

Tesina de grado de la licenciatura en Ciencias Biológicas

---

**Restauración activa y pasiva de bosque parque talado en el  
litoral oeste de Uruguay**

---

**Martín Barrios Miller**

Instituto de ejecución: Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales (IECA) - Grupo  
Biodiversidad y Ecología de la Conservación (BEC) - Facultad de Ciencias - Universidad de la  
República

**Orientador:** Dr. Alejandro Brazeiro

**Tribunal:** Dr. Alejandro Brazeiro, Dr. Mauricio Bonifacino y Dra. Carolina Toranza

Junio 2022

Montevideo - Uruguay

## **Agradecimientos**

El ensayo Capilla Vieja-Queguay se ha logrado instalar y monitorear gracias al apoyo de varias instituciones y personas. La instalación se realizó en el marco de un Convenio de Cooperación firmado en 2016 entre la Dirección General Forestal (DGF/MGAP), UNIQUE (en representación del Ministerio de Agricultura de Alemania) y la Facultad de Ciencias (UdelaR). La empresa forestal Montes del Plata (MDP) ha permitido el acceso al área de estudio. El monitoreo realizado en 2020 fue financiado a través de un convenio entre el INIA, Proyecto REDD+Uy y la Facultad de Ciencias.

A todos aquellos que prestaron su apoyo y esfuerzo en la instalación y monitoreo de las parcelas. A los docentes y colaboradores del BEC: Carolina Toranza, Federico Haretche, Alejandra Betancourt, Alexandra Cravino, Christine Lucas, Elías y Jorge Brum, Patricia Brussa y Shaiani Bortolini. Horacio Giordano, encargado de Medio Ambiente de MDP, y Sebastián Toscanini, Jefe de Núcleo, que apoyaron con la logística del trabajo de campo. Paul Borsy (UNIQUE) y Juan Pablo Nebel (DGF) que impulsaron los arreglos institucionales que permitieron comenzar con este ensayo.

A mi orientador, Alejandro Brazeiro, por compartir conmigo su conocimiento que junto con su dedicación, apoyo y consejos me han hecho crecer como investigador.

A Carolina Toranza y Mauricio Bonifacino, por aceptar ser miembros del tribunal, y por sus correcciones y observaciones.

A mi familia, mis padres, hermanos, abuelos, tíos y primos, por estar siempre incondicionalmente y motivarme a seguir adelante en cada una de las etapas de mi vida.

A mis amigos, por sus charlas, consejos y risas que me han acompañado e impulsado hacia adelante.

A los bosques, por su belleza que nunca deja de sorprenderme.

Finalmente, a mi querido abuelo Julio, a quien dedico este trabajo, por enseñarme lo maravilloso de la vida.

# Tabla de contenido

<b>Resumen</b>	<b>3</b>
<b>Lista de Figuras</b>	<b>5</b>
<b>Lista de tablas</b>	<b>6</b>
<b>Introducción</b>	<b>7</b>
Degradación bosques, una problemática mundial	7
La restauración ecológica como mecanismo de acción frente a la degradación	8
Estado de los bosques en Uruguay	12
Tala del bosque parque en Uruguay como fuente de aprendizaje para la restauración	14
<b>Objetivo</b>	<b>15</b>
<b>Objetivos específicos</b>	<b>15</b>
<b>Materiales y métodos</b>	<b>16</b>
Área de estudio	16
Antecedentes	17
Diseño experimental	18
Análisis de datos	20
<b>Resultados</b>	<b>23</b>
Fisonomía vegetal	24
Riqueza de especies	27
Grado de saturación de especies	30
Densidad de individuos	31
Altura	34
Diámetro a la altura del pecho (DAP)	36
Estructura diamétrica y alturas	37
Biomasa	40
<b>Discusión</b>	<b>46</b>
Estrategias de restauración, éxitos e implicancias de implementación	46
Proceso de sucesión del bosque parque talado	50
<b>Consideraciones finales</b>	<b>59</b>
<b>Referencias bibliográficas</b>	<b>61</b>
<b>Anexo I : evolución histórica del área de estudio</b>	<b>65</b>
<b>Anexo II : Imágenes ilustrativas de la evolución de las parcelas a través del tiempo</b>	<b>66</b>
<b>Anexo III : curvas de acumulación de especies por el método de Clench</b>	<b>68</b>
<b>Anexo IV: Comparación de biomasa estimada por medio de diferentes ecuaciones alométricas para las especies <i>Vachellia caven</i> y <i>Prosopis affinis</i></b>	<b>70</b>

## Resumen

En la actualidad los bosques representan uno de los ecosistemas más afectados por la degradación en todo el mundo, especialmente los bosques secos tropicales y subtropicales. La restauración ecológica surge como una de las estrategias más eficientes a implementar frente a la degradación, dado que permite acelerar la recuperación. Son varias las estrategias de restauración aplicadas en la recuperación de ambientes degradados, que pueden agruparse en dos categorías: restauración pasiva y restauración activa. La restauración pasiva se basa en la regeneración y sucesión natural, con nula o mínima intervención del ser humano, mientras que la restauración activa, se sustenta en la intervención directa del ser humano con el objetivo de acelerar y direccionar la trayectoria sucesional del ecosistema en recuperación. En Uruguay la problemática de la degradación afecta a una amplia diversidad de ecosistemas, especialmente a los bosques nativos. Los bosques parque representan el 10,8 % de los bosques nativos del país y se encuentran entre los más afectados por la degradación. La dinámica sucesional de los bosques parque degradados es poco conocida en Uruguay, lo que limita la capacidad nacional para implementar estrategias de restauración. En este trabajo se analizaron estrategias de restauración pasiva y activa (plantación de árboles juveniles) sobre el proceso de recuperación de un bosque parque talado en el litoral oeste uruguayo. Se analizó parte de la información que se viene colectando por el grupo BEC desde 2016, en el marco del ensayo Capilla Vieja-Queguay (Paysandú), orientado a evaluar el proceso sucesional de un área de 11 ha de bosque parque talado en 2008. Se analizaron los datos de 12 parcelas de 20X20 m instaladas en 2016 y remedidas en 2020, considerando 3 tratamientos (4 parcelas por tratamiento): bosque maduro no cortado (control), bosque sucesional con restauración activa (plantación de *Prosopis affinis* Spreng.) y bosque sucesional en restauración pasiva; en todos los casos con exclusión de ganado. El monitoreo incluyó el relevamiento de la fisonomía vegetal (cobertura y altura de estratos vegetales), riqueza y composición de especies, altura y DAP de cada árbol (DAP>2.5cm). Usando ecuaciones alométricas se estimó la biomasa aérea. Los bosques sucesionales, tanto en restauración activa como pasiva, estuvieron dominados por especies arbustivas y arbóreas pioneras, en especial *Vachellia caven* (Seigler & Ebinger) y *Prosopis affinis* Spreng.. Tras 8 años de sucesión, la fisonomía de estos bosques sucesionales correspondió a arbustales densos (cobertura arbustos ~100%). De las 12 especies de árboles observadas en bosques maduros, 6 ya estaban presentes, la densidad de árboles fue cercana al 40 % de la observada en los bosques control, mientras que la biomasa aérea representó solo el 10%. A los 12 años de sucesión, la

fisonomía aún corresponde a arbustales, aunque menos densos (50% menos que en 2016), la riqueza de árboles aumentó levemente (7-8 especies, de 12), la densidad de árboles se mantuvo, pero la biomasa aérea creció al 17 % de la biomasa del bosque control. En síntesis, no se observaron diferencias significativas en los procesos sucesionales con restauración activa y pasiva. Esto indica que la plantación de árboles, como método de restauración activa, no logró potenciar en este caso el proceso de recuperación natural del bosque parque, y al mismo tiempo, destaca el gran potencial de la regeneración natural en esta área.

## **Lista de Figuras**

<u>Figura 1.1. Localización del sitio de estudio.</u>	<u>17</u>
<u>Figura 1.2. Localización de los tratamientos experimentales.</u>	<u>19</u>
<u>Figura 1.3. Diseño de las unidades de muestreo implementadas en cada tratamiento.</u>	<u>19</u>
<u>Figura 2.1. Fisonomía de la vegetación para cada tratamiento y año de muestreo (porcentaje de cobertura)</u>	<u>26</u>
<u>Figura 2.2. Fisonomía de la vegetación para cada tratamiento y año de muestreo (Altura)</u>	<u>26</u>
<u>Figura 2.3. Diagramas de caja (box plots) de riqueza de especies por parcela, en los tratamientos considerados.</u>	<u>29</u>
<u>Figura 2.4. Riqueza acumulada de especies para cada tratamiento y año de muestreo.</u>	<u>30</u>
<u>Figura 2.5. Diagramas de caja (box plots) de densidad de individuos por parcela, en los tratamientos considerados.</u>	<u>32</u>
<u>Figura 2.6. Densidad de individuos por especie para cada tratamiento y año de muestreo.</u>	<u>33</u>
<u>Figura 2.7. Diagramas de caja (box plots) de densidad de individuos para la especie <i>Prosopis affinis</i> Spreng por parcela, en los tratamientos considerados.</u>	<u>34</u>
<u>Figura 2.8. Diagramas de caja (box plots) de la variable altura, en los tratamientos considerados.</u>	<u>35</u>
<u>Figura 2.9. Diagramas de caja (box plots) de la variable diámetro a la altura del pecho (DAP), en los tratamientos considerados.</u>	<u>36</u>
<u>Figura 2.10. Histogramas de estructura diamétrica para el tratamiento control (BC) por año de muestreo.</u>	<u>38</u>
<u>Figura 2.11. Histogramas de estructura diamétrica para los tratamientos Regeneración Activa (RA) y Regeneración Pasiva (RP) para cada año de muestreo.</u>	<u>38</u>
<u>Figura 2.12. Histogramas de altura para los tratamientos Bosque Control (BC), Regeneración pasiva (RP) y Regeneración activa (RA) por año de muestreo.</u>	<u>39</u>
<u>Figura 2.13. Diagramas de caja (box plots) de biomasa aérea acumulada por parcela para cada tratamiento experimental considerado.</u>	<u>41</u>
<u>Figura 2.14. Biomasa aérea acumulada por especie para cada tratamiento y año de muestreo.</u>	<u>42</u>
<u>Figura 2.15. Diagramas de caja (box plots) de biomasa aérea acumulada por parcela para la especie <i>Prosopis affinis</i> Spreng para el Bosque control (BC) por año de muestreo.</u>	<u>44</u>
<u>Figura 2.16. Diagramas de caja (box plots) de biomasa aérea acumulada por parcela para la especie <i>Prosopis affinis</i> Spreng para los sitios en regeneración, Regeneración pasiva (RP) y Regeneración activa (RA) por año de muestreo.</u>	<u>44</u>
<u>Figura 2.17. Diagramas de caja (box plots) de biomasa aérea acumulada por parcela para cada tratamiento considerado (Bosque Control (BC), Regeneración pasiva (RP) y Regeneración activa (RA)) y año de muestreo, para la especie <i>Vachellia caven</i> (Seigler &amp; Ebinger).</u>	<u>45</u>
<u>Figura 3.1. Fotografía panorámica donde se evidencia la evolución de la cobertura boscosa entre los años 1966 y 2018 para el área comprendida en el ensayo Capilla Vieja-Queguay, departamento de Paysandú, Uruguay.</u>	<u>65</u>
<u>Figura 3.2. Variación en la cobertura boscosa en los años 1966, 2010 y 2018 del bosque parque en el área de estudio comprendida dentro del ensayo Capilla Vieja- Queguay.</u>	<u>65</u>
<u>Figura 4.1. Bosque maduro con exclusión de ganado, utilizado como control en el año 2015.</u>	<u>66</u>
<u>Figura 4.2. Bosque maduro con exclusión de ganado, utilizado como control en el año 2020.</u>	<u>66</u>

<u>Figura 4.3. Esquema ilustrativo del cambio en la fisionomía de los sitios en regeneración.</u>	<u>67</u>
<u>Figura 5.1 Curvas de acumulación de especies para tratamiento el Bosque control (BC) por año de muestreo.</u>	<u>68</u>
<u>Figura 5.2 Curvas de acumulación de especies para los tratamientos Regeneración Pasiva (RP) y Regeneración Activa (RA) por año de muestreo.</u>	<u>69</u>
<u>Figura 6.1. Diagrama de dispersión de biomasa aérea acumulada por parcela, para el tratamiento Bosque Control (BC) por año de muestreo para la especie <i>Prosopis affinis</i></u>	<u>70</u>
<u>Figura 6.2. Diagrama de dispersión de biomasa aérea acumulada por parcela, para los tratamientos Regeneración pasiva (RP) y Regeneración activa (RA) por año de muestreo para la especie <i>Prosopis affinis</i>.</u>	<u>70</u>
<u>Figura 6.3. Diagrama de dispersión de biomasa aérea acumulada por parcela, en los tratamientos considerados (Bosque Control (BC), Regeneración pasiva (RP) y Regeneración activa (RA)) y año de muestreo para la especie <i>Vachellia caven</i></u>	<u>71</u>

## **Lista de tablas**

<u>Tabla 1.1. Ecuaciones alométricas utilizadas para estimar biomasa aérea acumulada.</u>	<u>23</u>
<u>Tabla 2.1. Análisis de Varianza (ANOVAs factoriales) para cada uande las variables comunitarias y estructurales evaluadas.</u>	<u>24</u>
<u>Tabla 2.2: Listado de especies leñosas registradas por tratamiento y año de muestreo. Se indica nombre, hábito, frecuencia, tratamiento y año de registro para cada especie.</u>	<u>28</u>
<u>Tabla 2.3. Grado de saturación de especies, calculado para cada uno de los tratamientos considerados (Bosque Control (BC), Regeneración pasiva (RP) y Regeneración activa (RA) y año de muestreo</u>	<u>31</u>

## **Introducción**

### **Degradación de bosques, una problemática mundial**

Los bosques se encuentran entre los ecosistemas más biodiversos del planeta, lo cual los hace proveedores de un extenso número de servicios ecosistémicos. Se entiende por servicios ecosistémicos a todas aquellas funciones de un ecosistema que permiten mantener el equilibrio y estabilidad del mismo y que además satisfacen necesidades humanas de forma directa o indirecta (MEA, 2003; Lara et al. 2010). Entre algunos de los servicios que proveen los bosques y que son esenciales para mantener el equilibrio del ecosistema, pueden mencionarse a grandes rasgos: los servicios de soporte como la formación de suelos, ciclado de nutrientes, control del régimen hídrico o la captación y acumulación del carbono atmosférico. Los servicios de provisión incluyen alimentos, agua o materiales de construcción. Los servicios de regulación, como el control de inundaciones y sequías o la prevención de la degradación y erosión de suelos. Por último, se encuentran los servicios culturales, recreativos o religiosos (MEA, 2003; Simula y Mansur, 2011; Brazeiro, 2014).

La alteración y degradación de los bosques es altamente perjudicial, ya que pone en riesgo su biodiversidad así como la disponibilidad y continuidad de todos los servicios que estos ecosistemas proporcionan (Simula y Mansur, 2011).

Se considera que los bosques se encuentran entre los ecosistemas más amenazados en todo el mundo, especialmente los bosques secos tropicales y subtropicales (Hoekstra et al, 2005). La expansión e intensificación de los modelos productivos es una de las principales causas de esta degradación, lo cual trae aparejado la pérdida de su biodiversidad. Como consecuencia de la deforestación, la superficie forestal mundial ha disminuido en 178 millones de hectáreas entre el periodo 1990 y 2020 (FAO y PNUMA, 2020).

