

**TESIS DE GRADO: 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**

Fabiana Inés Armand Ugón Carlís (*)

Centro Universitario Regional Este (CURE, UdeLaR) – Adapta Ingeniería Ambiental
Estudiante avanzado de la Licenciatura en Gestión Ambiental. Técnico ambiental en
Adapta Ingeniería Ambiental.

Rafael Bernardi

Departamento de Ecología y Gestión Ambiental – CURE -UdeLaR

Sebastián Horta

División SNAP - Dirección Nacional de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos -
Ministerio de Ambiente

TEMA: Gestión ambiental, evaluación de impactos, instrumentos económicos

Dirección (*): Dr. Vargas Guillemette, 2494 bis, Montevideo – Uruguay. Cel.: 098230491. e-mail:
armandugonines@gmail.com / fiarmandugon@adapta.uy



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 marítimo (*Pinus pinaster*) y acacia trinervis (*Racosperma longifolium*), entre otras, 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 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 para recuperar la integridad del sistema dunar. Sin embargo, para generar un manejo adecuado, es importante conocer las dinámicas que tendrán las zonas post-tala, incluyendo la recolonización por pinos y otras invasoras. Con este fin, se analizaron los factores ambientales locales que inciden en las dinámicas de regeneración de especies 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, estableciendo en total 34 parcelas donde se midieron la regeneración de individuos y diferentes variables explicativas. Se midieron condiciones asociadas al suelo: profundidad de materia orgánica, cobertura de mantillo, cobertura de herbáceas y suelo desnudo. 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 un 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 análisis mostraron que la zona de pastizales húmedos tuvo densidades altas de regeneración de pinos, con una cobertura arbórea prácticamente cerrada. La regeneración se relacionó positivamente con el índice TWI, indicativo de mayor disponibilidad de agua. Por otro lado, en la zona dunar, se observó una regeneración menor compuesta por acacias y pinos. En este sitio la densidad de los renuevos estuvo asociada a en zonas con menor cobertura de mantillo y en áreas bajas interdunares. Asimismo, se identificó para el segundo año post-tala un aumento muy significativo de la cobertura de acacias, (30-80%), resultando en zonas de difícil acceso. En ambos sitios se observó también el desarrollo de especies nativas asociadas a parches de vegetación existente.

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. Al contrario que en zonas de pastizales húmedos, en las zonas dunares la regeneración de pinos se produce a tasas relativamente bajas, pero se observó un muy rápido crecimiento de acacias que debe ser manejado. 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, factores ambientales, regeneración natural, control post-tala.

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 de los ecosistemas y de las comunidades nativas, inhibiendo su desarrollo o simplemente desplazándolas, ya sea directamente por competencia de recursos, o indirectamente modificando los servicios ecosistémicos (McNeely *et al.*, 2001). 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).

A partir del siglo XIX en países como Sudáfrica, Nueva Zelanda, Australia, Argentina, Chile, Brasil y Uruguay el género *Pinus* spp. comienza a ser 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 1(ver: Richardson *et al.*, 1990; Williams y Wardle, 2007; Richardson, 2008; Cuevas. y Zalba, 2013).

En Uruguay, la invasión de especies exóticas invasoras leñosas (EEIL) ha afectado principalmente la faja costera, los bosques ribereños y pastizales (Panario y Piñeiro, 1993; Panario y Gutiérrez, 2005; Alonso-Paz y Bassagoda, 2006; Balero, 2010; Brazeiro *et al.*, 2020; Proyecto REDD+ Uruguay, 2020; Horta y Erman, 2020). En la faja costera la forestación con *Pinus* spp., *Eucalyptus* spp., *Tamamarix* spp. y *Racosperma longifolium*, seguido por la urbanización han influenciado negativamente en la dinámica de las playas, generando fijación de dunas, desplazando especies nativas y fragmentando hábitats (Panario y Piñeiro, 1993; Panario y Gutiérrez, 2005; Alonso-Paz y Bassagoda, 2006; Ríos, 2007).

