
- Fernández, P. A. (2016). La regeneración natural del Pino Silvestre (*Pinus sylvestris* L.) en el Valle del Lozoya (Madrid): Germinación y supervivencia inicial. Madrid, España: Universidad Politécnica de Madrid, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes.
- Fernández-García, V., Fuléb, P. Z., Marcosa, E., y Calvo, L. (2019). The role of fire frequency and severity on the regeneration of Mediterranean serotinous pines under different environmental conditions. *Forest Ecology and Management* 444, 59–68.
- Ferriol, M. M. (s.f.). El pino resinero (*Pinus pinaster* Aiton). Valencia, España: Dpto. Ecosistemas Agroforestales, Universidad Politécnica de Valencia.
- Gallego, F., Lopez-Marisco, L., Tommasino, A., Altesor, A., Casas, M., y Rodriguez, C. (2023). Legacy effects after seven years of afforestation with *Pinus taeda* in a natural grassland. *Society for Ecological Restoration*.
- Gallardo, J. F., González Hernández, M. I., & Pérez García, C. (1982). La materia orgánica del suelo. Su importancia en suelos naturales y cultivados. Instituto de Orientación y Asistencia Técnica del Oeste.
- Gill, M., y Williams, J. (1996). Fire regimes and biodiversity: the effects of fragmentation of southeastern Australian eucalypt forests by urbanization, agriculture and pine plantations. *Forest Ecology and Management* 85, 261-278.
- GISP (2005). El Programa Mundial sobre Especies Invasoras. Secretaría del GISP.
- Gianotti, C., Gascue, A., Armand Ugón, I., Napoli, P., San Martín, L., Terra, V., Villarmarzo, E., Molina, A., Ríos, M., Piñeiro, G., Olivera, C., Pérez, N. (2021). Dune restoration in Cabo Polonio National Park (Uruguay) and its implications on the conservation of archaeological sites. LAAC 2020+1.

- González-Martínez, S., y Bravo, F. (1999). Regeneración natural, establecimiento y primer desarrollo del pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.). Valencia, España.: E.T.S.II.AA. Dpto. de Producción Vegetal y Silvopascicultura Universidad de Valladolid.
- Gómez-Gómez, M., Danglot-Banck, C., y Vega-Franco, L. (2003). Sinopsis de pruebas estadísticas no paramétricas. Cuando usarlas. *Revista mexicana de pediatría*, 70(2).
- Gordo, J. R., Calama, M., Pardos, F., Bravo, G., y (ed.), M. (2012). La regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana. Valladolid, España: Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA).
- Guariguata M. R. y Ostertag, R. (2002). Sucesión secundaria. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. 591-623.
- Guerra, B., y Bravo, O. F. (2004). Análisis y modelización de la regeneración de *Pinus pinaster* Ait. en el sistema ibérico Meridional. *Cuad. Actas de la Reunión de Modelización Forestal*. (págs. 167-172.). Sociedad Española de Ciencias Forestales 18.
- Guisan, A., Weiss, S., y Weiss, A. (1999). GLM versus CCA spatial modeling of plant species distribution. *Plant Ecology* 143, 107–122.
- Harding, M. (2003). South Island Wilding Conifer Strategy .1-47.
- Herrero de Aza, C., Bravo, O., y San Martín, F. (2004). Modelo de probabilidad de germinación de Pino Negro *Pinus pinaster* Ait. tras incendio. *Actas de la Reunión de Modelización Forestal*, (págs. 57-63.).
- Hidalgo, J. A. V. (2003). Regeneración del género "*Pinus*" tras incendios. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, (15), 59-68.
- Horta, S., y Erman, D. (2016). Experiencia de control de la invasión de pinos en el Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos.
- Horta, S., y Erman, D. (2020). Control de la invasión de pinos (*Pinus elliotii*) en el Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos: *Implementación del Programa de control de poblaciones de flora exótica*. Montevideo, Uruguay: SNAP.
- Horta, S., D., E., Ríos, M., Medina, S., Troncoso, A., Salazar, A., y Bartesaghi, L. (2018). Especies exóticas invasoras en las Áreas Protegidas: Taller de Intercambio de experiencias de control en el SNAP División Sistema Nacional de Áreas Protegidas, DINAMA - MVOTMA. En E. Brugnoli, y G. Laufer, *Ecología, Manejo y Control de Especies Exóticas Invasoras en Uruguay, del diagnóstico a la acción*. Montevideo: MVOTMA.
- Hub, S. (2021). EO Browser. Ver: <https://apps.sentinel-hub.com/eo-browser/>
- IDEUy, Infraestructura de Datos Espaciales Uruguay.  
Ver: [https://visualizador.ide.uy/ideuy/core/load\\_public\\_project/ideuy/](https://visualizador.ide.uy/ideuy/core/load_public_project/ideuy/)
- Inda, H. (2016). El Antropoceno en el sudeste del Uruguay: casas, indicadores y consecuencias. Tesis de doctorado, Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias - PEDECIBA.
- Kassel, S. (2004). Re-establishment of Native Vegetation on Former Pine Plantations: an Australian Perspective. School of Forest and Ecosystem Science. University of Melbourne, Creswick, Victoria. (140 pp).