La pérdida y fragmentación de la cobertura forestal ha alcanzado en los últimos años niveles alarmantes, produciéndose con mayor intensidad en los países subdesarrollados o en vías de desarrollo (Sabogal et al. 2015; FAO, 2018). Entre las principales causas de esta pérdida de cobertura forestal se pueden mencionar aquellas actividades relacionadas directamente con el cambio en el uso del suelo, como lo son la expansión de las ciudades, la generación de áreas de pastoreo de ganado o destinadas a la agricultura y la forestación. La ocurrencia de incendios

forestales o la invasión por especies exóticas, son otras de las posibles causas que agravan este fenómeno (Harris et al. 2020).

A nivel regional, América Latina no es la excepción a la problemática de la degradación de los ecosistemas boscosos. Los bosques nativos sudamericanos se encuentran entre los ecosistemas más amenazados por la expansión e intensificación de las actividades relacionadas con el cambio en el uso del suelo (Volante et al. 2015). Hasta el siglo pasado las políticas agrarias en la región permitían la tala de bosques con el fin de permitir el acceso a tierras de cultivo y producciones forestales (Cordero, 2011). Los registros indican que la pérdida de cobertura de bosques ha aumentado de forma progresiva desde el año 1990 en función del desarrollo poblacional, la implementación de nuevas tecnologías orientadas a la producción y el mercado económico mundial (Cordero, 2011; Volante et al, 2015; FAO, 2018).

En vista del alto grado de deterioro que sufren los ecosistemas boscosos a nivel global es que los proyectos focalizados en la restauración y gestión sostenible surgen como uno de los principales métodos para contrarrestar el deterioro de los bosques nativos (Casermeiro et al. 2015; De Paz et al. 2019). Un ejemplo puede ser el caso de algunas regiones de Europa o América del Norte, donde la cobertura forestal ha aumentado desde el año 1990, en función de la implementación de programas de restauración a gran escala (FAO, 2018).

### **La restauración ecológica como mecanismo de acción frente a la degradación**

Formalmente se define a la restauración ecológica como “todo proceso que busque iniciar o acelerar la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado o destruido” (SER, 2004). Por medio de la restauración se intenta devolverle al ecosistema la estabilidad perdida, mediante el restablecimiento de los enlaces clave entre los diferentes grupos funcionales que lo componen y mantienen su equilibrio, como lo son sus especies nativas, o su estructura comunitaria, de forma tal que estos pueden ser sostenibles a largo plazo (SER, 2004 ; Prach y Walker, 2011 ; Palmer et al. 2017).

Dentro de la restauración ecológica se encuentra la restauración forestal, la cual, es definida por Della-Sala et al. (2003) como el proceso de restablecimiento de los ecosistemas forestales a su pleno funcionamiento, devolviéndoles su integridad ecológica, es decir su capacidad de soportar y mantener comunidades con una determinada composición de especies y una organización

funcional que posibilite su estabilidad a largo plazo. Por su parte, para Gichuki et al. (2019) el concepto de restauración forestal hace referencia al proceso, a largo plazo orientado a recuperar la funcionalidad ecológica y mejorar el bienestar de aquellos ecosistemas forestales que hayan sufrido eventos de deforestación o degradación y que además suponen un valor ecológico, social o económico para los seres humanos y el ambiente.

Son varias las estrategias de restauración aplicadas en la recuperación de ambientes forestales degradados, la mayoría de ellas se centran en disminuir y eliminar la perturbación que ejerce presión sobre el ambiente con el fin de facilitar su recuperación (Sabogal et al. 2015). La respuesta del ecosistema perturbado ante las iniciativas de restauración dependerá según Harwell y Harwell (1989) de varios factores, pero principalmente dependerá del ecosistema en particular y del tipo e intensidad de la perturbación. En base a esto puede decirse entonces, que la estrategia de restauración a implementar dependerá en gran medida de la respuesta del ambiente a la perturbación.

Existen diferentes estrategias orientadas a mitigar o reducir el impacto de la degradación sobre un ecosistema. Algunas de las más usuales implican la rehabilitación, remediación o el reemplazo de la cobertura vegetal perdida por perturbaciones. Estas estrategias tienen un efecto diferencial sobre el ecosistema degradado, dado que algunas de ellas se centran en la recuperación parcial del ecosistema o alcanzar un estado alternativo, y no en recuperar el estado original anterior a la perturbación.

Según SER, 2004 y Sánchez et al. (2005), la restauración tiene como objetivo principal la recuperación del estado original del ecosistema degradado, por medio del restablecimiento de sus componentes originales tanto bióticos como abióticos. La rehabilitación por su parte, propone la recuperación parcial del ecosistema degradado, mediante el restablecimiento de su funcionalidad y sus servicios ecosistémicos que permitan la recuperación del ecosistema a largo plazo. Este tipo de estrategias no busca la recuperación del ecosistema a su estado original, dado que se centran en recuperar la funcionalidad del mismo. Las estrategias de reemplazo se orientan a la recuperación de un ecosistema por medio de la formación de un ecosistema que difiere del original. Este tipo de estrategias es eficiente en ambientes con daños severos, en los cuales a partir de un estado alternativo se inicie en con la restauración del ecosistema a su estado original. Por su parte la remediación es una estrategia que busca detener la degradación y promover la

recuperación de los ecosistemas por medio del restablecimiento de las características físicoquímicas del mismo, lo cual promueve el restablecimiento de su biodiversidad nativa.

Todas estas estrategias pueden ser implementadas en la recuperación de ecosistemas degradados. Su elección dependerá del tipo de ecosistema, el grado e intensidad de la perturbación y de los procesos que se busquen recuperar. Aun así la restauración representa la estrategia más ambiciosa, dado que su objetivo es devolver al ecosistema a su estado original.

La restauración ecológica puede dividirse en dos grandes estrategias orientadas a la recuperación de ecosistemas boscosos: la restauración pasiva y la restauración activa (Holl y Aide, 2011; Nunes et al. 2020).

La restauración pasiva, es aquella en la cual no hay intervención humana directa en el proceso de restauración del ambiente degradado, de forma tal que una vez que el ambiente deja de estar bajo presión, sigue las leyes que gobiernan la sucesión ecológica natural. En algunos casos la regeneración puede ser asistida al remover aquellos factores que generan presión en el ecosistema y que por lo tanto impiden la regeneración natural (Griscom et al. 2009; Holl y Aide, 2011). Se entiende la sucesión ecológica como el ciclo natural de procesos ecológicos que culminan en la recuperación de un ambiente degradado (Perez-Lopez et al. 2013). Este tipo de restauración plantea algunas ventajas en su implementación, como lo son sus bajos costos, el uso de bancos de semillas o mecanismos de dispersión como fuente de nuevos individuos, entre otras (Bedoya y Hinostroza, 2020).

Como contraparte de la restauración pasiva, surge la restauración activa, la cual puede definirse como aquella en la que el proceso de restauración está influenciado por la intervención directa del ser humano, en la trayectoria sucesional natural de ecosistemas degradados. El objetivo de la restauración activa es el enriquecimiento de la biodiversidad por reintroducción de especies, la remoción de especies invasoras, o el restablecimiento de la cobertura vegetal perdida por perturbaciones (McDonald, et al. 2016; Casermeiro et al. 2015; Holl y Aide, 2011). De esta manera la restauración activa puede saltarse alguna de las etapas normales del proceso de sucesión ecológica natural, acelerando el proceso de restauración del ambiente degradado (De Paz et al. 2019).

La restauración activa plantea algunas ventajas frente a la pasiva, ya que en general ésta última presenta tasas de recuperación altamente variables, es más lenta y en algunos casos puede no tener éxito (Holl, 2007). Por lo general la restauración activa permite un mayor control de las variables que afectan el proceso de regeneración como pueden ser la escasa dispersión de individuos entre áreas o la competencia por acceso a recursos esenciales, por lo cual suele aplicarse en ambientes que han experimentado un alto grado de deterioro (Meli et al. (2017). Pero la restauración activa también plantea desventajas, en particular los altos costos económicos, o errores en el diseño y manejo de la restauración. Esto podría producir resultados negativos en la trayectoria sucesional deseada, como puede ser la redirección del proceso de sucesión hacia un estado diferente al que había originalmente, dar pie a bosques con una menor diversidad de especies o la alteración de las condiciones biogeoquímicas del ambiente (Holl, 2007; Holl y Aide, 2011; Meli et al. 2017).

Las estrategias de restauración que se implementen en un ambiente degradado van a depender de las condiciones biofísicas, el nivel de perturbación que experimente el ambiente, además de diferentes variables socioeconómicas. Todas estas variables afectan directamente el éxito de las estrategias de restauración utilizadas (Crk et al, 2009). En los casos en los que la perturbación haya sido leve la restauración pasiva suele ser suficiente, bajo condiciones que potencien el proceso de restauración como la presencia de un banco de semillas, la cercanía a bosques no perturbados que actúen como fuente de nuevos individuos o la colonización por especies pioneras (Holl y Aide, 2011). Cuando estas condiciones no se encuentran presentes o en aquellos casos en los que la perturbación es muy intensa, la implementación de técnicas de restauración activa suelen ser eficientes. La incorporación directa de semillas, individuos juveniles o el mejoramiento de las condiciones del sitio representan las principales estrategias activas utilizadas para potenciar la regeneración (Butler et al, 2008). Otro posible abordaje para afrontar la problemática de la degradación suele ser la aplicación de ambas estrategias de restauración de forma conjunta y complementaria. En determinadas circunstancias esta combinación permite maximizar el éxito de la restauración, detener la degradación y restaurar la integridad ecológica perdida (Della-Sala et al, 2003).

Dado que el éxito del proceso de restauración tanto activa como pasiva en un mismo sitio estará influenciado por la variación en las condiciones ambientales, o las dinámicas comunitarias, la

comparación de estos dos tipos de restauración se vuelve vital para comprender el fenómeno de la restauración ecológica.

Es relativamente bajo el número de estudios de restauración ecológica de ambientes forestales en los cuales se comparan estrategias de restauración pasiva y activa dentro de un mismo sitio de estudio (Meyfroidt y Lambin, 2011; Meli et al. 2017; Toledo-Aceves et al. 2021). Meli et al. (2017) analizaron el éxito de la implementación de estrategias de restauración activa y pasiva en 166 estudios en bosques tropicales y subtropicales, y plantean que solamente el 7% de la totalidad de estos estudios comparan ambas estrategias de restauración en el mismo sitio de estudio. Además plantean que es aún menor el porcentaje de estudios que utilizan un ecosistema de referencia para poder comparar la eficiencia de la restauración. Este tipo de planteos destacan la importancia de comparar ambas estrategias de restauración, para poder determinar aspectos positivos y negativos de cada una de ellas, de manera de mejorar la gestión de proyectos de restauración de ambientes forestales en el futuro.

### **Estado de los bosques en Uruguay**

Uruguay no es ajeno a la problemática de degradación y pérdida de ecosistemas naturales (MVOTMA, 2016). Los bosques nativos uruguayos han sido víctimas de la degradación desde épocas coloniales, con el propósito de beneficiarse de los diferentes productos que de los bosques derivan. Más recientemente, desde finales de los años 80 con el surgimiento de la política nacional forestal, Uruguay está dando sus primeros pasos en restauración ecológica de los bosques nativos (González, 2011; Caldevilla y Quintillán, 2017). El bosque nativo de Uruguay, a pesar de su baja superficie (6% del territorio) (Proyecto REDD+UY, 2019), tiene una alta relevancia ecológica y social (Brazeiro, 2018). A pesar de la existencia de un marco legal (ley Forestal N°15939) que impulsa su conservación, los ecosistemas boscosos se encuentran sometidos a diferentes grados de perturbación producto de una variedad de presiones y amenazas, las cuales varían según el tipo de bosque (MGAP, 2018; MVOTMA, 2016).

Actualmente la Ley Forestal N° 15.939 define al bosque como “las asociaciones vegetales en las que predomina el arbolado de cualquier tamaño, explotado o no, y que estén en condiciones de producir madera u otros productos forestales o de ejercer alguna influencia en la conservación del suelo, en el régimen hidrológico o en el clima, o que proporcionen abrigo u otros beneficios de interés nacional” (MGAP, 2018). Esta definición no establece una definición formal ni

específica de bosque nativo, sino que maneja una definición general donde se incluyen superficies cubiertas por árboles con una superficie mínima de 2.500 m<sup>2</sup>, sin resaltar ninguna diferencia entre bosques nativos y bosques orientados a la producción forestal. La falta de una definición concreta dificulta la gestión y conservación de los bosques nativos en el país.

Aunque no se dispone de una evaluación cuantitativa respecto a cuáles son los factores que amenazan los diferentes tipos de bosque en Uruguay, puede decirse que la mayoría están vinculados con el progresivo cambio en el uso del suelo y la gestión ineficiente que se realiza de los mismos. A pesar de que la Ley Forestal N°5939 impide la corta o la realización de cualquier operación que altere su integridad, también permite cortes y podas ocasionales bajo previa autorización por parte de la Dirección General Forestal (DGF) en las cuales puede hacerse uso de los recursos que ofrece el bosque. Según la evaluación realizada por la DGF respecto a las amenazas registradas a los bosques nativos entre el periodo 2000-2016, se constataron un total de 201 eventos de degradación de bosque nativo, los cuales afectaron un total de 3082 ha de bosque. De estos eventos el 46 % correspondió a tala rasa, el 37% a deforestación, el 12% a cortes aislados mientras que el 2% restante correspondió a raleos (Proyecto REDD+UY, 2019). De la totalidad del área afectada el 76 % fue afectada por deforestación, y un 22% por eventos de tala rasa. Estos datos aportan información respecto al impacto generado por los eventos de tala en la extensión y preservación del bosque nativo en Uruguay. Pero a su vez brindan la posibilidad de implementar y evaluar estrategias de restauración a largo plazo en estos sitios degradados.

La dinámica sucesional de los bosques talados es poco conocida en Uruguay. Esta falta de información limita la implementación de estrategias de restauración que tengan como objetivo recuperar los bosques nativos. Los eventos de tala brindan la posibilidad de implementar y evaluar estrategias de restauración con las cuales promover la generación de conocimiento científico que contribuya a mejorar la gestión de los bosques en el país.

## **Tala del bosque parque en Uruguay como fuente de aprendizaje para la restauración**

Los bosques parque también llamados “Sabanas arboladas de planicie ” representan el 10,8 % de los bosques nativos del país (0,59% de la superficie nacional ). Este tipo de bosques se encuentra entre los más afectados por el desarrollo humano, debido a que gran parte de su superficie original ha sido deforestada con el fin de extraer recursos madereros mediante tala rasa, permitir el acceso a terrenos de cultivo o promover la generación de pastizales orientados al pastoreo de ganado (Brazeiro et al. 2018; Betancourt Rial, 2021).

La restauración de los bosques nativos degradados, es uno de los principales objetivos de la DGF del Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca (MGAP, 2018). Reconociendo el escaso conocimiento nacional sobre estrategias y métodos de restauración, se ha iniciado una cooperación entre la DGF y la Facultad de Ciencias de la Universidad de la República, para promover la generación de conocimientos científicos sobre el tema (Brazeiro et al. 2018). En este marco, se implementó en el año 2016 el ensayo Capilla Vieja-Queguay, con el objetivo de estudiar la regeneración y sucesión secundaria del bosque parque talado en el litoral oeste del país bajo distintos tratamientos experimentales. El ensayo brinda la oportunidad, por medio de monitoreos, de evaluar la evolución del proceso de regeneración y sucesión secundaria del bosque parque en recuperación (Brazeiro et al. 2018). Este trabajo busca contribuir con la generación de conocimiento relacionado al proceso de restauración de los bosques nativos en Uruguay. Para esto se continuó con la evaluación del proceso de restauración del bosque parque en estudio dentro del establecimiento Capilla Vieja en Paysandú, de forma tal de monitorear el avance del proceso de regeneración y sucesión secundaria del bosque.