A nivel nacional, dentro de las 18 áreas protegidas que son parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) (Ley N° 17.234/2000), también se encuentra implantada esta problemática. En 17 de estas áreas protegidas¹ 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: la acacia por registrarse en seis áreas protegidas y *Pinus* spp. por registrarse diez de estas (Horta *et al.*, 2018; Ministerio de Ambiente, 2024). 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.

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.

ALCANCE

Este trabajo de tesis para la obtención del título de grado en la licenciatura en gestión ambiental. El área de estudio se sitúa en el área protegida Cabo Polonio, en áreas de post tala realizada entre los meses de junio y julio de 2021, en sitios que se ubican al Oeste del camino principal de ingreso. Los resultados se esperan sea una guía para el manejo de las EEI leñosas en el Área protegida cabo polonio, así como también para otros sitios con condiciones ambientales similares, invadidos por EEI leñosas.

MARCO CONCEPTUAL

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). 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, para finalmente convertirse en una especie invasora. En las primeras etapas de introducción y establecimiento se da el proceso de regeneración natural. 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, 2009). Las etapas de desarrollo inicial de las plantas se pueden diferenciar en las siguientes etapas: (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 interacción 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).

En particular, la especie *Pinus pinaster* es conocida como pino marítimo en Uruguay, es originario del Mediterráneo occidental y prefiere ambientes secos y cálidos con suelos arenosos y bien drenados. Se desarrolla entre 1100-1700 m de altitud, con temperaturas anuales de 11 a 15 °C, alcanzando alturas de 20 a 40 m. Es una especie monóica con estróbilos (piñas) masculinas y femeninas, y sus semillas aladas se dispersan por el viento hasta 10 km. Su sistema radicular es robusto. Esta especie se conoce por su alta capacidad de adaptación y resistencia a distintas condiciones climáticas (UNNE-FACENA, 2013), lo que le otorgan a la especie un alto potencial invasor, compitiendo y reemplazando ecosistemas nativos, lo que la clasifica entre las 100 especies exóticas más dañinas del mundo (Lowe *et al.*, 2004; Cuevas y Zalba, 2009).

METODOLOGÍA

Se identificaron dos sitios asociados a diferentes ambientes dónde se realizaron las talas. El Sitio 1 (S1) se vincula a las Lomadas de Narváez, caracterizadas por una zona de pastizal húmedo. Por otro lado, el Sitio 2 (S2) se corresponde a un área de dunas móviles, conformando parte del sistema dunar Cabo Polonio. En ambos sitios se realizaron dos eventos de muestreo, uno en julio de 2022 y otro en agosto de 2023. Para la colecta de datos, se ubicaron 14 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).

Para dar respuesta al objetivo específico 1, 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 la cobertura de suelo, presencia de mantillo, de especies herbáceas y el porcentaje de suelo desnudo. También se midió la altura del mantillo y la altura de materia orgánica (MO). Identificándose esta última por el horizonte superficial del perfil de suelo, compuesto por una mezcla diversa de materiales orgánicos y microorganismos (animales muy pequeños, bacterias, hongos, ligninas, celulosas etc.) (Gallardo *et al.*, 1982). Por otra parte, se utilizaron variables explicativas identificadas a través de bases de sensoramiento remoto. Estas consistieron en el cálculo de índices topográficos y de vegetación. Los índices topográficos utilizados fueron 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). El índice de vegetación utilizado fue el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), el cual ofrece información aproximada sobre la vitalidad y densidad de la cobertura vegetal. Este se calculó para dos periodos: (1) previo a la tala (2019-2020) para el sitio de pastizal húmedo y para el sitio de dunas móviles, 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) ($NDVI_{media} * (1 - NDVI_{cv})$) (Paruelo *et al.*, 2016); y para un periodo (2) posterior a la tala (septiembre 2021 – septiembre 2023) únicamente para el sitio de dunas móviles, con el fin de apoyar la información relevada en campo dados los cambios identificados en la cobertura vegetal del S2.