- Koleff, P. (2017). Conceptos básicos sobre las invasiones biológicas y sus impactos a la biodiversidad. En *Principales retos que enfrenta México ante las especies exóticas invasoras*. (págs. 13-33.).
- Kumar, V. R., y Suryanarayana, T. M. (2020). GIS-based multi criteria decision making method to identify potential runoff storage zones within watershed, *Annals of GIS*. 149-168.
- Landi, M. A., Ojeda, S., Di Bella, C. M., Salvatierra, P., Argañaraz, J. P., y Bellis, L. M. (2017). Selección de parcelas control para estudios de la dinámica post-incendio: desempeño de rutinas no paramétricas y autorregresivas. *Revista Teledetección*, 79-90.
- Lecanda, J., Cuevas, Y., y Zalba, S. (2013). Aspectos biológicos de *Acacia longifolia*, una especie exótica potencialmente invasora en pastizales psamófilos. *Congreso de Pastizales 6300*. Santa Rosa - Argentina: Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam Vol 22.
- Ledgard, N., y Norton, D. (2008). The impact of browsing on wilding conifers in the South Island high country. *NZ Journal of forestry*, Vol. 52 No. 4.
- Ley N° 20.212/2022. Aprobación de rendición de cuentas y balance de ejecución presupuestal. ejercicio 2022 (2023). IMPO. <https://www.impo.com.uy/bases/leyes/20212-2023>
- Lockwood, J., Hoopes, M., y Marchetti, M. (2007). *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing Ltd.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., y De Poorter, M. (2004). 100 de las Especies Exóticas Invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Data base. *GEEI, CSE, UICN*, 12.
- Mack, R. N. (2000). Invasiones Biológicas: Causas, Epidemiología, Consecuencias globales y Control. N°5. *Publicado por la Sociedad Norteamericana de Ecología*.
- Madrigal J., H. C. (2005). Regeneración post-incendio de *Pinus pinaster* Ait. en la Sierra de Guadarrama (Sistema Central, España): modelos descriptivos de los factores influyentes en la densidad inicial y la supervivencia. *Invest Agrar: Sist Recur For*, 4(1), 36-51.
- Marchante, H., Freitas, H., y Hoffmann, J. H. (2010). Seed ecology of an invasive alien species, *Acacia longifolia* (fabaceae), in portuguese dune ecosystems. *American Journal of Botany*, 97(11): 1780–1790.
- Marques, M., y E., M. (1998). Effects on erosion of two post-fire management practices: clear-cutting versus non-intervention. *Soily Till age Research* 45, 433–439.
- Martínez-Orea., Y., Castillo A., S. y Guadarrama C., P. (2009). La dispersión de frutos y semillas y la dinámica de comunidades. *Ciencias* 96, octubre-diciembre, 38-41.
- Martino, L. A. (2006). Especies exóticas invasoras, propuesta para la estrategia a nivel del Sistema Nacional de Áreas protegidas. Montevideo. 74 pp.: Serie Documentos de Trabajo N° 8. Proyecto Fortalecimiento del Proceso de Implementación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Uruguay (URU/05/001). DINAMA/MVOTMA-PNUD-GEF-AECI-EF.
- Matilla, A., J., (2008). Desarrollo y germinación de las semillas. En: 2nd Chapter: Fundamentos de Fisiología Vegetal (pp.537-558). Edition: Publisher: McGraw Hill Editors: J. Azcón-Bieto, M. Talón.
- Mattivi, P., Franci, F., Lambertini, A., y Bitelle, G. (2019). TWI computation: a comparison of different open source GIS.