## **Objetivo**

Evaluar el efecto que genera la implantación de individuos como mecanismo de restauración activa en comparación con la restauración pasiva, sobre la velocidad de regeneración del bosque parque talado en el litoral oeste uruguayo.

## **Objetivos específicos**

- Comparar el desempeño de los métodos de restauración activa y pasiva implementados, en términos de:
  - 1) Riqueza y composición de especies
  - 2) Biomasa aérea acumulada
  - 3) Fisonomía vegetal

## **Materiales y métodos**

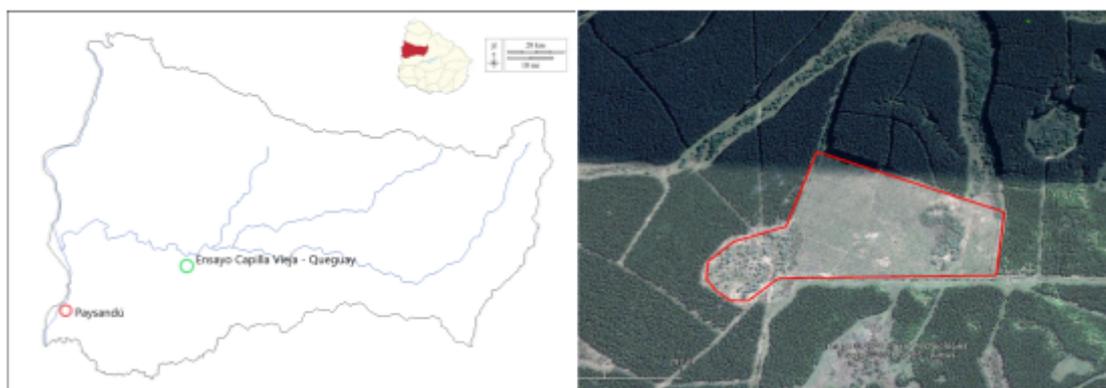
### **Área de estudio**

El ensayo Capilla Vieja- Queguay se encuentra establecido desde el año 2016 en el predio del establecimiento forestal Capilla Vieja, propiedad de la empresa forestal Montes del Plata, en el departamento de Paysandú, Uruguay (Figura 1.1).

Esta región del país se caracteriza por presentar formaciones de bosque parque, los cuales pueden definirse según Grela y Romero (1996) como un estado intermedio entre una pradera arbolada y un bosque denso.

Más recientemente, Brazeiro et al. (2020) proponen que los bosques parque forman parte de las llamadas “sabanas arboladas”(10,8% de los bosques nativos del país), dado que presentan una fisonomía caracterizada por presentar dos estratos predominantes, uno leñoso, generalmente arbóreo y disperso, con una cobertura que varía entre el 10% y el 50 %, y otro herbáceo cuya cobertura suele ser mayor al 50%. Frecuentemente también presentan un estrato arbustivo de cobertura variable (Figuras 4.1,4.2, Anexo II). Estos autores clasifican las sabanas arboladas en cuatro categorías, diferenciadas según su tipo de suelo. Estas son: Sabanas arboladas de planicie rupícola (0,4%), Sabanas arboladas de planicie en suelo alcalino (2,8%), Sabanas arboladas de planicie en suelo neutro limoso (5,6%), Sabanas arboladas de planicie en suelo neutro arenoso (1,3%). Los autores proponen que solamente las últimas tres categorías son consideradas bosques parque, mientras que la primera categoría corresponde con bosques de mar de piedra (Betancourt Rial, 2021).

Geográficamente este tipo de bosques se desarrollan en el este argentino particularmente en la región del Espinal y Chaco seco, llegando incluso a ocupar parte de Brasil. En el caso de Uruguay se distribuye geográficamente en el litoral oeste del país.



**Figura 1.1.** Localización del sitio de estudio, establecimiento Capilla Vieja, propiedad de la empresa forestal Montes Del Plata, Departamento de Paysandú, Uruguay (izquierda). Imagen satelital (Google Earth, 19/8/2019) del sitio de estudio. El área delimitada en rojo representa el parche donde se produjo la tala del bosque parque en el año 2008 (derecha).

### **Antecedentes**

En el año 2008 se produjo la tala indebida de 11 hectáreas de bosque parque localizadas cercanas al Río Queguay y al Arroyo Capilla Vieja, con la finalidad de usar la tierra para la producción forestal. En vista de esta situación la DGF instó a la empresa forestal que produjo la tala, a reforestar la superficie de bosque talada, utilizando esta oportunidad para implementar un plan de restauración, el cual se encuentra operativo desde el año 2009. En el año 2016 el Grupo Biodiversidad y Ecología de la Conservación (BEC) de la Facultad de Ciencias implementó en el área un sistema de parcelas permanentes con el fin de monitorear aspectos claves en el proceso de regeneración y sucesión secundaria del bosque, como la fisonomía vegetal, desarrollo de la comunidad de árboles adultos o la biomasa aérea acumulada. Se subdividió el terreno en cuatro diferentes zonas, cada una de ellas bajo un tratamiento experimental, dentro de las cuales se instalaron las parcelas permanentes. Con el propósito de evaluar el estado de desarrollo del proceso de sucesión del componente adulto se han efectuado muestreos en los años 2016 y 2020 donde se evaluaron diferentes parámetros relacionados con el componente adulto y la fisonomía vegetal.

## **Diseño experimental**

Los diferentes tratamientos y el establecimiento de las parcelas se realizó en base al manejo privado del área de estudio, el cual consistió en la exclusión total de ganado bovino (a excepción del uno de los tratamientos experimentales) mediante la instalación de un cerco perimetral (alambrado 5 hilos) de gran parte del área talada en el año 2008.

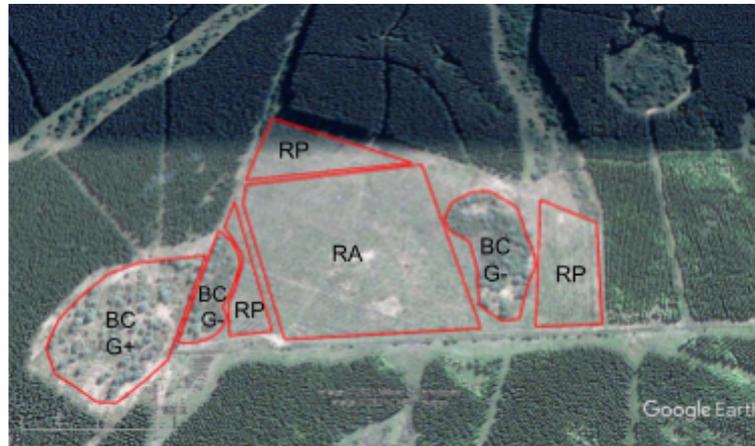
En el marco del ensayo Capilla Vieja-Queguay se encuentran establecidas desde el año 2016 un total de 16 parcelas permanentes de 20X20m (4 por tratamiento), ubicadas al azar dentro del área comprendida por cada tratamiento. Se desarrollan dentro del área de estudio 4 diferentes tratamientos experimentales: Tratamiento 1: Bosque maduro con ganado (BC G+), Tratamiento 2: Bosque maduro sin ganado (control) (BC G-), Tratamiento 3: Regeneración pasiva (RP), Tratamiento 4: Regeneración activa (RA) (Figura 1.2, Figura 1.3).

Particularmente los tratamientos consistieron en regeneración pasiva en el caso en el tratamiento 3 (RP) y regeneración activa el tratamiento 4 (RA), donde la sucesión fue asistida por medio de enriquecimiento. El enriquecimiento consistió en plantaciones de individuos juveniles de la especie *Prosopis affinis Spreng.*, en filas de 6X6 m en un área de 5 ha dentro del área talada. A su vez cada individuo plantado fue asistido con un tutor y con desmalezamiento anual desde el año 2009, de 1m<sup>2</sup> alrededor de cada individuo plantado durante los primeros dos años.

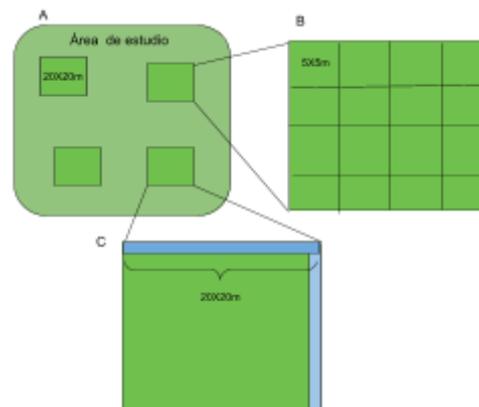
El monitoreo de las parcelas permanentes permitió evaluar los cambios en la dinámica de especies y estructura del bosque para evaluar así las tasas de recuperación del bosque en los sitios en regeneración durante el avance del proceso sucesional.

A los efectos de este trabajo se procedió a analizar los datos relevados a campo en los años 2016 y 2020 por el grupo BEC de la Facultad de Ciencias. Únicamente se analizaron los datos correspondientes a los tratamientos 2, 3 y 4, con el fin de comparar el efecto de la restauración activa y la restauración pasiva sobre la regeneración del bosque. El tratamiento 2 se utilizó como control, ya que representa un bosque maduro sin pastoreo, de manera que refleja las características de un bosque parque maduro sin un régimen continuo de perturbaciones (Anexo I, Figuras 1,2,3,4,5,6). Se relevaron los datos de 12 de las 16 parcelas cuadradas de 400m<sup>2</sup> (20 m × 20 m). El esfuerzo de muestreo constó de 4 réplicas por tratamiento.

En dichas parcelas se procedió a continuar con el estudio del proceso de sucesión secundaria y regeneración del bosque por medio del análisis de la estructura y dinámica del componente adulto.



**Figura 1.2.** Localización de los tratamientos dentro del área de estudio y que conforman el ensayo Capilla Vieja-Queguay, Bosque control con ganado (BC G +), Bosque Control sin ganado (BC G-), Regeneración pasiva (RP), Regeneración activa (RA).



**Figura 1.3.** Diseño de las unidades de muestreo implementadas en cada tratamiento. (A) Cuatro parcelas (20X20m) para el muestreo de árboles adultos y fisonomía de la vegetación. (B) Subdivisión de la parcelas en diez y seis cuadrantes (5x5m), para el muestreo del componente adulto en cada tratamiento. ( C ) Transectas de lineales (20m ) a razón de dos por parcela establecida para la evaluación de la fisonomía vegetal de cada tratamiento.

Para evaluar la fisonomía vegetal se procedió a identificar en cada parcela el número, porcentaje de cobertura y altura de los estratos: suelo desnudo, herbáceo, arbustivo, regeneración y arbóreo. Para determinar la cobertura de cada estrato se realizaron dos transectas lineales de 20 m de largo separadas entre sí al menos por 5 m (Figura 1.3).

Dentro de cada transecta se midió la longitud cubierta por cada estrato y se tomaron 5 medidas de altura por estrato de forma azarosa. La fisonomía de cada parcela se determinó por medio del promedio de los datos obtenidos en cada transecta.

Para la evaluación del componente arbóreo adulto, en cada parcela se identificaron y cuantificaron todos los árboles adultos, entendiéndose por adulto a todos los individuos leñosos con un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor o igual a 2,5 cm. Cada nuevo individuo adulto fué identificado y marcado. Como variables de estudio se tomaron medidas de altura y DAP de cada individuo. En los casos en los que los individuos presentaron más de un tronco a la altura del pecho se tomaron medias del DAP de cada uno de ellos.

Cabe destacar que a pesar de que las especies *Acanthostyles buniifolius* (Hook. & Arn.) R.King & H.Rob., *Aloysia gratissima* (Gillies & Hook.), *Baccharis dracunculifolia* DC., *Baccharis punctulata* DC., se consideran especies arbustivas, se registraron en ambos muestreos todos los individuos de estas especies que presentaron un DAP mayor a 2,5 cm y una altura comparable a los individuos arbóreos, de manera que fueron incluidas dentro del componente adulto del bosque.

### **Análisis de datos**

Con los datos obtenidos a partir del muestreo se procedió a determinar la densidad de individuos, entendiéndose ésta como el número de individuos presentes en 400m<sup>2</sup> además de la riqueza y composición de especies en cada parcela, entendiéndose la riqueza de especies como el número de especies arbóreas adultas presentes en cada parcela.

Para evaluar cambios significativos en la fisonomía entre tratamientos y años de muestreo, se procedió a utilizar análisis de varianza no paramétricos, en especies al prueba de Friedman, con un valor de significancia de 0,05.

Con los datos de riqueza y densidad de especies se estimó el grado de saturación de especies por medio del programa de análisis estadístico EstimateS versión 9.1.0, mediante el cual se determinó el índice no paramétrico de Chao 2 para cada tratamiento y año de muestreo.

El índice Chao 2, se basa en la incidencia de las especies, es decir en datos de presencia o ausencia de especies en una muestra determinada. Este índice, estima la riqueza esperada por medio de la ecuación:  $S_{est} = S_{obs} + (L^2/M)$ , donde  $S_{obs}$ , representa la riqueza observada en función al esfuerzo de muestreo,  $L$ , el número de especies que ocurren solo en una muestra y  $M$ , el número de especies que ocurren en exactamente dos muestras (Espinosa, 2003). Por su parte el grado de saturación de especies se determinó como el cociente entre la riqueza observada y la riqueza esperada para cada tratamiento y año de muestreo.

Con los datos de riqueza se procedió a graficar curvas de acumulación de especies para cada tratamiento y año de muestreo. Los datos de riqueza de especies fueron procesados por medio del software estadístico EstimateS versión 9.1.0 con el fin de obtener el promedio estadístico de la adición de nuevas especies por unidad de muestreo para cada tratamiento y año.

Para estimar la biomasa aérea acumulada (BAA), siendo esta la cantidad total de materia orgánica vegetal viva almacenada en las porciones aéreas en un ecosistema por unidad de área (Brown y Lugo, 1984), se empleó un método no destructivo, basado en el uso de ecuaciones alométricas. Este tipo de ecuaciones, establecen relaciones matemáticas, entre una o más variables de fácil medición como el DAP o la altura para así estimar la biomasa acumulada en un ecosistema (Manrique et al., 2009).

No se halló en la bibliografía consultada ninguna ecuación alométrica ajustada de forma general para bosques secos subtropicales o de forma particular para el bosque parque en Uruguay, por lo cual se empleó una ecuación alométrica general ajustada para bosques secos tropicales propuesta por Brown (1997):  $BAA = \exp(-1,996 + 2,32x \ln(DAPm))$ . Donde  $DAPm$  es el diámetro a la altura del pecho (1,3m) promedio del rodal calculado como:  $DAPm = \sqrt{\sum DAP_i^2}$  ( $DAP_i$ , representa el Diámetro a la altura del pecho mayor a 2,5 cm, de cada una de las ramas de cada individuo). La misma fue seleccionada tomando en cuenta el tipo de bosque en el cual fue desarrollada y las variables de análisis consideradas (Tabla 1.1).

De forma particular se procedió a determinar la biomasa para dos de las especies más representadas en el sitio de estudio, *Prosopis affinis* Spreng. y *Vachellia caven* (Seigler & Ebinger). La estimación específica de la biomasa para estas especies se debe al hecho de que las mismas representan el 50-80 % de la biomasa aérea total registrada en cada tratamiento.