Para dar respuesta al objetivo específico 2, se realizó un análisis estadístico de relación entre variables de respuesta y explicativas, se realizaron modelos de regresión lineal generalizada (GLM) en R. Para definir el mejor modelo, se utilizó el criterio de comparación de Akaike (McLeod *et al.*, 2020). 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).

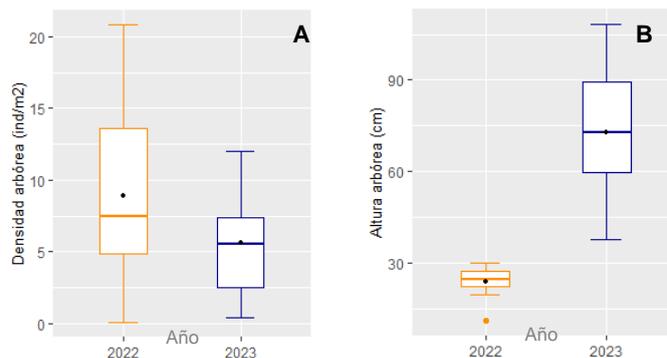
Finalmente, para dar respuesta al objetivo 3, se realizaron entrevistas semi estructuradas a los gestores locales del área protegida. De esta forma poder contextualizar el estado actual del manejo de la forestación en función de los objetivos de conservación del AP (Díaz-Bravo *et al.*, 2013).

RESULTADOS

Caracterización de la regeneración

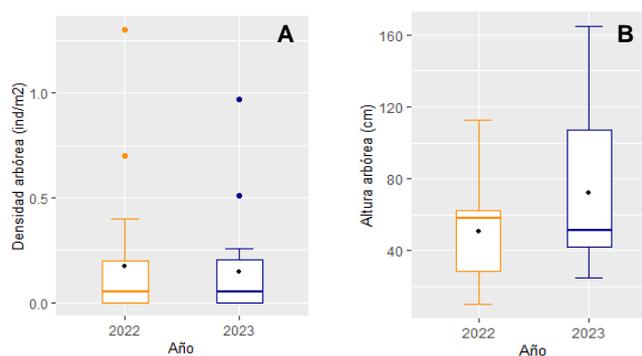
El S1 se caracterizó por restos de corta de pinos distribuidos irregularmente, tocones, acopios de troncos de

pinos adultos, superficies irregulares por el tránsito de maquinaria y áreas inundadas, especialmente durante el monitoreo de julio de 2022. Este sitio presentó una mayor densidad de pinos dada de forma homogénea en toda el área, la cual disminuyó en un 40 % entre el 2022 y el 2023 (8 inds/m² en 2022 y 5 inds/m² 2023). Asociado a esta disminución, hubo un incremento de porte de los individuos, pasando de 24 a 73 cm (Gráfica 1A y 1B). 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.



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

Por otro lado, el sitio de dunas móviles, las especies exóticas identificadas fueron pino y acacia. La densidad de regeneración total fue inferior en más de un orden de magnitud con respecto al S1 (0,17 inds/m² en 2022 y 0,14 inds/m² en 2023) (Gráfica 2A y 2B). 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 %). La regeneración se caracterizó espacialmente de una forma 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). Los resultados indican que el cambio en la altura fue significativo ($W = 110,5$, p -valor = 0,012).



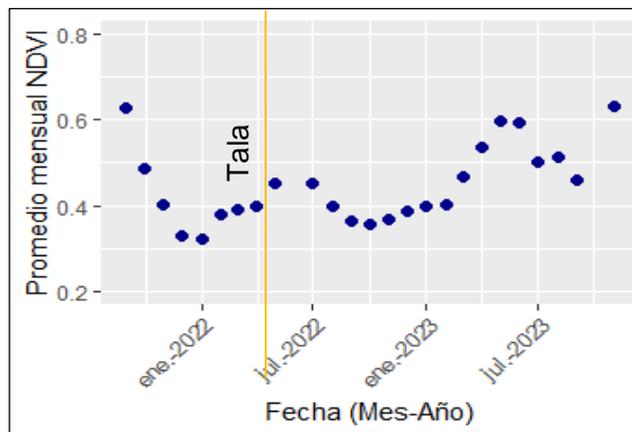
Gráfica 2 Boxplot comparativos de densidad arbórea (A) y alturas (B) para los años 2022 y 2023, S2.