- Marzocca, A. (1985). *Nociones Básicas De Taxonomía Vegetal*. Ilica
- McLeod, A., y Xu, C. (2020). Bestglm: *Best Subset GLM*.
- McNeely, J., Mooney, H., Neville, L., Schei, P., y Waage, J. (2001). *Estrategia mundial sobre especies exóticas invasoras*. UICN Gland (Suiza) y Cambridge (Reino Unido).
- Ministerio de Ambiente (en preparación) (2024). Reporte del 2º Encuentro de Especies Exóticas Invasoras en Áreas Protegidas del SNAP 2024. Preparado por Horta, S, Erman D., Farías L. Informe técnico. Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay, San Javier, Río Negro.
- MGAP, y PPR. (2010). Seminario “Conservación y uso sostenible de la Biodiversidad”. MGAP, Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca - PPR, Proyecto Producción Responsable.
- Moran, V., Hoffmann, H., Donnelly, D., Van Wilgen, W., y Zimmermann, H. (2000). Biological Control of Alien, Invasive Pine Trees (*Pinus* species) in South Africa. *Proceedings of the X International Symposium on Biological Control of Weeds 94, 14-14 July 1999*. (págs. 941-953). Montana State University, Bozeman, Montana, USA: Neal R. Spencer .
- Mostacedo, B., y Fredericksen, T. S. (2000). *Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal*. Santa Cruz, Bolivia.
- Moya, M., E. y Soro, E., M. (2002). *Botánica morfológica. Complemento teórico*. Facultad de ciencias agropecuarias – UNER.
- MVOTMA, 2017. Ficha Sitio C27 Cabo Polonio.
- Muñoz, J. (2007). *Regeneración Natural: Una revisión de los aspectos ecológicos en el bosque tropical de montaña del sur del Ecuador*.
- Nebel, J. P., y Porcile, J. (2006). *La contaminación del bosque nativo por especies arbóreas y arbustivas exóticas*. MGAP.
- Nin, M., Ríos, M., y Szephegyi, M. (2010). *Objetos focales de conservación en el Parque Nacional Cabo Polonio, análisis de viabilidad e identificación de zonas críticas*. Montevideo, Uruguay: Proyecto de Fortalecimiento del Proceso de Implementación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Uruguay. DINAMA, MNHN, Karumbé.
- Oliveira-Costa, J., de Figueiredo, R., Pivello, V., Montti, L., y Fagúndez-Pachón, C. (2023). Understanding Eco-Geographical Relationship in Invaded Ranges by *Acacia longifolia* (Andrews) Willd.: An Intercontinental Case Study on Acacia Invasions. En S. Tripathi, R. Bhadouria, P. Srivastava, R. Singh, y D. Batish, *Plant Invasions and Global Climate Change*. Springer, Singapore.
- Panario, D., y Gutiérrez, O. (2005). *La vegetación en la evolución de playas arenosas. El caso de la costa uruguaya*. Ecosistemas.
- Panario, D., y Piñeiro, G. (1993). *Dinámica sedimentaria y geomorfológica de dunas y playas en Cabo Polonio, Rocha*. Montevideo, Uruguay. 35p.: UNCIEP-Facultad de Ciencias.
- Panario, D., Piñeiro, G., De Álava, D., Fernández, G., Gutiérrez, O., y Céspedes, C. (1993). *Propuesta de manejo para área protegida Cabo Polonio - Monumento de costa oceánica - CAT. III, UICN, incluida en la convención de RAMSAR*. Montevideo, Uruguay. Instituto de Geociencias Unidad de Ciencias de la Epigénesis. Udelar.