Para el caso de *Prosopis affinis*, se empleó la ecuación alométrica propuesta por Sione et al. (2019), utilizando como variables de análisis los datos de DAP medio de cada uno de los individuos. Sione et al. (2019) proponen la ecuación:  $BAA = \exp(-2,21 + 2,35 \times \ln(DAPm + 0,001))$ , ajustada para la especie *Prosopis affinis*, en la región del Espinal y Chaco seco en Argentina ( $R^2 = 0.97$ , Error estándar de estimación = 0.04), como uno de los mejores modelos para la estimación de biomasa aérea para esta especie. (Tabla 1.1).

Para *Vachellia caven*, se empleó la ecuación alométrica propuesta por Sione et al. (2020):  $BAA = \exp(-2,60 + 1,97 * \ln(DAPm) + 0,98 * \ln(h))$ , utilizando como variables de análisis los datos de DAP medio y altura (h), de cada uno de los individuos en todos los tratamientos. Dicha ecuación se ajustó específicamente para la especie *Vachellia caven* en la región del Espinal, en la provincia de Entre Ríos, Argentina ( $R^2 = 0.97$ , Error estándar de estimación = 0.04) (Tabla 1.1).

Se comparó en base a ANOVA (valor de significancia igual a 0,05), la eficiencia de la ecuación general para bosques secos tropicales propuesta por Brown (1997), en la determinación de la biomasa para las especies *Prosopis affinis* y *Vachellia* con respecto a la misma estimación realizada en base a las ecuaciones alométricas específicas diseñadas por Sione et al. (2019) y Sione et al. (2020) para estas especies respectivamente.

**Tabla 1.1.** Ecuaciones alométricas utilizadas para estimar biomasa aérea acumulada. Se indican autores y variables utilizadas en cada caso.

Autor	Ecuación	Variables
Brown (1997)	$BAA = \exp(- 1,996 + 2,32x \text{LN}(DAPm))$	DAP medio (cm)
Sione et al.(2019)	$BAA = \exp(- 2,21 + 2,35x\text{LN}(DAPm + 0,001))$	DAP medio (cm)
Sione et al.(2020)	$BA = \exp(- 2,60 + 1,97 * \text{LN}(DAPm) + 0,98 * \text{LN}(h))$	DAP medio (cm), h= altura (m)

Se utilizaron los softwares estadísticos Info Stats versión 2020, Statistica versión 10 y EstimateS versión 9.1.0 para el procesamiento estadístico de los datos. Los mismos fueron analizados en base a ANOVA con un nivel de significancia igual a 0,05. Se utilizó la prueba de Tukey para determinar la existencia de diferencias significativas en los datos obtenidos al comparar entre tratamientos y años de muestreo.

## **Resultados**

En base a los datos obtenidos en los muestreos de campo correspondientes a los años 2016 y 2020 se analizó y comparó para cada tratamiento (BC: bosque control, RP: Regeneración pasiva, RA: Regeneración activa) y para cada año de muestreo las variables : Fisonomía vegetal, riqueza y densidad de especies, altura, diámetro a la altura del pecho (DAP), estructura diamétrica por altura, además de la biomasa aérea acumulada. Particularmente se determinó la biomasa aérea acumulada para la especie *Prosopis affinis* y *Vachellia caven*.

En cuanto a las variables evaluadas, se determinó en base a los análisis de varianza realizados, que prácticamente ninguna de las mismas indicó diferencias significativas entre los sitios en regeneración. Sí se observaron diferencias entre los sitios en regeneración y el bosque control para ambos años de muestreo (Tabla 2.1).

**Tabla 2.1.** Análisis de Varianza (ANOVAs factoriales) para cada uande las variables comunitarias y estructurales evaluadas. Se indica estadístico F y P -valor asociado por tratamiento, año e interacción año tratamiento.

Variable	Tratamiento		Año		Interacción Año-tramiento	
	F	P-valor	F	P-valor	F	P-valor
<i>Riqueza de especies</i>	9,72	0,0014	1,05	0,3193	0,14	0,8734
<i>Densidad de individuos</i>	17,54	0,0001	0,54	0,4737	0,01	0,9882
<i>Densidad Prosopis affinis</i>	15,91	<0,0001	0,02	0,8918	0,04	0,9614
<i>Altura</i>	43,61	<0,0001	18,68	<0,0001	0,04	0,9619
<i>DAP</i>	3,34	0,0360	1,96	0,1619	0,06	0,9450
<i>Biomasa Rodal</i>	47,71	<0,0001	1,73	0,2054	0,06	0,9436
<i>Biomasa Prosopis affinis</i>	23,71	<0,0001	0,02	0,8918	0,04	0,9614
<i>Biomasa Vachellia caven</i>	0,08	0,9277	2,46	0,1344	1,61	0,2272

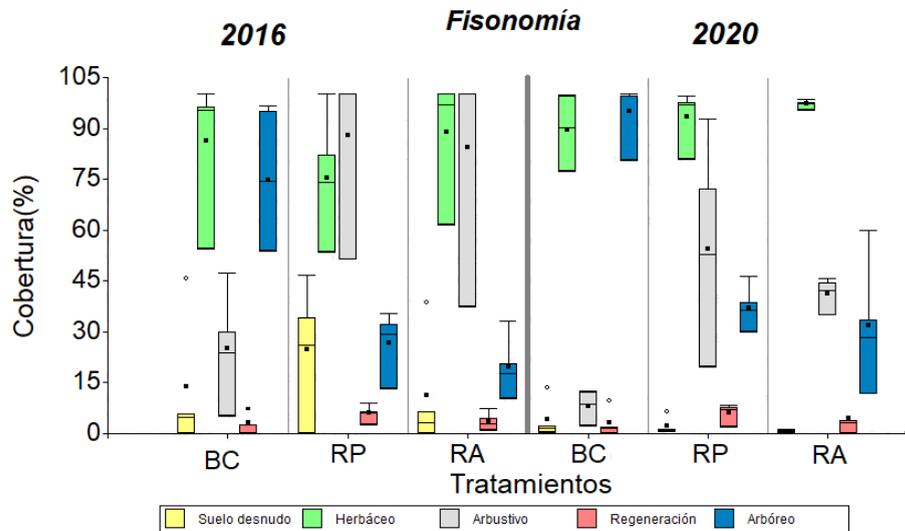
### **Fisonomía vegetal**

El bosque control presentó poca variación en cuanto al porcentaje de cobertura y altura de los estratos al comparar años de muestreo. Este bosque mostró una fisonomía caracterizada por escasa presencia de suelo desnudo (4,80% en el 2016; 1,5 % en el 2020), un estrato herbáceo dominante con un alto porcentaje de cobertura cercana al 100% ( 90,15 % en 2016; 95,30% en 2020) y con una altura de 50 cm para ambos años de muestreo. El estrato arbustivo fue escaso y disperso (24% en 2016; 9% en el 2020), con un rango de altura cercano a 1,50 m en ambos casos. El estrato de regeneración tampoco varió significativamente, tanto en porcentaje de cobertura (2,20 % en 2016 y 1,65 % en 2020 ) como en altura, la cual fue siempre cercana al metro de altura. Por su parte el estrato arbóreo fué alto y denso. La altura no evidenció gran variación, con un rango de altura comprendido entre los 5-6 m en ambos muestreos. El porcentaje de cobertura si aumentó, representando casi el 100 % de cobertura en el año 2020 (75% en 2016; 99,4% en 2020) (Figura 2.1, Figura 2.2).

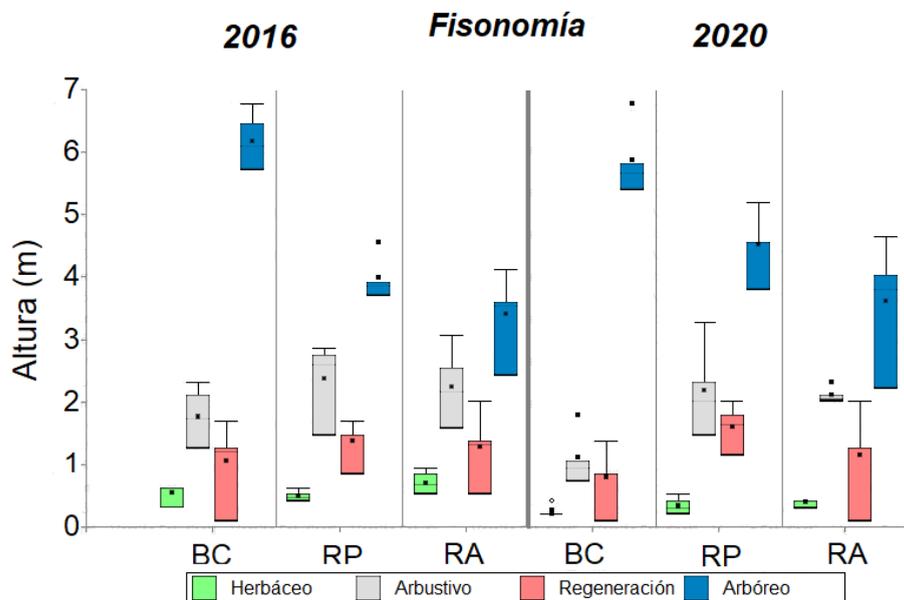
Los bosques en regeneración presentaron una fisionomía similar entre ellos y diferente a la del bosque control. Particularmente el porcentaje de suelo desnudo, disminuyó en gran medida en ambos tratamientos experimentales. Para el tratamiento RA el suelo desnudo representó el 3,25% en 2016 y 0,75% en 2020. Por su parte en el tratamiento RP, esta variable presentó una mediana de 26% en 2016 y 1,15 % en 2020.

Para el estrato herbáceo tanto el porcentaje de cobertura como la altura mostraron escasa variación entre muestreos. En ambos casos el porcentaje de cobertura fue cercano al 100%, mientras que la altura osciló entre los 10-40 cm. El estrato arbustivo es significativamente diferente al del bosque control ( $P=0,0003$ ), pero no entre sitios en regeneración. Se registró una importante disminución en el porcentaje de cobertura, dado que en ambos casos se registraron variaciones de hasta el 50 % entre años de muestreo (100% en ambos tratamientos en 2016 a un 42 % en RA y a un 52 % en RP). Por su parte la altura de este estrato varió poco entre muestreos, siempre manteniéndose en el rango de 1-2 m. El porcentaje de regeneración presentó poca variación entre tratamientos (3% en RA y de 7 % RP). En cuanto a su altura se observó que para ambos años de muestreo, la misma fue siempre cercana al 1,50 m de alto en ambos tratamientos. En el caso del estrato arbóreo se registraron diferencias significativas entre los sitios en regeneración y el bosque control ( $P=0,0003$ ).

Para el tratamiento RA la cobertura de este estrato fue de 18% en 2016 y en 28,3% en 2020, mientras que en el caso del tratamiento RP, la cobertura representó el 29,30% en 2016 y el 36,25 % en 2020. La altura del dosel arbóreo varió poco entre muestreos, sin embargo para ambos tratamientos fue significativamente diferente a la registrada en el bosque control ( $P<0,0001$ ). Esta se mantuvo siempre en el rango de los 3-4 m en ambos tratamientos (Figura 2.1, Figura 2.2).



**Figura 2.1.** Fisonomía de la vegetación para cada tratamiento y año de muestreo. Se presenta diagramas de caja (box plots) de la variable porcentaje de cobertura para los diferentes estratos vegetales identificados (herbáceo, arbustivo, regeneración y arbóreo), y de suelo desnudo, en cada tratamiento experimental (Bosque Control (BC), Regeneración pasiva (RP) y Regeneración activa (RA)). Se representa la media, mediana, rango (caja) y desvío estándar (barras).



**Figura 2.2.** Fisonomía de la vegetación para cada tratamiento y año de muestreo. Se presentan diagramas de caja (box plots) de la variable altura (m) para los diferentes estratos vegetales identificados (herbáceo, arbustivo, regeneración y arbóreo) en cada tratamiento experimental (Bosque Control (BC), Regeneración pasiva (RP) y Regeneración activa (RA)). Se representa la media, mediana, rango (caja) y desvío estándar (barras).

## **Riqueza de especies**

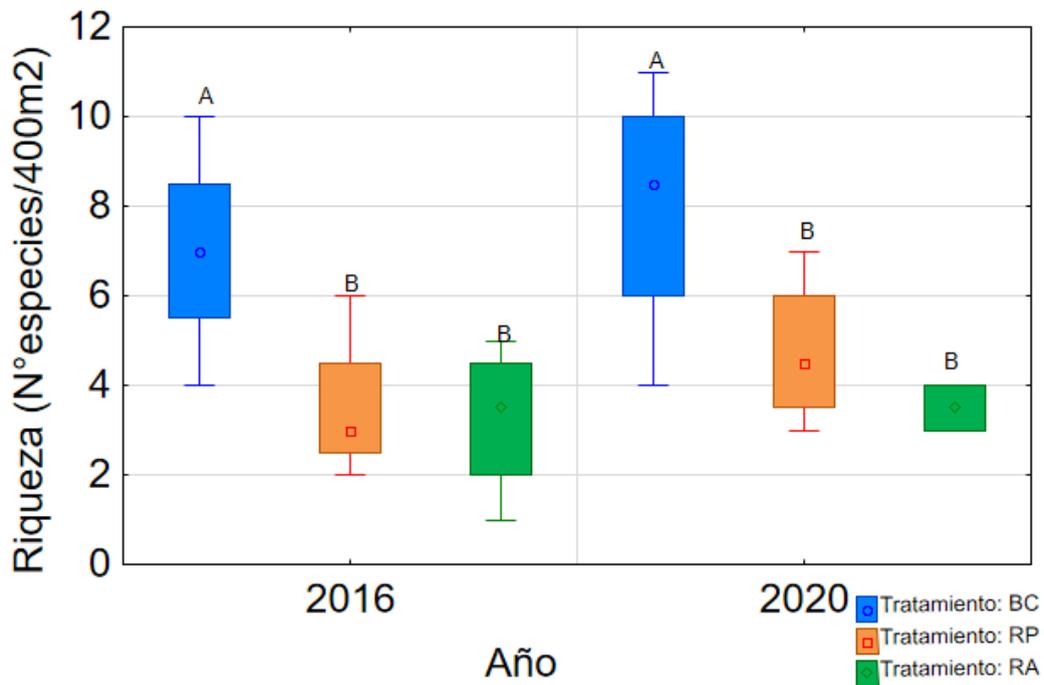
La riqueza de especies varió significativamente entre tratamientos ( $F_{2,18}=9,72$ ;  $P=0,0014$ ), pero no entre años de muestreo. Por su parte, la interacción año-tratamiento no fue significativa. El análisis a posteriori indicó que la diferencia observada en la riqueza de especies se dio entre el bosque control y los bosques en regeneración. No se detectaron variaciones significativas en la riqueza de especies en los bosques en regeneración. En conjunto entre todos los tratamientos se registró un total de 17 especies adultas ( $DAP < 2,5$  cm) 13 de hábitos arbóreos y 4 de hábitos arbustivos entre ambos años de muestreo. En todos los casos las especies más frecuentes fueron : *Celtis tala Gillies ex Planch*, *Prosopis affinis*, *Schinus longifolius (Hassler) F.Barkley (Hassler)* *F.Barkley* y *Vachellia caven* (Figura 2.3, Tabla 2.1).

En el bosque control, la riqueza no evidenció variación entre años, siendo esta casi el doble que la registrada en los bosques en regeneración, con un total de 12 especies arbóreas para ambos años de muestreo, no se registraron especies arbustivas adultas en ninguno de los casos.