Se destaca que, en el segundo año, se observó un crecimiento notable en el porte de los ejemplares de acacia, evidente en todo el S2. Este aumento en el tamaño de las acacias llegó a obstaculizar la circulación en algunas áreas debido a la presencia de individuos de gran porte (Fotografía 1). Para respaldar estas observaciones de campo, se analizaron los valores de NDVI post-tala. Un valor cercano a -1 indica superficies cubiertas por agua, mientras que valores cercanos a +1 sugieren una vegetación densa, como la de bosques

o selvas tropicales. Los resultados muestran una tendencia creciente en los dos años posteriores a la tala (Gráfica 3), con valores próximos a 1 (valor máximo 0,62), lo que confirma que la densidad vegetal está asociada principalmente a especies leñosas. o se evidenció un crecimiento significativo en la cobertura herbácea ni en el porte de otras especies arbóreas.



Fotografía 1 Ejemplares de acacias el segundo año post tala.



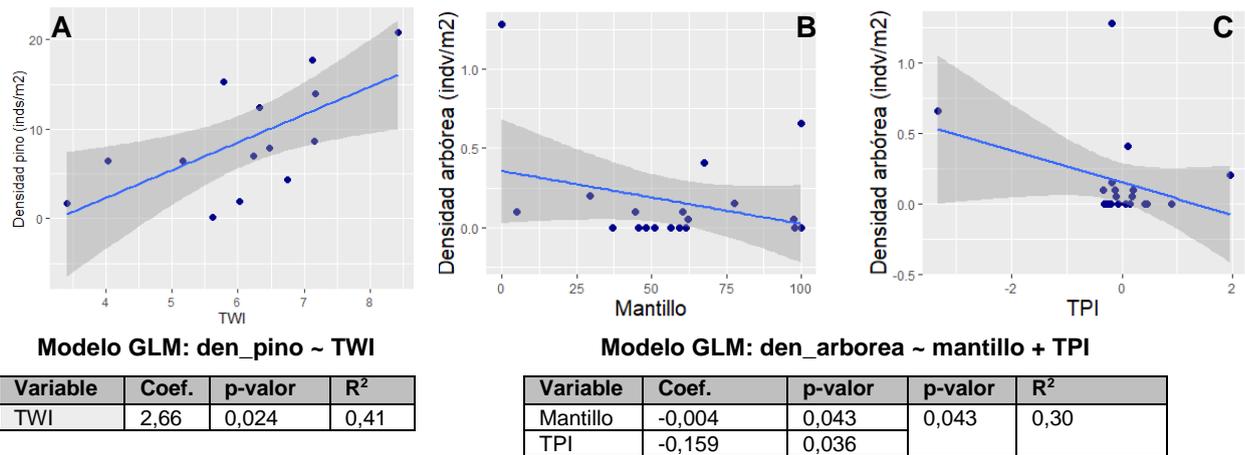
Gráfica 3 Tendencia creciente de los valores de NDVI posterior a la tala

Por otra parte, y como parte de la caracterización de la regeneración, se destaca el registro de plántulas de especies nativas identificadas principalmente en varias de las parcelas del S2. Mientras que, en el S1, se hallaron únicamente en una parcela ubicada al Sur del Sitio, próxima a un parche de bosque psamófilo. 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.

Factores ambientales que explican la regeneración natural

Los modelos retuvieron las siguientes variables: TWI (S1), TPI multiescalar y mantillo (S2). En el sitio de pastizal húmedo, 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 4A). 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.

En el sitio de dunas móviles el modelo reveló la influencia de dos variables significativas con la densidad arbórea, 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 4B y 4C). 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. 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 4 Relación entre la densidad de plántulas y la variable TWI, Sitio1 y las variables cobertura de mantillo y TPI, S2.