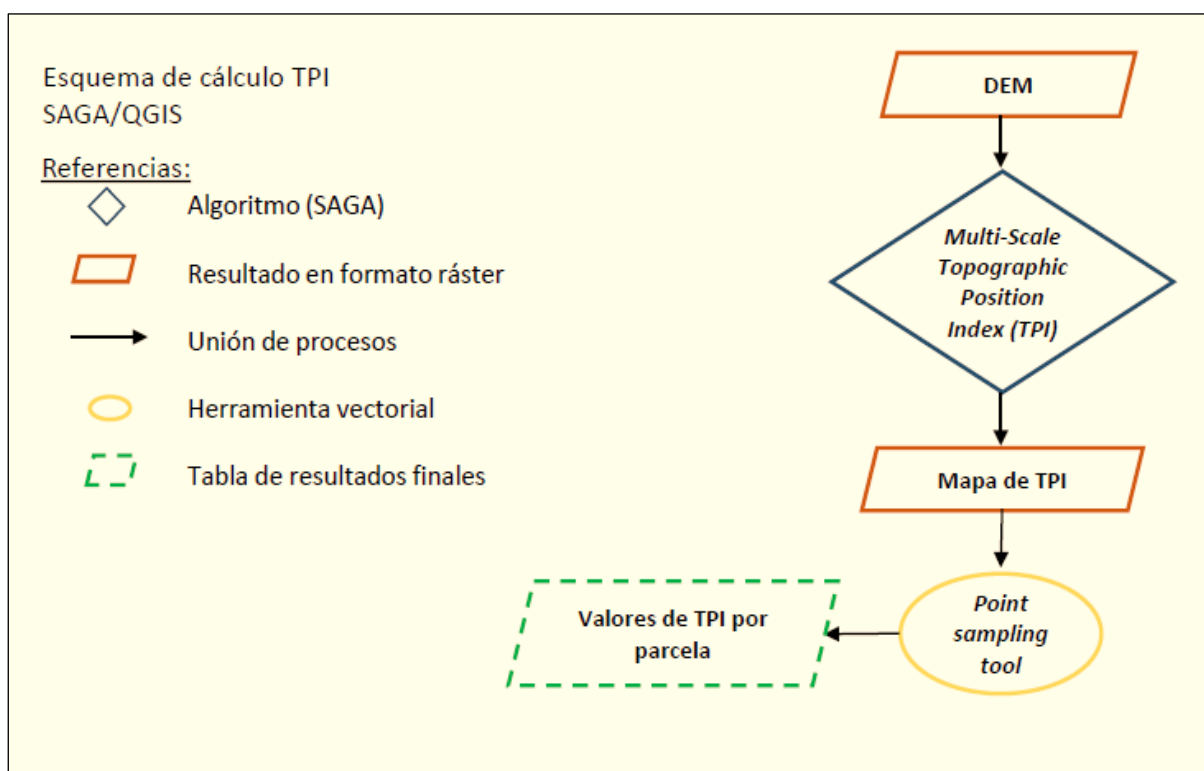
- Pardos, M., Bravo, F., Gordo, J. F., Montero, G., y Calama, R. (2012). La investigación en regeneración natural de las masas forestales. En J. Gordo, R. Calama, M. Pardos, F. Bravo, y G. M. (ed.), *La regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana*. (pág. 254 pp.). Valladolid. Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA).
- Paruelo, J., Texeira, M., Staiano, L., Mastrángeloc, M., Amdana, L., yGallego, F. (2016). An integrative index of Ecosystem Services provision based onremotely sensed data. *Journal Ecological Indicators* - 71. , 145–154 pp.
- Pauchard, A., Langdon, B., Jimenez, A., Cavieres, L., Peña, E., y Nuñez, M. (2014). Pináceas invasoras en el sur de Sudamérica: patrones, mecanismos e impactos potenciales. En F. Jaksic, y S. Castro, *Invasiones biológicas en Chile: Causas globales e impactos locales*. (págs. 283-308).
- Pausas, J. G. (2009). Natural regeneration. En A. e. (eds), *Cork Oak Woodlands on the Edge*.
- Pezzopane, J. E., Fernandes da Silva, G., y Alvarez E., S. (2018). Environmental conditions of the interior of the tropical forest and regeneration of tree species. *African Journal of Agricultural Research*, vol. 13, no 14, p. 718-725.
- Pisciottano, M. (2020). Tesis de grado Licenciatura en Geografía: Identificación de áreas prioritarias para el control de la forestación en el sistema de dunas del Parque Nacional Cabo Polonio. Montevideo, Uruguay. Facultad de Ciencias, Udelar.
- Porcile, J. (2007). Crónicas del desarrollo forestal del Uruguay.
- Radula, M., Szymura, T., y Szymura, M. (2018). Topographic wetness index explains soil moisture better than bioindication with Ellenberg's indicator values. *Ecological Indicators* 85, 172–179 pp.
- REDD+Uruguay, P., y Olivera, J. y. (2020). Monitoreo de especies exóticas invasoras del bosque nativo de Uruguay mediante sensoriamiento remoto. Montevideo, Uruguay: Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca - Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente.
- Rejmánek, M., Richardson, D. M., y Pyšek, P. (2013). Plant Invasions and Invasibility of Plant Communities. En E. F. Eddy Maarel, *Vegetation Ecology, Second Edition* (págs. (387-424). John Wiley y Sons, Ltd.).
- Renobales, G., y Sálles, J. (2001). Plantas de interés farmacéutico: *Pinus pinaster*: morfología y ecología.
- Richardson, D. (2008). Forestry Trees as Invasive Aliens. Review. Cape Town, South Africa. Institute for Plant Conservation, Botany Department, University of Cape Town, South Africa.
- Richardson, D., y Rejmánek, M. (2004). Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. *Diversity and Distributions* 10, 321–331.
- Richardson, D., Cowling, R., y Le Maitre, D. (1990). Assessing the risk of invasive success in Pinus and Banksia in South African mountain fynbos. *IAVS. Journal of Vegetation Science* 1: 629-642.