En los bosques en regeneración la composición de especies fue muy similar en ambos muestreos. Para el tratamiento RP se registró un total de 7 especies en el año 2016 y un total de 8 especies para el año 2020, por su parte en el tratamiento RA el número de especies registradas fue de 5 en el año 2016 y 6 en el 2020 (Figura 2.3, Tabla 2.1). Cabe destacar que en ambos tratamientos, las especies arbustivas tuvieron una gran representación, siendo estas las especies *Acanthostyles buniifolius*, *Aloysia gratissima*, *Baccharis dracunculifolia*, *Baccharis punctulata*. Ambos tratamientos compartieron la misma composición de especies arbóreas en ambos años de muestreo, siendo estas especies: *Celtis tala*, *Prosopis affinis*, *Schinus longifolius* y *Vachellia caven* (Tabla 2.1).

**Tabla 2.2:** Listado de especies leñosas registradas por tratamiento y año de muestreo. Se indica nombre, hábito, frecuencia, tratamiento y año de registro para cada especie.

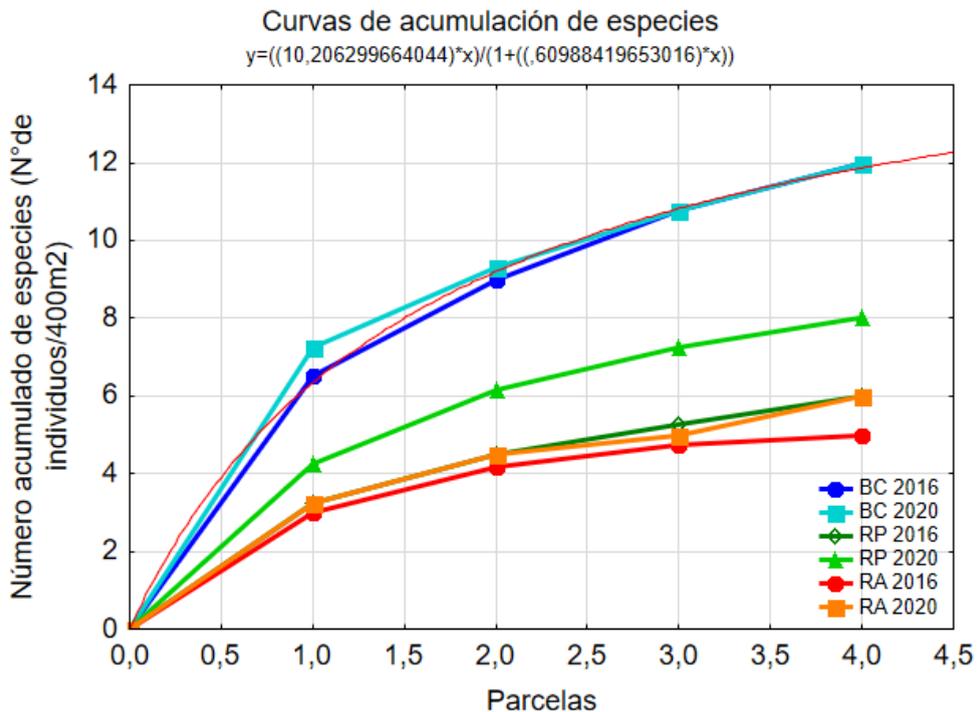
		Tratamientos						Frecuencia
		Bosque Control		Regeneración Pasiva		Regeneración Activa		
Especie	Hábito	2016	2020	2016	2020	2016	2020	
<i>Acanthostyles buniifolius</i> (Hook. & Arn.) <i>R.King &amp; H.Rob.</i>	Arbustivo				x		x	2
<i>Allophylus edulis</i> A.St.-Hil.,Cambess. &A.Juss	Arbustivo	x	x					2
<i>Aloysia gratissima</i> (Gillies & Hook.)	Arbustivo			x	x			2
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Arbustivo			x	x	x	x	4
<i>Baccharis punctulata</i> DC.	Arbustivo			x	x			2
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	Arbustivo	x	x					2
<i>Celtis tala</i> Gillies ex Planch.	Arbustivo	x	x	x	x	x	x	6
<i>Eugenia uniflora</i> L	Arbustivo	x	x					2
<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott	Arbustivo	x	x					2
<i>Myrrhinium atropurpureum</i> var. <i>octandrum</i> Benth	Arbustivo		x					1
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Arbustivo	x						1
<i>Prosopis affinis</i> Spreng.	Arbustivo	x	x	x	x	x	x	6
<i>Sapium haemospermum</i> Müll.Arg.	Arbustivo	x	x					2
<i>Scutia buxifolia</i> Reissek	Arbustivo	x	x					2
<i>Schinus longifolius</i> (Hassler) F.Barkley	Arbustivo	x	x	x	x	x	x	6
<i>Vachellia caven</i> (Seigler & Ebinger)	Arbustivo	x	x	x	x	x	x	6
<i>Xylosma tweediana</i> (Clos) Eichler	Arbustivo	x	x					2
Riqueza total		12	12	7	8	5	6	



**Figura 2.3.** Diagramas de caja (box plots) de riqueza de especies por parcela, en los tratamientos considerados (Bosque Control (BC), Regeneración pasiva (RP) y Regeneración activa (RA)). Se representa la media, rango (caja) y desvío estándar (barras) de la variable por tratamiento. Las letras diferentes indican diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) entre los tratamientos. Las comparaciones se realizaron en base a ANOVA's multifactoriales (tratamiento x tiempo) y pruebas a posteriori (Tukey), las letras mayúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos. Solo se detectaron efectos significativos del factor tratamiento (efectos de factor tiempo e interacción tratamiento por tiempo no fueron significativos).

La riqueza acumulada de especies también evidenció diferencias entre tratamientos. En el caso del bosque maduro la curva de acumulación de especies mostró como la riqueza fue muy similar, alcanzando un máximo de 12 especies, para ambos años de muestreo (Figura 2.4).

En el caso de los bosques en regeneración se observó un aumento en el número de especies registradas entre muestreos, sin embargo, en ninguno de los tratamientos se registró un nivel de acumulación de especies similar al del bosque control. Al comparar estrategias de regeneración se observó que luego de cuatro años fue el tratamiento RP quien acumuló el mayor número de especies (8 especies), mientras que para el tratamiento RA la riqueza acumulada de especies fue menor (6 especies) (Figura 2.4).



**Figura 2.4.** Riqueza acumulada de especies por parcela para cada tratamiento y año de muestreo. Cada curva representa valores promedio de adición de especie por esfuerzo de muestreo.

### **Grado de saturación de especies**

Se observó una tendencia a la ganancia de especies a medida que se aumentó el esfuerzo de muestreo en los sitios en regeneración. El grado de saturación de especies para el bosque control fue de un 83% para el año 2016, mientras que para el 2020 ese fue del 76 %. Por su parte, en los sitios en regeneración el grado de saturación de especies fue de 100 % para el año 2016 y de un 72% en 2020 para el tratamiento RA. En el tratamiento RP el grado de saturación de especies fue de 84 % en el año 2016, mientras que para el 2020 este valor fue de 91% (Tabla 2.3).

**Tabla 2.3.** Grado de saturación de especies, calculado para cada uno de los tratamientos considerados (Bosque Control (BC), Regeneración pasiva (RP) y Regeneración activa (RA) y año de muestreo. El mismo se determinó como el cociente entre la riqueza observada (Sobs) y la estimada (Sesp) en base al índice de Chao 2.

Año	Tratamiento	Sobs	Sesp	Grado de saturación de especies (%)
2016	BC	12	14,5	83
2016	RA	5	5	100
2016	RP	7	8,25	84
2020	BC	12	15,7	76
2020	RA	6	8,25	72
2020	RP	8	8,75	91

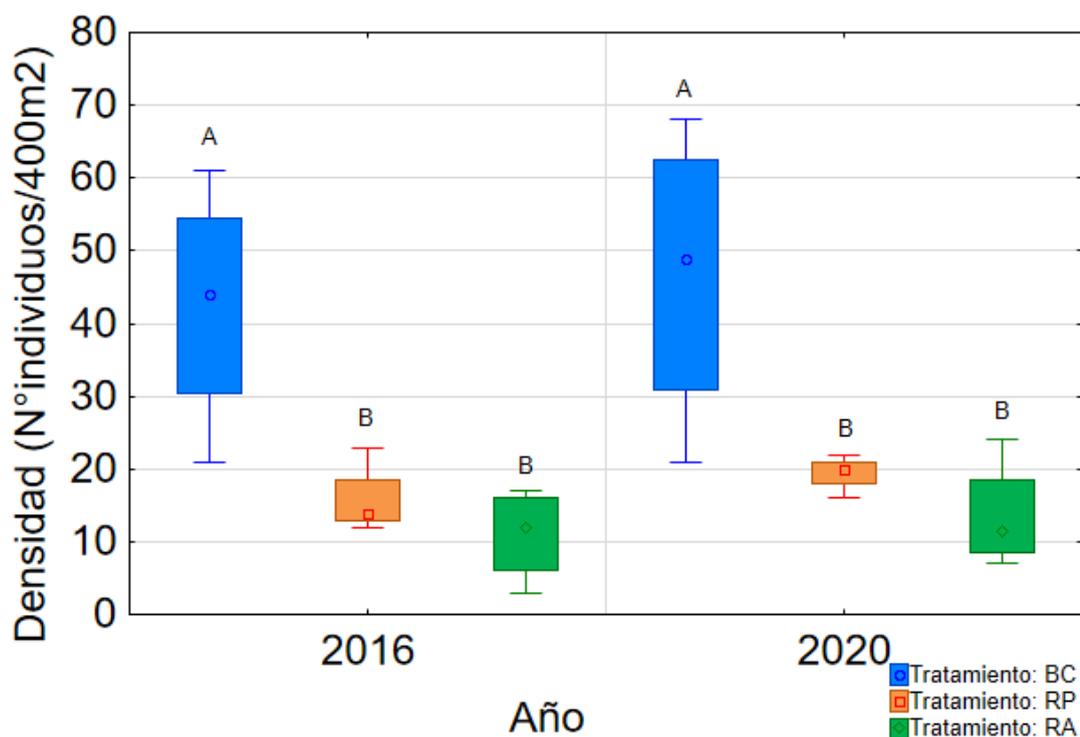
### **Densidad de individuos**

La densidad de individuos varió de manera significativa entre tratamientos ( $F_{2,18}=17,54$ ;  $P=0,0001$ ), no así entre años de muestreo, además, la interacción año-tratamiento no fue significativa. El análisis de Tukey indicó la existencia de diferencias significativas entre el bosque maduro control y los bosques en regeneración, no registrándose diferencias entre estos últimos.

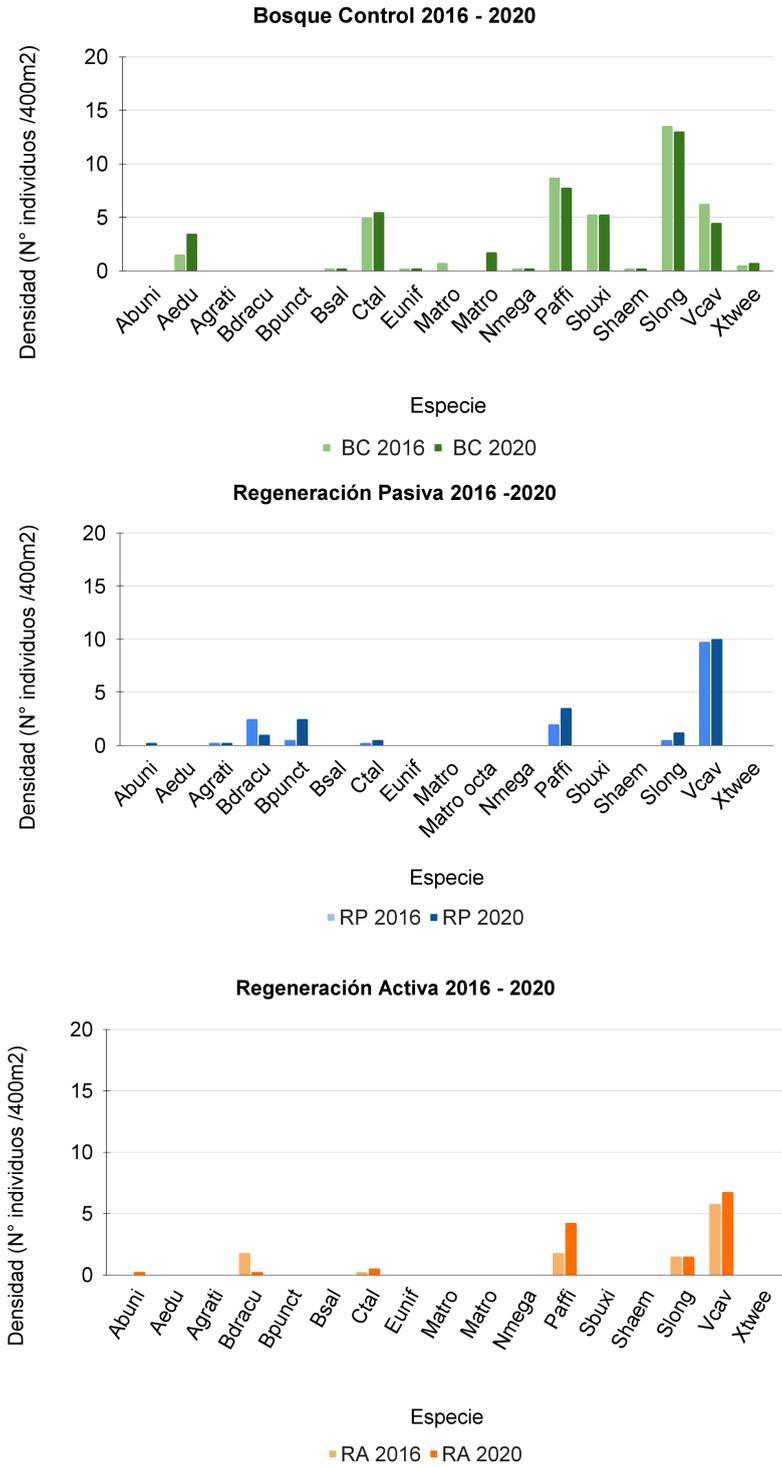
En el caso del bosque control la densidad media no presentó variación en el transcurso de cuatro años (44 Indv/400m<sup>2</sup>), sin embargo, para ambos años de muestreo fue casi el doble a la registrada en los bosques en regeneración (Figura 2.5).

Los bosques en regeneración no presentaron diferencias significativas entre ellos en cuanto a la densidad media de individuos para ambos años de muestreo, presentando una media general de 16 Indv/400m<sup>2</sup> (Figura 2.5).

En todos los tratamientos y en ambos años de muestreo las especies más abundantes fueron *Vachellia caven* y *Prosopis affinis*, sin embargo, otras especies como *Baccharis dracunculifolia* o *Schinus longifolius* en el bosque control también tuvieron gran representación (Figura 2.6).