Contexto actual del manejo de la forestación

A partir de las entrevistas realizadas se identificaron otros factores ambientales de influencia en la regeneración, como lo son 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. A su vez, se recopiló información sobre las pautas de control que se están llevando a cabo en el AP. La planificación actual 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 dos rangos de intervención antrópica: mínima y media. Las acciones de control de la forestación se concentrarán en ambas áreas, comenzando por la tala de 300 ha en zona de intervención mínima. Para ello subcontratarán a una empresa que se encargue de la tala, comenzando por un área definida en el padrón 1600 del MA, la que se corresponde con el sistema dunar Buenas Vista. 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.

CONCLUSIÓN

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). Los resultados sugieren que los esfuerzos de control deben ser específicos según las características de cada sitio. En el S1, los esfuerzos de control estarán enfocados en el pino de forma pareja en todo el sitio dadas sus características homogéneas de humedad y densidad. En el S2, el control se deberá estar enfocado en acacias y pinos, y en particular la acacia dado su notorio crecimiento para el segundo año. A su vez, se deberá poner especial atención en zonas de depresiones dunares y áreas desprovistas de mantillo, zonas donde la densidad de renuevos podrá ser mayor. En cuanto a la tala se recomienda realizar un control exhaustivo, posterior al primer año post tala,

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), evaluarse la presencia y comportamiento de la regeneración de especies nativas, 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

1. 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).
2. 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.
3. 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.
4. CBD. (2009). *Invasive Alien Species: A threat to Biodiversity*. Montreal, Quebec, Canada H2Y 1N9: 413 St. Jacques Street, Suite 800.
5. 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.
6. Davis, M. A. (2009). *Invasion Biology*. United States, New York : Oxford University.
7. 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.
8. GISP (2005). *El Programa Mundial sobre Especies Invasoras*. Secretaría del GISP.
9. 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).
10. 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.
11. 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.
12. Lockwood, J., Hoopes, M., y Marchetti, M. (2007). *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing Ltd.
13. Mattivi, P., Franci, F., Lambertini, A., y Bitelle, G. (2019). TWI computation: a comparison of different open source GIS.
14. 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).
15. McLeod, A., y Xu, C. (2020). *Bestglm: Best Subset GLM*.
16. 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.
17. Mostacedo, B., y Fredericksen, T. S. (2000). *Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal*. Santa Cruz, Bolivia.
18. MVOTMA, 2017. Ficha Sitio C27 Cabo Polonio.
19. Paruelo, J., Teixeira, M., Staianoa, L., Mastrángeloc, M., Amdana, L., y Gallego, F. (2016). An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. *Journal Ecological Indicators* - 71. , 145–154 pp
20. Panario, D., Piñeiro, G., De Álava, D., Fernández, G., Gutiérrez, O., y Céspedes, C. (1992). 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.
21. 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.
22. Panario, D., y Gutiérrez, O. (2005). La vegetación en la evolución de playas arenosas. El caso de la costa uruguaya. *Ecosistemas*.

23. REDD+Uruguay, P., y Olivera, J. y. (2020). Monitoreo de especies exóticas invasoras del bosque nativo de Uruguay mediante sensoramiento remoto. Montevideo, Uruguay: Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca - Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente.
24. Ríos, M. (2007). Incidencia de la forestación con especies exóticas sobre el bosque costero en la localidad Perla de Rocha, (Rocha) Uruguay
25. 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
26. 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.
27. SNAP (2019). Plan de Manejo Parque Nacional Cabo Polonio.
28. Turcios, R. (2015). Prueba de Wilcoxon-Mann-Whitney: mitos y realidades. Rev Mex Endocrinol MetabNutr, 2, 18-2
29. IUCN. (2000). IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity. Cornwall County Council.
30. UNNE-FACENA (2013). Gimnospermas. Biotaxonomía de Espermatófitas Diversidad Vegetal. Argentina, 62.
31. Williams M., C., y Wardle G., M. (2007). Pinus radiata invasion in Australia: Identifying key knowledge gaps and research directions. Austral Ecology, 721–739.
32. 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.