- Richardson, D., Pyšek, P., y Carlton T., J. (2011). Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton. En D. M. (Ed.), *A Compendium of Essential Concepts and Terminology In Invasion Ecology*. (págs. 409-420). UK. Blackwell Publishing Ltd.
- Ríos, M. (2007). Incidencia de la forestación con especies exóticas sobre el bosque costero en la localidad Perla de Rocha, *(Rocha) Uruguay*.
- Ríos, M. (2012). Evaluación participativa de impactos de los plaguicidas utilizados en soja y forestación en un área protegida y su Cuenca.
- Rodriguez, E., y Bravo, F. (2012). Regeneración natural de *Pinus pinaster* Ait. y su relación con los factores ambientales en masas mediterráneas del centro de España. En R. C. J. Gordo, *La regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana*. (págs. 175-190). Valladolid: Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA).
- Rodriguez-García, E., Juaz, L., Guerra, B., y Bravo, F. (2007). Análisis de la regeneración natural de *Pinus pinaster* Ait. en los arenales de Almazán-Bayubas (Soria, España). *Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA) Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 16(1), 25-38.
- Rojo, A., y Montero, G. (1996). El pinosilvete en la sierra de Guadarrama. Historia y silvicultura de los pinares de Cercedilla, Navacerrada y Valsain. Madrid, España: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Romeo, K. L., Pinto, R., Tárrega, R., y Calvo, L. (2020). ¿Cómo se regenera el pino resinero (*Pinus pinaster* Ait.) en la Sierra de Teleno (León, España)? *AmbiensIbericus – Revista de divulgación medioambiental*. 9.
- Rouget, M., Richardson, D., Milton, S., y D., P. (2001). Predicting invasion dynamics of four alien *Pinus* species in a highly fragmented semi-arid shrubland in South Africa. *Plant Ecology* 152., 79–92 pp.
- Sabattini J. y Sabattini R. A. (2018). Sucesión vegetal y restauración ecológica. *Revista científica agropecuaria*. Vol. 22, no 1-2., p. 31-53.
- Sans, G. H. C. (2015). Contribución de las cortinas forestales a la conectividad del bosque y sus efectos sobre el funcionamiento del ecosistema en el Chaco semiárido (Doctoral dissertation, Universidad de Buenos Aires).
- Segarra, J., Buchailot, M. L., Araus, J. L., y Kefauver, S. C. (2020). Remote sensing for precision agriculture: Sentinel-2 improved features and applications. *Agronomy*. Vol. 10, N° 5., 641.
- Silva, L., Land, E. O., Luengo, J. L., y Daehler, C. (1997). Las invasiones biológicas. *Flora y Fauna Terrestre Invasora En La Macaronesia*, 83-104.
- Simberloff, D. N., Nuñez, M., Ledgard, N., Pauchard, A. (2010). Spread and impact of introduced conifers in South America: Lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecology* 35, 489–504.
- SNAP (2019). *Plan de Manejo Parque Nacional Cabo Polonio*.
- SNAP (2023). <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/politicas-y-gestion/es-snap>. 20/07/2024