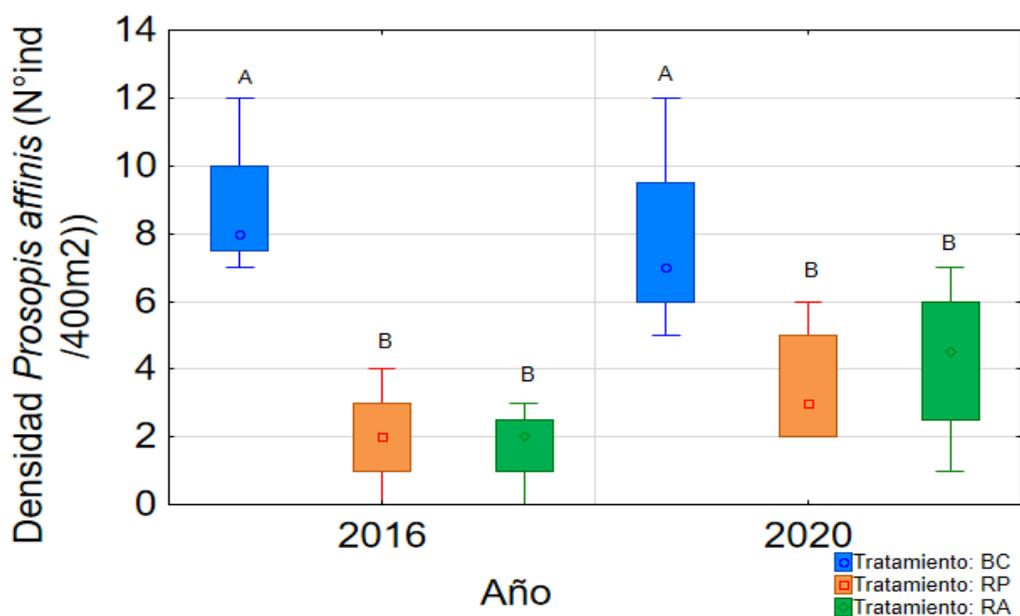


**Figura 2.5.** Diagramas de caja (box plots) de densidad de individuos por parcela, en los tratamientos considerados (Bosque Control (BC), Regeneración pasiva (RP) y Regeneración activa (RA)). Se representa la media, rango (caja) y desvío estándar (barras) de la variable por tratamiento. Las letras diferentes indican diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) entre los tratamientos. Las comparaciones se hicieron mediante ANOVA's factoriales (tratamiento x tiempo) y pruebas a posteriori (Tukey), las letras mayúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos. En ambos casos, solo se detectaron efectos significativos del factor tratamiento (efectos de factor tiempo e interacción tiempo por tratamiento no fueron significativos).



**Figura 2.6.** Densidad de individuos por especie para cada tratamiento y año de muestreo. Se indica promedio de individuos para cada especie. El nombre de cada especie se abrevia de la siguiente manera: Abuni: *Acanthostyles buniifolius* (Hook. & Arn.) R.King & H.Rob., Agrati: *Aloysia gratissima* (Gillies & Hook.), Aedu: *Allophylus edulis* A.St.-Hil.,Cambess. &A.Juss, Bdracu: *Baccharis dracunculifolia* DC., Bpunct: *Baccharis punctulata* DC., Bsal: *Blepharocalyx salicifolius* (Kunth) O.Berg, Ctal: *Celtis tala* Gillies ex Planch, Eunif: *Eugenia uniflora* L, Matro: *Myrrhinium atropurpureum* Schott, Matro octa: *Myrrhinium atropurpureum* var. *octandrum* Benth, Nmega: *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez, Paffi: *Prosopis affinis* Spreng., Sbuxi: *Scutia buxifolia*, Shaem: *Sapium haemospermum* Müll.Arg, Slong: *Schinus longifolius* (Hassler) F.Barkley, Vcav: *Vachellia caven* (Seigler & Ebinger), Xtwee: *Xylosma tweediana* (Clos) Eichler.

Para la especie *Prosopis affinis*, la densidad de individuos se mantuvo relativamente constante, pero aun así se apreciaron variaciones significativas entre tratamientos ( $F_{2,18}=15,91$ ;  $P<0,0001$ ), no entre años de muestreo, la interacción año-tratamiento tampoco resultó significativa. El promedio de individuos en el tratamiento control se mantuvo constante al comparar entre muestreos (8 Indv/400m<sup>2</sup>), además fue más del doble en comparación al registrado en los bosques en regeneración (3 Indv/400m<sup>2</sup>) (Figura 2.7).



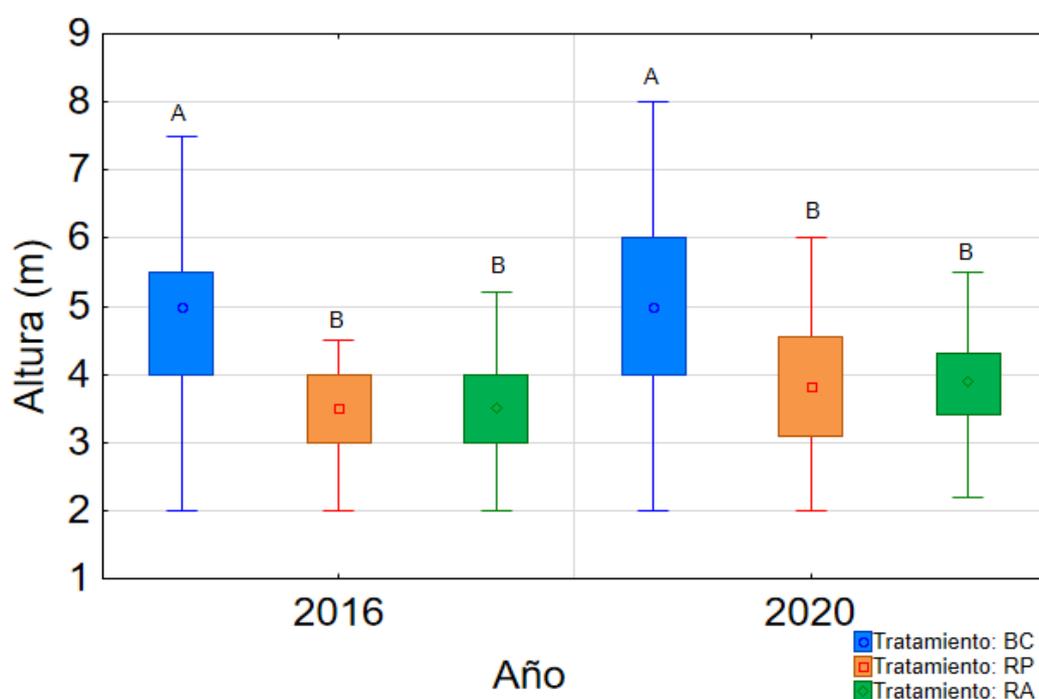
**Figura 2.7.** Diagramas de caja (box plots) de densidad de individuos para la especie *Prosopis affinis* Spreng. por parcela, en los tratamientos considerados (Bosque Control (BC), Regeneración pasiva (RP) y Regeneración activa (RA)). Se representa la media, rango (caja) y desvío estándar (barras) de la variable por tratamiento. Las letras diferentes indican diferencias significativas ( $P<0.05$ ) entre los tratamientos. Las comparaciones se hicieron mediante ANOVA's factoriales (tratamiento x tiempo) y pruebas a posteriori (Tukey), las letras mayúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos. En ambos casos, solo se detectaron efectos significativos del factor tratamiento (efectos de factor tiempo e interacción tiempo por tratamiento no fueron significativos).

### Altura

Con respecto a la altura de los individuos se observó poca variación en los valores medios de altura para cada tratamiento, sin embargo, en todos los casos se registraron aumentos en el promedio de altura de los individuos. Al analizar la varianza se detectaron diferencias significativas entre tratamientos y años de muestreo ( $F_{3,549}=43,61$ ;  $P<0,0001$ ), pero la interacción año-tratamiento no fue significativa.

Mediante análisis de Tukey se determinó que la altura de los individuos presentes en el bosque control fue significativamente diferente a la registrada en los bosques en regeneración, mientras que para estos últimos la diferencia no resultó significativa (Figura 2.8).

Para el muestreo del año 2020 se observó que los individuos del bosque control presentaron una altura promedio mayor al resto de los tratamientos (5m). No se observaron diferencias significativas cuando se comparó la altura de los individuos en los bosques en regeneración. En estos últimos el promedio de altura fue de 3,5 m en 2016, mientras que para el año 2020 fue cercana a los 4 m (Figura 2.8).

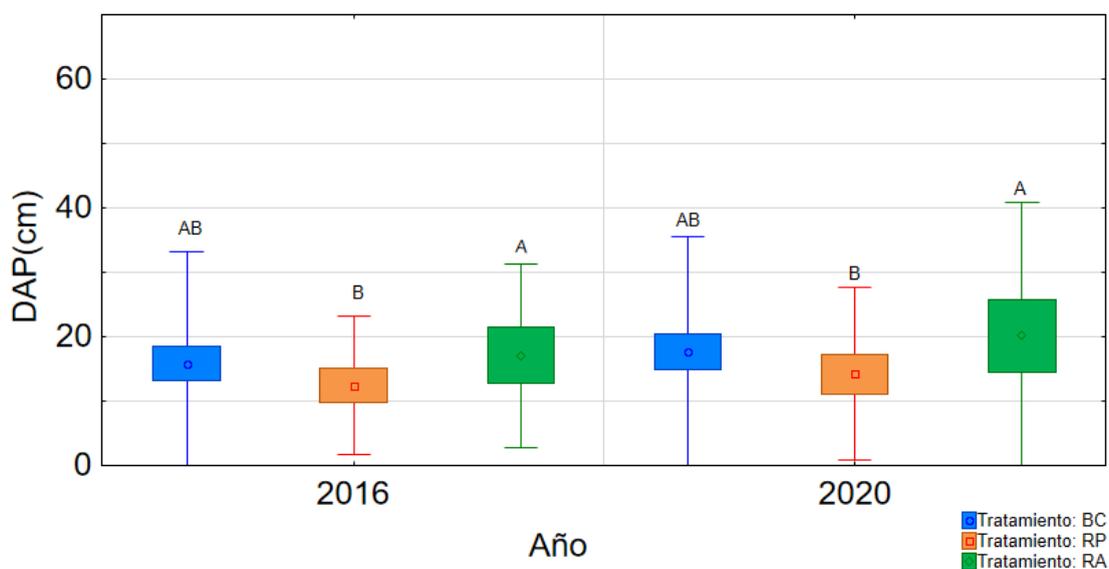


**Figura 2.8.** Diagramas de caja (box plots) de la variable altura, en los tratamientos considerados (Bosque Control (BC), Regeneración pasiva (RP) y Regeneración activa (RA)). Se representa la media, rango (caja) y desvío estándar (barras) de la variable por tratamiento. Las letras diferentes indican diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) entre los tratamientos. Las comparaciones se realizaron en base a ANOVA's factoriales (tratamiento x tiempo) y pruebas a posteriori (Tukey), las letras mayúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos. Se detectaron efectos significativos en el factor tratamiento y el factor tiempo (para el factor interacción tratamiento por tiempo, las diferencias fueron no significativas).

## Diámetro a la altura del pecho (DAP)

En relación al DAP se observó poca variación en el promedio general para todos los tratamientos y entre muestreos. El análisis de varianza arrojó la existencia de diferencias significativas entre tratamientos ( $F_{2,572}=3,34$ ;  $P=0,0360$ ), pero no entre años de muestreo, la interacción año-tratamiento no fue significativa. Por medio del análisis de Tukey se determinó que las diferencias entre los tratamientos se dieron en los bosques en regeneración. Por su parte el bosque control presentó valores de DAP significativamente similares tanto al tratamiento RP como con el RA (Figura 2.9).

El bosque control así como también los bosques en regeneración presentaron promedios de DAP muy similares, cercanos a 16 cm. Se observaron diferencias en los promedios de DAP en los sitios en regeneración, siendo los sitios RA quienes registraron el mayor promedio de DAP (18 cm) en comparación a los sitios en RP para los cuales el promedio registrado fue menor (13 cm).



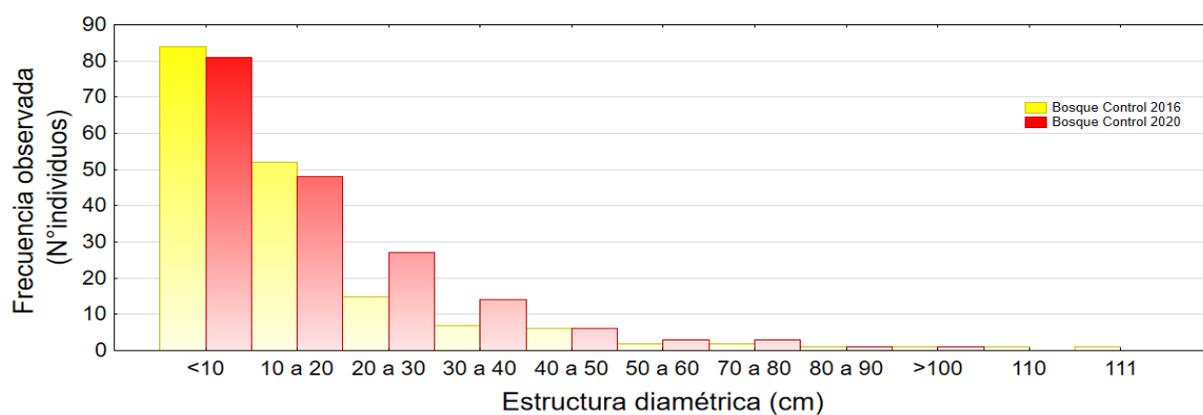
**Figura 2.9.** Diagramas de caja (box plots) de la variable diámetro a la altura del pecho (DAP), en los tratamientos considerados (Bosque Control (BC), Regeneración pasiva (RP) y Regeneración activa (RA)). Se representa la media, rango (caja) y desvío estándar (barras) de la variable por tratamiento. Las letras diferentes indican diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) entre los tratamientos. Las comparaciones se realizaron en base a ANOVA's factoriales (tratamiento x tiempo) y pruebas a posteriori (Tukey), las letras mayúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos. Solo se detectaron efectos significativos del factor tratamiento (efectos de factor tiempo e interacción tratamiento por tiempo no fueron significativos).

### **Estructura diamétrica y alturas**

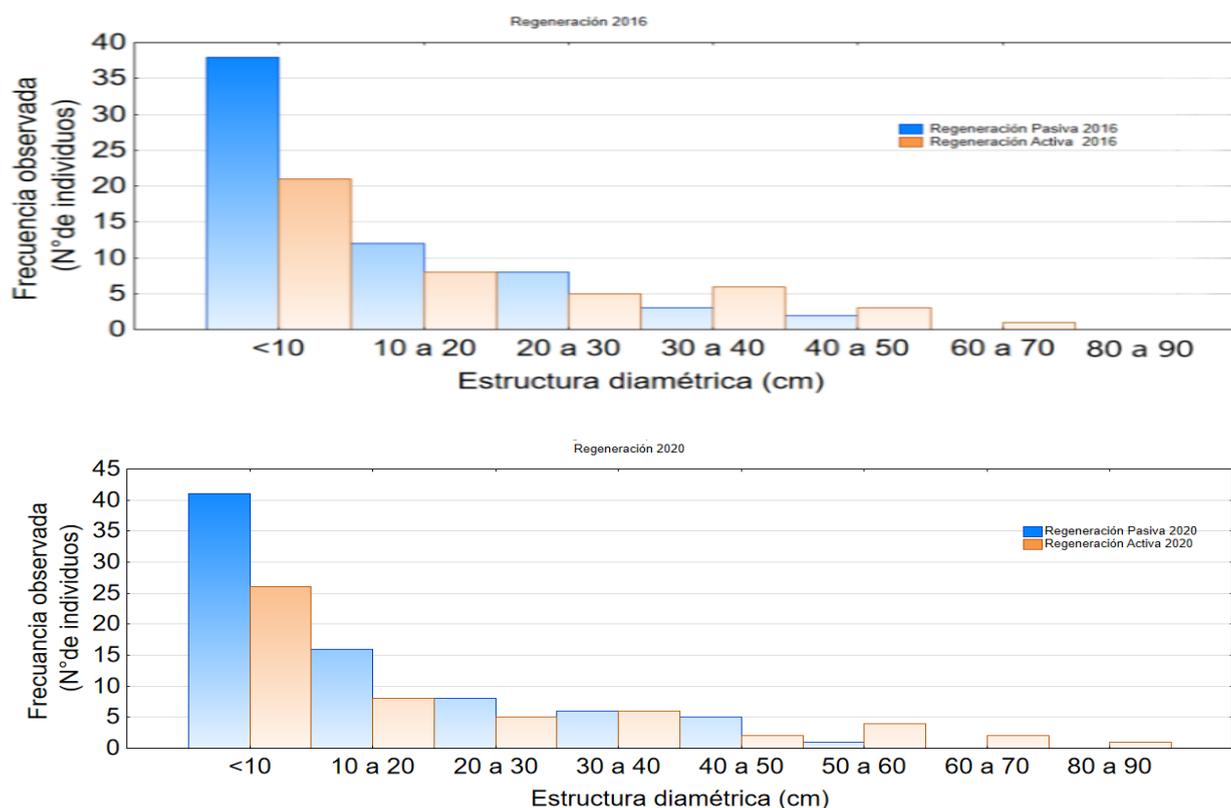
Analizando la estructura diamétrica fue posible observar como para todos los tratamientos se registró una tendencia al aumento en los valores de DAP y alturas observadas. Todos los tratamientos compartieron la misma tendencia a la disminución del número de individuos en función del aumento del DAP (Figura 2.10, Figura 2.11). En todos los casos la altura creció de manera independiente al DAP (Figura 2.12).