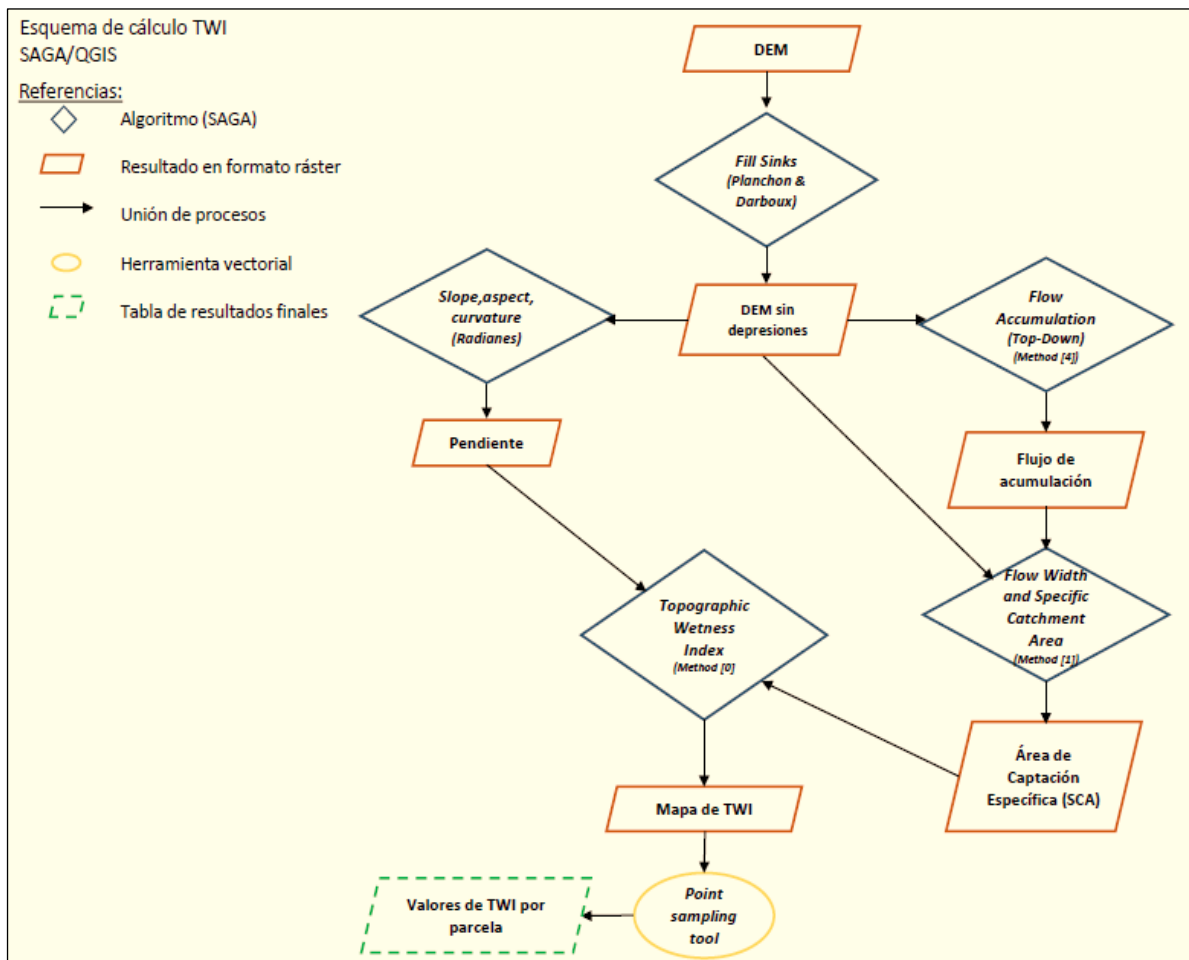
- Soust, P. (2012). *A 25 años de la aprobación de la ley 15.939 (Ley Forestal)*. Anuario 2012 – OPYPA, 167-172.
- Staiano, L., Sans, G. H. C., Baldassini, P., Gallego, F., Texeira, M. A., y Paruelo, J. M. (2021). Putting the Ecosystem Services idea at work: Applications on impact assessment and territorial planning. *Environmental Development*, 38, 100570.
- Sturges, P., y Atkinson, D. (1993). The clear-felling of sand-dune plantations: Soil and vegetation processes in habitat restoration. *Biological Conservation* 66. 171-183 pp.
- Su, N.-Y. (2013). How to become a successful invader. *The Florida Entomologist*, 96(3), 765–769.
- Suárez, D., y Melgarejo L., M. (2010). Biología y germinación de semillas. En: *Experiments in plant Physiology* (pp.13-24) Edition: First Chapter: Chapter 1 Publisher: Universidad Nacional de Colombia Editors: Luz Marina Melgarejo.
- Turcios, R. (2015). Prueba de Wilcoxon-Mann-Whitney: mitos y realidades. *Rev Mex Endocrinol MetabNutr*, 2, 18-21.
- UICN. (2000). *IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity*. Cornwall County Council.
- UNNE-FACENA (2013). Gimnospermas. Biotaxonomía de Espermatófitas Diversidad Vegetal. Argentina, 62.
- Van Etten, E., Belen, A., y Calviño-Cancela, M. (2020). Invasion patterns of *Pinus pinaster* in south-west Australia in relation to fire, vegetation type and plantation management. *Forest Ecology and Management*.
- Vargas Ríos, O, Melgarejo, L, Pérez-Martínez, L, Rodríguez, N y Insuasty Torres, J. (2014). Semillas de plantas de páramo: ecología y métodos de germinación aplicados a la restauración ecológica. [online] Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. [Acceso : 13 de julio 2024]
- Vicente, S., Meira-Neto, J., T., y Máguas, C. (2020). The distribution of the invasive *Acacia longifolia* shows an expansion towards southern latitudes in South America. *BioInvasions Records* 9(4), 723–729.
- Vilá, M. (2010). La investigación sobre invasiones por especies vegetales en la actualidad.
- Vilá, M., Valladares, F., Traveset, A., Santamaría, L., y Catro, P. (2008). *Invasiones Biológicas*. Madrid, España. CSIC.
- Weiss, A. (2001). Topographic position and land forms analysis. San Diego, CA.: Poster Presentation, ESRI Users Conference.
- Williams M., C., y Wardle G., M. (2007). *Pinus radiata* invasion in Australia: Identifying key knowledge gaps and research directions. *Austral Ecology*, 721–739.
- Williamson, D. F. (1989). The Box Plot: A Simple Visual Method to Interpret Data. *Annals of Internal Medicine*. 110(11) 916.
- Zamora, R. G.-F.-A. (2004). Capítulo 13. Las interacciones planta-planta y planta-animal. En F. Valladares, *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. (págs. 371-393). Madrid: EGRAF S.A., Ministerio de Medio Ambiente.

Zanzarini, V., Zanchettab, D., yFidelis, A. (2019). Do we need intervention after pine tree removal? The use of different management techniques to enhance Cerrado natural regeneration. *Perspectives in Ecology and Conservation* 17. 146–150.

## ANEXO I - Esquema de cálculo de TPI



## ANEXO II - Esquema de cálculo de TWI



## ANEXO III - Formato de entrevistas semiestructuradas.

### Objetivos de la entrevista semiestructurada:

- ✓ Validar los resultados sobre factores ambientales y el proceso de regeneración.
- ✓ Identificar si hay otros aspectos que los entrevistados identifiquen como influyentes en la regeneración.
- ✓ Conocer sobre las posibles medidas de control de la regeneración y el alcance de la gestión del área protegida, así como su factibilidad de aplicación
- ✓ Compartir e intercambiar resultados.

### 1. Perspectiva del entrevistado

1.1 ¿Cuál es tu profesión?

1.2 ¿Cuál es tu rol dentro del plan de trabajo de tala?

### 2. Regeneración/Densidad/factores ambientales

2.1 Regeneración: En qué ambientes has observado mayor regeneración después de la tala:

|  |                                                |
|--|------------------------------------------------|
|  | Dunas fijas (sector donde está la forestación) |
|  | Dunas semifijas                                |
|  | Áreas de pastizal húmedo                       |
|  | Bosque psamófilo                               |
|  | Otros ambientes                                |

2.2 ¿Podrías indicar porcentaje de regeneración?