En el bosque control se registró una gran proporción de individuos con rangos bajos de DAP (<10 cm, 10-20 cm), así como también individuos con los rangos de DAP más elevados (80-90 cm, 90-100 cm, >100 m) (Figura 2.10). Para ambos años, fue *Prosopis affinis* la especie que presentó tanto los menores como los mayores rangos de DAP registrados. En cuanto a la altura se observó un aumento en el promedio al comparar entre años de muestreo (4, m en 2016, 5 m en 2020).

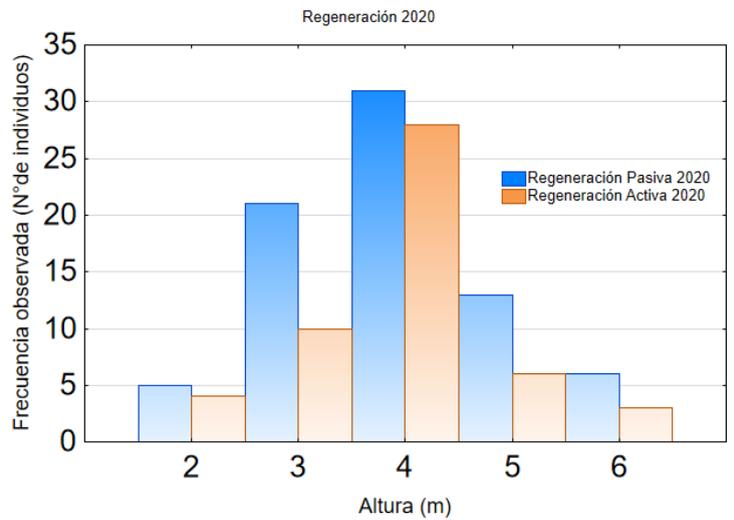
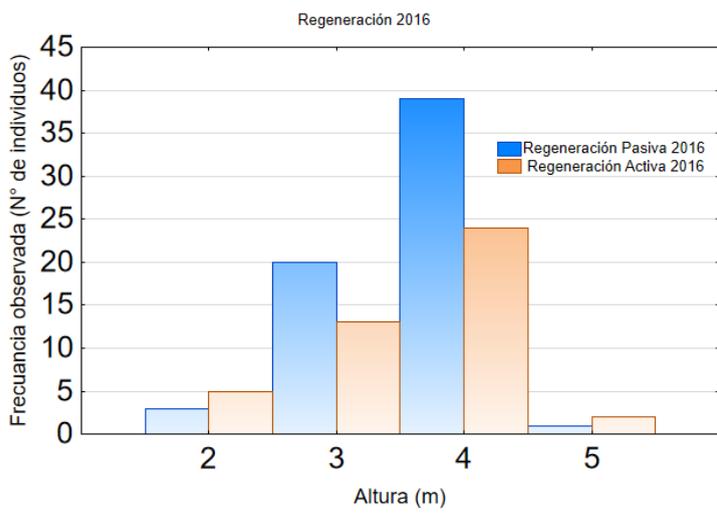
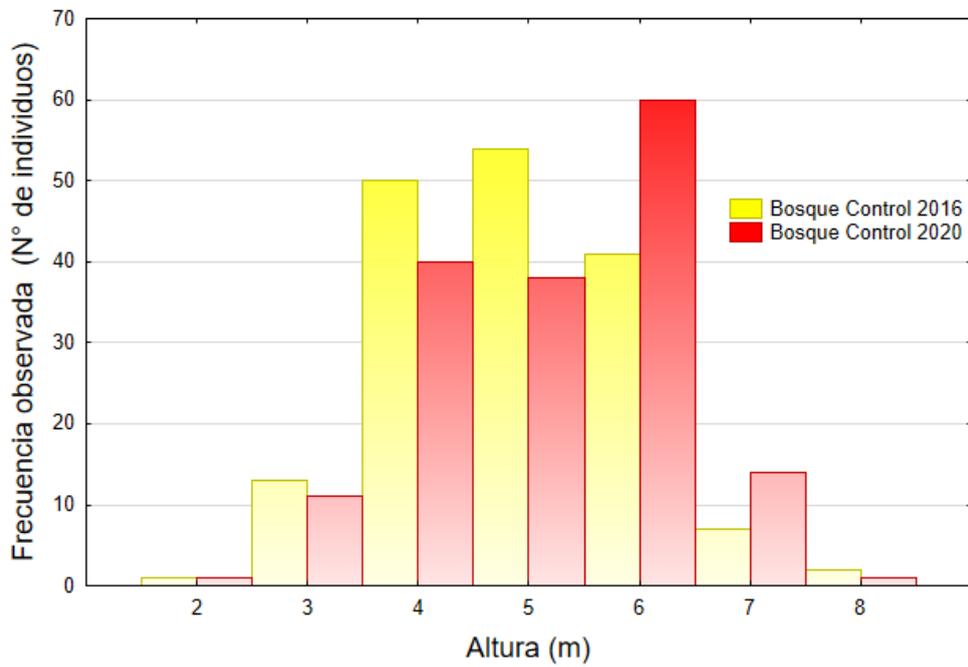
En los bosques en regeneración, los individuos presentaron una estructura diamétrica similar a la observada en el bosque maduro control. El valor de DAP promedio de los bosques en regeneración fue de 16,5 cm para ambos años de muestreo. Cabe destacar que en los sitios regeneración activa presentaron rangos de DAP de mayor calibre en comparación con los sitios en regeneración pasiva. Los individuos con rangos de DAP elevados fueron escasos en ambos tratamientos y años de muestreo (90-100 cm, >100 cm) (Figura 2.11). En ambos tratamientos fueron principalmente individuos de las especies *Vachellia caven*, *Prosopis affinis*, *Baccharis dracunculifolia*, *Schinus longifolius* y *Celtis tala*, quienes presentaron los menores rangos de DAP registrados para cada tratamiento. Por su parte, los individuos que presentaron los mayores rangos de DAP pertenecieron a la especie *Vachellia caven*. En cuanto a la altura de los individuos en ambos tratamientos y para ambos años de maestro la mayoría de los individuos presentaron alturas de entre 4 m y 5 m (Figura 2.12).



**Figura 2.10.** Histogramas de estructura diamétrica (a la altura de 1,3 m), para el tratamiento control (BC) por año de muestreo. Los valores de DAP representado corresponden a la sumatoria de los DAP de todos los troncos >2,5 cm, a la altura de 1,30m.



**Figura 2.11.** Histogramas de estructura diamétrica (a la altura de 1,3 m), para los tratamientos Regeneración Activa y Regeneración Pasiva para cada año de muestreo. Los valores de DAP representado corresponden a la sumatoria de los DAP de todos los troncos >2,5 cm, a la altura de 1,30m.



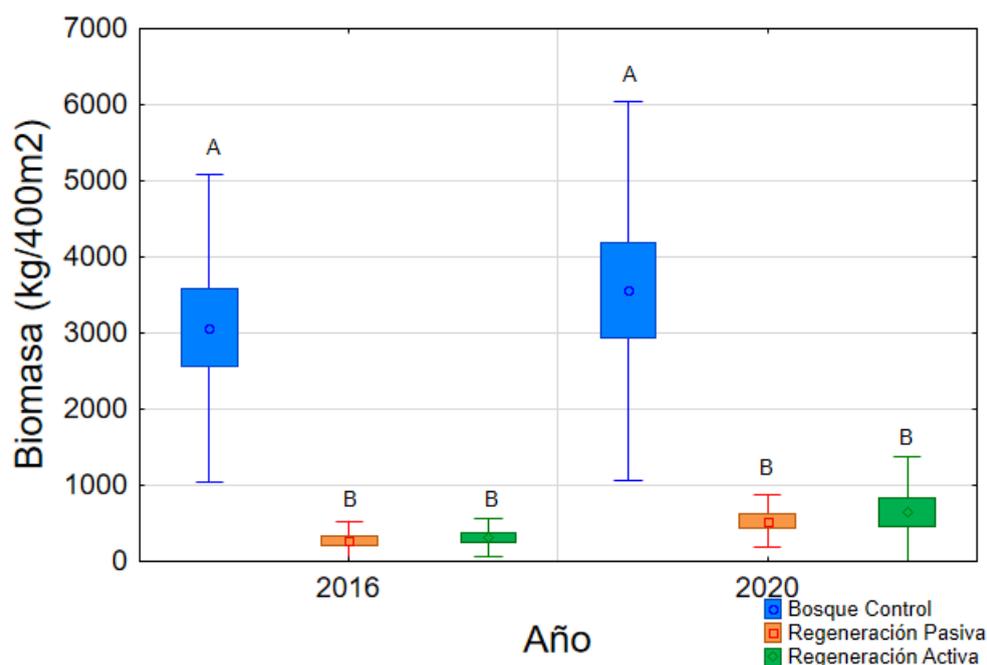
**Figura 2.12.** Histogramas de altura para los tratamientos Bosque Control (BC), Regeneración pasiva (RP) y Regeneración activa (RA) por año de muestreo.

## **Biomasa**

Se utilizó la ecuación propuesta por Brown (1997) para estimar la biomasa aérea acumulada en todos los tratamientos, ya que la misma mostró ser muy eficiente en determinar la biomasa aérea en bosques secos tropicales. Particularmente se determinó la biomasa aérea acumulada para las especies *Prosopis affinis* y *Vachellia caven* por medio de las ecuaciones alométricas propuestas por Sione et al. (2019) y Sione et al. (2020) respectivamente.

Con respecto a la biomasa aérea acumulada estimada por medio de la ecuación de Brown (1997), se observó la existencia de diferencias significativas entre tratamientos ( $F_{2,18}=47,71$ ;  $P<0,0001$ ), pero no al comparar años de muestreo. Por su parte, la interacción año-tratamiento no fue significativa. El bosque control fue quien presentó el mayor promedio de biomasa aérea ( $3315 \text{ kg}/400\text{m}^2$ ) (Figura 2.13).

Particularmente para los bosques en regeneración, la biomasa promedio estimada fue de  $180 \text{ kg}/400 \text{ m}^2$ , sin embargo a pesar de la falta de diferencias significativas tanto entre años como entre tratamientos, se pudo apreciar una tendencia al aumento de la biomasa de hasta el doble en los bosques en regeneración (Figura 2.13).

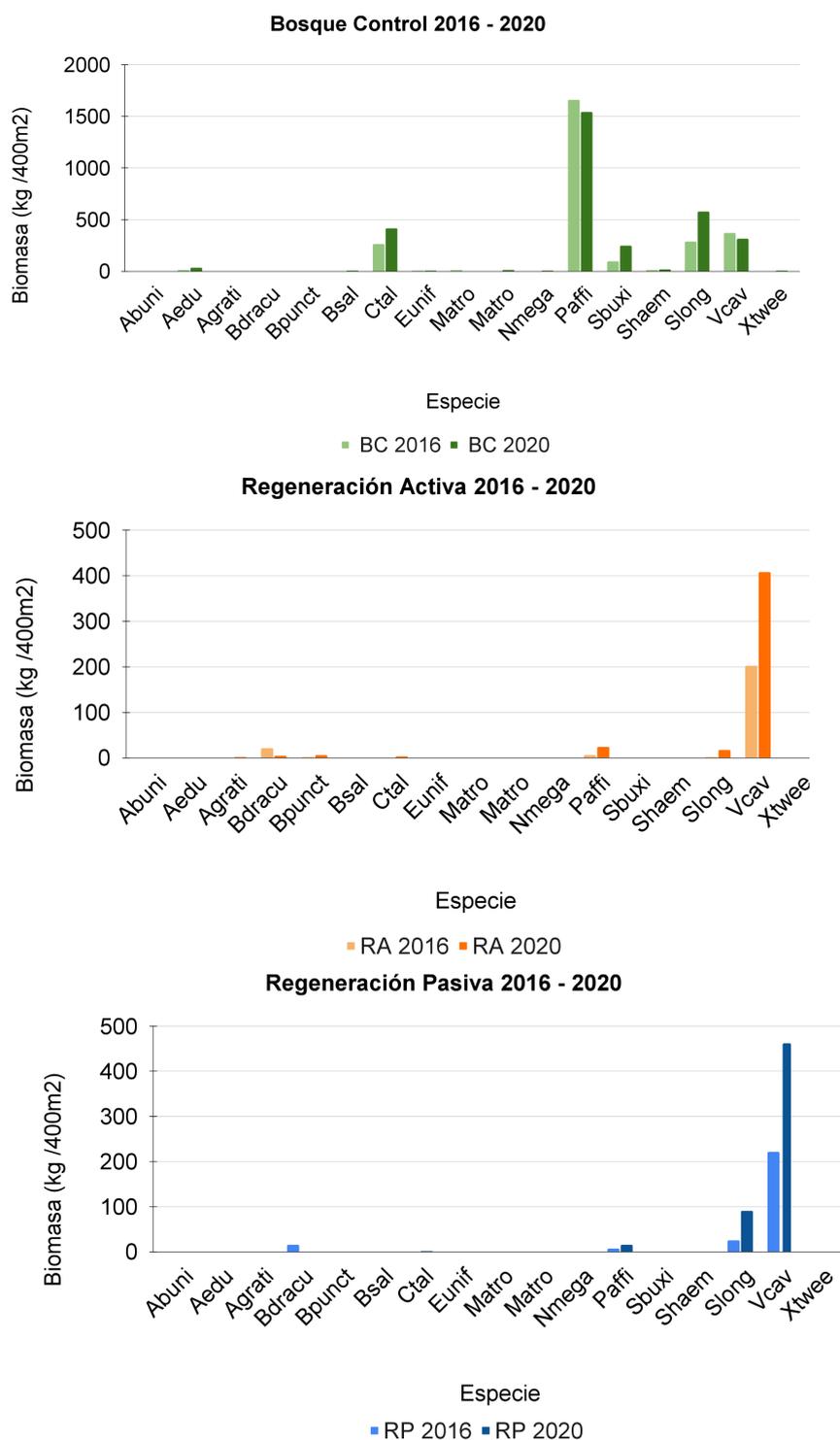


**Figura 2.13.** Diagramas de caja (box plots) de biomasa aérea acumulada, estimada en función de la ecuación propuesta por Brown (1997), por parcela para cada tratamiento considerado (Bosque Control (BC), Regeneración pasiva (RP) y Regeneración activa (RA)) y año de muestreo. Se representa la media, rango (caja) y desvío estándar (barras) de la variable por tratamiento. Las letras diferentes indican diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) entre los tratamientos. Las comparaciones se hicieron mediante ANOVA's factoriales (tratamiento x tiempo) y pruebas a posteriori (Tukey), las letras mayúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos. En ambos casos, solo se detectaron efectos significativos del factor tratamiento (efectos de factor tiempo e interacción tratamiento por tiempo no fueron significativos).