2.3 Con respecto al proceso de regeneración en el tiempo, ¿Cuál de las dos opciones crees que se asemeja más a la realidad?:

|  |                                                                   |
|--|-------------------------------------------------------------------|
|  | 1er año post tala baja densidad y 2do año post tala alta densidad |
|  | 1er año post tala alta densidad y 2do año post tala baja densidad |

2.4 Regeneración de especies post-tala: Aparte del pino, ¿Has identificado otras especies que crecen después de la tala dentro del AP?

|  |                    |
|--|--------------------|
|  | Acacia             |
|  | Tamarix            |
|  | Eucalipto          |
|  | Cynodon            |
|  | Carpobrotus edulis |
|  | Nativas            |

2.5 Factores ambientales que influyen en la regeneración: ¿Cuáles de los siguientes factores ambientales consideras que tiene una influencia positiva en la regeneración:

|  |                            |
|--|----------------------------|
|  | Viento                     |
|  | Humedad                    |
|  | Materia orgánica           |
|  | Mantillo                   |
|  | Madera                     |
|  | Vegetación                 |
|  | Suelo desnudo              |
|  | Tipo de suelo              |
|  | Régimen de precipitaciones |
|  | Topografía                 |
|  | Presencia de ganado        |
|  | Otros                      |

### 3. Manejo/Control

3.1 ¿Dentro del AP, quiénes han llevado a cabo las acciones de tala, los privados o la administración del área?

3.2 ¿Se han llevado a cabo acciones específicas para controlar la regeneración posterior a la tala?

En caso afirmativo:

3.3 ¿Cuáles fueron las acciones tomadas?

3.4 ¿En qué ambientes fueron realizadas?

|  |                                  |
|--|----------------------------------|
|  | Dunas fijas (por la forestación) |
|  | Dunas semifijas                  |
|  | Áreas de pastizal húmedo         |
|  | Bosque psamófilo                 |
|  | Otros ambientes                  |

3.5 ¿En qué momento posterior a la tala se implementaron esas acciones?

|  |                        |
|--|------------------------|
|  | Inmediato              |
|  | Después de los 6 meses |
|  | Al año                 |

3.6 ¿Se han evaluado sus resultados?

En caso de no haberse realizado medidas de control:

3.7 ¿Se está considerando implementar acciones de control dentro del AP en el futuro?

3.8 ¿Cuándo se implementarían las acciones de control?

3.9 ¿Con qué alcance temporal y espacial serían implementadas?

3.10 ¿Quiénes participarían en la implementación? Privados, sociedad civil, la administración del AP, todos.

3.11 ¿En cuanto a los residuos de tala, ¿Crees que es mejor dejarlos o quitarlos?  
¿Porqué?

3.12 ¿Han previsto alguna medida para gestionar los residuos generados por la tala?

#### **4. Posterior a la presentación de resultados:**

##### Especies Nativas:

4.1 ¿Crees que la presencia de especies nativas puede contribuir positivamente a la restauración del sistema dunar?

4.2 ¿Podrías justificar por qué?

4.3 ¿Cuáles?

4.4 ¿Consideras necesario implementar medidas de control sobre las especies nativas para asegurar el éxito de la restauración dunar?

4.5 ¿Cuáles?

#### **5. Cierre de la entrevista:**

5.1 ¿Qué aspectos serían interesantes abordar que no se hayan abordado en esta tesis?

5.2 Comentarios / sugerencias

## ANEXO IV - Tablas de densidades y alturas

| SITIO 1: Densidades y altura 2022-2023 |                  |                  |                |                |                    |                    |                  |                  |
|----------------------------------------|------------------|------------------|----------------|----------------|--------------------|--------------------|------------------|------------------|
|                                        | Densidad pino_22 | Densidad pino_23 | Altura pino_22 | Altura pino_23 | Densidad nativa_22 | Densidad nativa_23 | Altura nativa_22 | Altura nativa_23 |
| Mínimo                                 | 0,0              | 0,0              | 11             | 37,9           | 0,0                | 0,0                | 34,4             | 39,9             |
| 1 <sup>er</sup> Cuartil                | 3,1              | 2,0              | 22,35          | 59,60          | 0,0                | 0,0                | 34,4             | 39,9             |
| Promedio                               | 8,3              | 4,8              | 23,9           | 72,71          | 0,02               | 0,04               | 34,4             | 39,9             |
| Mediana                                | 7,0              | 5,4              | 24,6           | 72,70          | 0,0                | 0,0                | 34,4             | 39,9             |
| 3 <sup>er</sup> Cuartil                | 13,2             | 7,4              | 27,25          | 89,30          | 0,0                | 0,0                | 34,4             | 39,9             |
| Máximo                                 | 20,8             | 12,0             | 30,1           | 108,4          | 0,4                | 0,7                | 34,4             | 39,9             |
| DesEst                                 | 6,4              | 3,9              | 2,9            | 32,14          | 33,6               | 0.18-              | 1,57-            | 10.30-           |

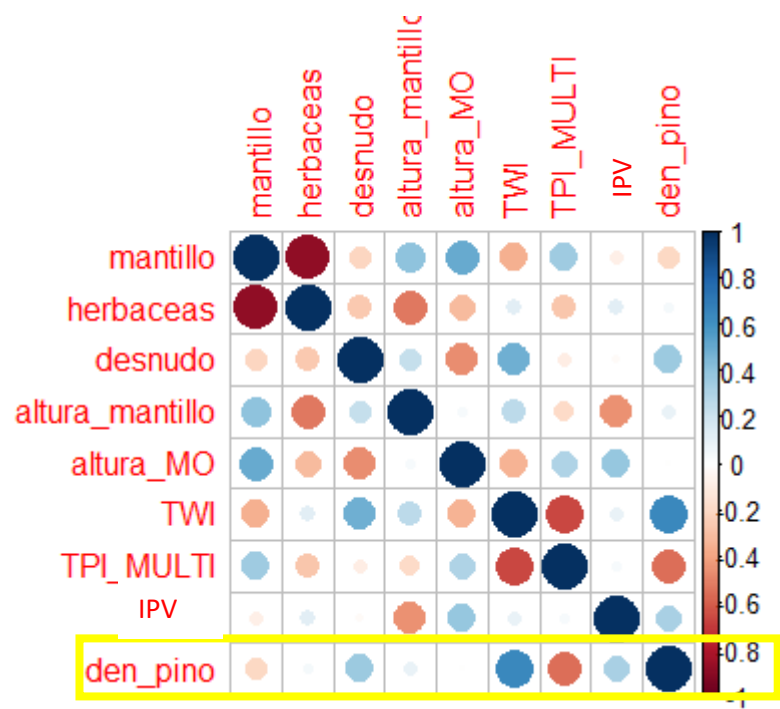
| SITIO 2: Densidades 2022-2023 |         |         |           |           |                   |            |           |           |
|-------------------------------|---------|---------|-----------|-----------|-------------------|------------|-----------|-----------|
|                               | pino_22 | pino_23 | acacia_22 | acacia_23 | (*)<br>arbórea_22 | arbórea_23 | nativa_22 | nativa_23 |
| Mínimo                        | 0,00    | 0,00    | 0,00      | 0,00      | 0,00              | 0,0        | 0,00      | 0,00      |
| 1 <sup>er</sup> Cuartil       | 0,00    | 0,00    | 0,00      | 0,00      | 0,00              | 0,00       | 0,00      | 0,00      |
| Promedio                      | 0,06    | 0,08    | 0,10      | 0,08      | 0,17              | 0,14       | 0,11      | 0,14      |
| Mediana                       | 0,00    | 0,00    | 0,00      | 0,050     | 0,05              | 0,051      | 0,050     | 0,050     |
| 3 <sup>er</sup> Cuartil       | 0,100   | 0,10    | 0,100     | 0,100     | 0,20              | 0,201      | 0,100     | 0,125     |
| Máximo                        | 0,500   | 0,70    | 0,800     | 0,400     | 1,30              | 0,96       | 0,700     | 0,800     |
| DesEst                        | 0,13    | 3,99    | 0,20      | 0,11      | 0,31              | 0,23       | 0,19      | 0,18      |

(\*) Compuesta por Pinos y Acacia

| SITIO 2: Alturas 2022-2023 |         |         |           |           |                      |                      |           |           |
|----------------------------|---------|---------|-----------|-----------|----------------------|----------------------|-----------|-----------|
|                            | pino_22 | pino_23 | acacia_22 | acacia_23 | Altura<br>arbórea_22 | Altura<br>arbórea_23 | nativa_22 | nativa_23 |
| Mínimo                     | 10      | 10,8    | 11,00     | 18,60     | 10                   | 25                   | 22,0      | 41,3      |
| 1 <sup>er</sup> Cuartil    | 12,07   | 33,00   | 16,50     | 28,12     | 13,78                | 47,14                | 34,0      | 52,77     |
| Promedio                   | 28,42   | 45,79   | 37,74     | 59,40     | 51                   | 75,3                 | 57,20     | 67,83     |
| Mediana                    | 20,40   | 46,30   | 25,9      | 53,15     | 22.62                | 53,12                | 45,25     | 58,75     |
| 3 <sup>er</sup> Cuartil    | 45,38   | 51,00   | 62,50     | 59,08     | 30,56                | 111,05               | 66,75     | 70,0      |
| Máximo                     | 56,70   | 100,00  | 80,00     | 200,00    | 66,25                | 165,0                | 143,75    | 133,80    |
| DesEst                     | 20,95   | 27,71   | 26,91     | 52,23     | 20,92                | 45,2                 | 36,29     | 26,9      |

ANEXO V - Matriz de correlación

Sitio 1



Sitio 2