Cuando se analizó la contribución a la biomasa por especie se determinó que algunas especies contribuyeron en mayor proporción al valor de biomasa aérea total estimada.

Para el bosque maduro fue la especie *Prosopis affinis* quien realizó la mayor contribución a la biomasa total, representado hasta un 50-60% de la misma para ambos años de muestreo. Por su parte, las especies *Celtis tala*, *Scutia buxifolia Reissek*, *Schinus longifolius* y *Vachellia caven* también aportaron en gran proporción a los niveles de biomasa registrados (Figura 2.14).

Para los bosques en regeneración se observó que la especie más representada en los niveles de biomasa fue *Vachellia caven*, cuya contribución representó más del 80% de la biomasa total. Por su parte *Schinus longifolius* y en menor medida *Prosopis affinis*, también mostraron importantes aportes a la biomasa total para ambos tratamientos y años de muestreo (Figura 2.14).



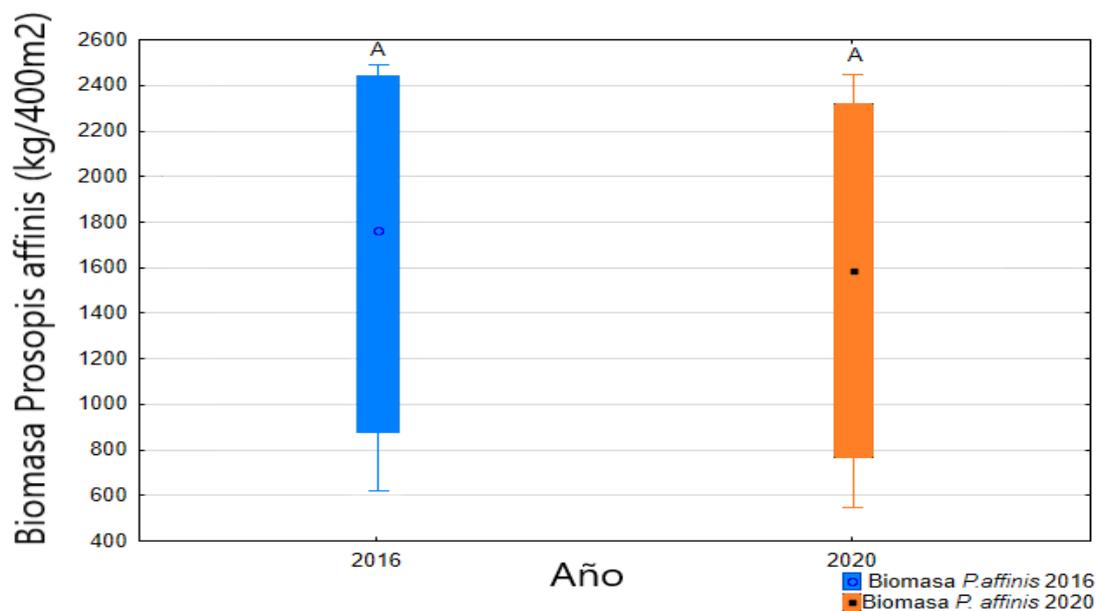
**Figura 2.14.** Biomasa aérea acumulada por especie para cada tratamiento y año de muestreo. El nombre de cada especie se abrevia de la siguiente manera: Abuni: *Acanthostyles buniifolius* (Hook. & Arn.) R.King & H.Rob., Agrati: *Aloysia gratissima* (Gillies & Hook.), Aedu: *Allophylus edulis* A.St.-Hil.,Cambess. &A.Juss, Bdracu: *Baccharis dracunculifolia* DC., Bpunct: *Baccharis punctulata* DC., Bsal: *Blepharocalyx salicifolius* (Kunth) O.Berg, Ctal: *Celtis tala* Gillies ex Planch, Eunif: *Eugenia uniflora* L, Matro: *Myrrhinium atropurpureum* Schott, Matro octa: *Myrrhinium atropurpureum* var. *octandrum* Benth, Nmega: *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez, Paffi: *Prosopis affinis* Spreng., Sbuxi: *Scutia buxifolia*, Shaem: *Sapium haematospermum* Müll.Arg, Slong: *Schinus longifolius* (Hassler) F.Barkley, Vcav: *Vachellia cavem* (Seigler & Ebinger), Xtwee: *Xylosma tweediana* (Clos) Eichler.

Al analizar particularmente la biomasa para la especie *Prosopis affinis*, se registraron diferencias significativas entre tratamientos ( $F_{2,18}=23,71$ ;  $P<0,0001$ ) pero no entre años de muestreo, además, la interacción año-tratamiento no fue significativa. Las diferencias observadas se registraron entre el bosque control y los sitios en regeneración. No se registraron diferencias significativas en cuanto a la biomasa aérea de esta especie en los sitios en regeneración.

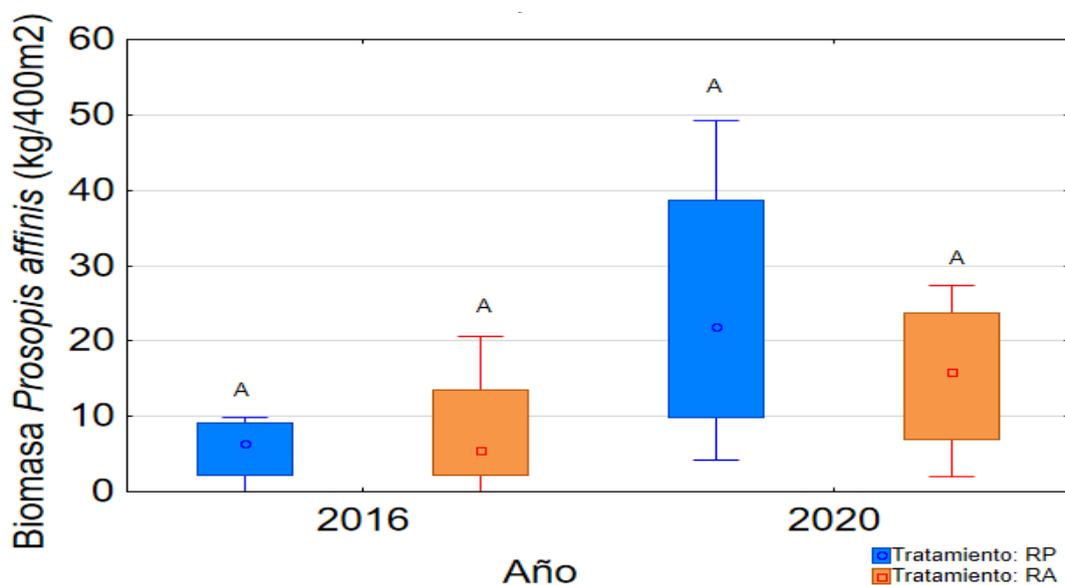
El bosque maduro fue quien presentó el mayor promedio de biomasa correspondiente a *Prosopis affinis*, registrando un promedio de 1600 kg/400 m<sup>2</sup> para ambos años de muestreo. No se detectaron diferencias significativas entre años de muestreo para este tratamiento (Figura 2.15).

En el caso de los bosques en regeneración el promedio general de biomasa aérea estimada para *Prosopis affinis*, fue de 13,3 kg/400 m<sup>2</sup>, para ambos tratamientos y ambos años de muestreo. A pesar de la no existencia de diferencias significativas se observó una tendencia al aumento en los valores de biomasa estimada, incluso de hasta el triple en comparación a los valores estimados para el año 2016 (Figura 2.16).

Para los bosques en regeneración se observó un aumento del doble y hasta el triple en el promedio de biomasa de esta especie para ambos tratamientos. Para el año 2020 fue el tratamiento RP quien registró el mayor aumento en el promedio de biomasa, contrariamente a lo ocurrido en el año 2016 (5,68 kg/400m<sup>2</sup> en 2016, 24,35 kg/400 m<sup>2</sup> en 2020), donde fue el tratamiento RA quien presentó el mayor promedio de biomasa. En el tratamiento RA la biomasa de *Prosopis affinis* aumentó en menor proporción, pero aun así después de cuatro fue casi el doble de la registrada en el año 2016 (7,88 kg/400 m<sup>2</sup> en 2016, 15,33 kg/400 m<sup>2</sup> en 2020) (Figura 2.16).



**Figura 2.15.** Diagramas de caja (box plots) de biomasa aérea acumulada por parcela para la especie *Prosopis affinis* Spreng. para el Bosque control (BC) por año de muestreo. Biomasa estimada en función de la ecuación propuesta por Sione et al. (2019). Se representa la media, rango (caja) y desvío estándar (barras) de la variable por tratamiento. Las letras diferentes indican diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) entre los tratamientos. Las comparaciones se hicieron mediante ANOVA's factoriales (tratamiento x tiempo) y pruebas a posteriori (Tukey), las letras mayúsculas indican no existencia de diferencias significativas entre años de muestreo.



**Figura 2.16.** Diagramas de caja (box plots) de biomasa aérea acumulada por parcela para la especie *Prosopis affinis* Spreng. para los sitios en regeneración, Regeneración pasiva (RP) y Regeneración activa (RA) por año de muestreo. Biomasa estimada en función de la ecuación propuesta por Sione et al. (2019). Se representa la media, rango (caja) y desvío estándar (barras) de la variable por tratamiento. Las letras diferentes indican diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) entre los tratamientos. Las comparaciones se hicieron mediante ANOVA's factoriales (tratamiento x tiempo) y pruebas a posteriori (Tukey), las letras mayúsculas indican no existencia de diferencias significativas entre tratamientos.

Para la especie *Vachellia caven* no se registraron diferencias significativas entre tratamientos o años de muestreo, la interacción año-tratamiento tampoco fue significativa.

El bosque maduro fue quien presentó el menor promedio de biomasa correspondiente a *Vachellia caven*, registrando un promedio de biomasa estimada de 89,3 kg/400m<sup>2</sup>. No se detectaron diferencias significativas entre años de muestreo para este tratamiento (Figura ).

En los sitios en regeneración *Vachellia caven* representó la especie que mayores aportes realizó a la biomasa, registrando en promedio 96 kg/400m<sup>2</sup>. No se registraron diferencias significativas en cuanto a los niveles de biomasa estimados para esta especie en los sitios en regeneración (Figura 2.17). A pesar de no detectarse diferencias significativas en cuanto a la biomasa estimada entre años de muestreo, si se observó una tendencia al aumento en promedio de biomasa aérea acumulada.

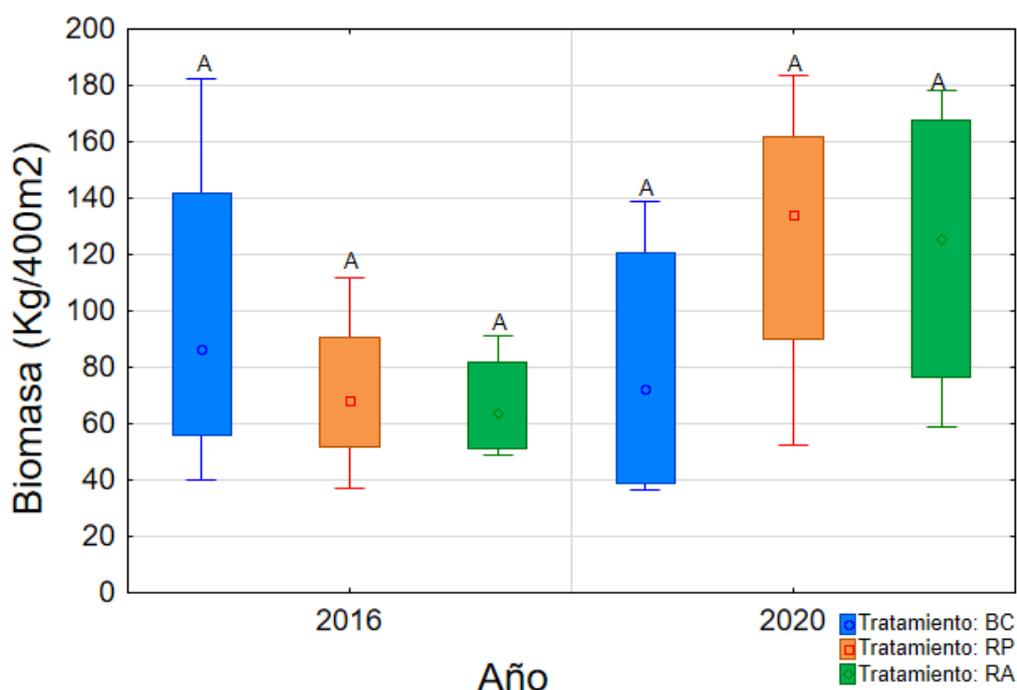


Figura 2.17. Diagramas de caja (box plots) de biomasa aérea acumulada por parcela para cada tratamiento considerado (Bosque Control (BC), Regeneración pasiva (RP) y Regeneración activa (RA)) y año de muestreo, para la especie *Vachellia caven* (Seigler & Ebinger). Biomasa estimada en función de la ecuación propuesta por Sione et al. (2020). Se representa la media, rango (caja) y desvío estándar (barras) de la variable por tratamiento. Las letras diferentes indican diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) entre los tratamientos. Las comparaciones se hicieron mediante ANOVA's factoriales (tratamiento x tiempo) y pruebas a posteriori (Tukey), las letras mayúsculas indican no existencia de diferencias significativas entre tratamientos.

Al comparar los valores de biomasa estimados por las especies *Prosopis affinis* y *Vachellia caven*, de forma particular por la ecuación de Brown (1997) y de forma específica por las ecuaciones propuestas por Sione et al. (2019) y (2020) respectivamente, se observaron diferentes resultados dependiendo de la especie.

Para *Prosopis affinis*, no se apreciaron variaciones significativas en la biomasa estimada por medio de la ecuación general de Brown (1997) y la propuesta por Sione et al. (2019). La única diferencia registrada se dio entre la biomasa estimada para el bosque control y la estimada para los sitios en regeneración. (Anexo IV, Figura 6.1).

En el caso de *Vachellia caven*, si se registraron diferencias significativas en la biomasa estimada por medio de la ecuación de Brown (1997) y la estimada por Sione et al. (2020) ( $F_{1,43}=36,91$ ,  $P < 0,0001$ ) (Anexo IV, Figura 6.2).

## **Discusión**

### **Estrategias de restauración, éxitos e implicancias de implementación**

Los resultados de este estudio permitieron comparar dos diferentes estrategias de restauración orientadas a la regeneración del bosque parque degradado, ambas bajo exclusión ganadera desde el año 2009. En base a los resultados obtenidos puede decirse que la plantación de individuos como método de restauración activa no fue eficiente en potenciar la regeneración del bosque, dado que en casi ninguna de las variables evaluadas se detectaron diferencias significativamente positivas con respecto a las mismas variables evaluadas en las parcelas en regeneración pasiva. La plantación de individuos de *Prosopis affinis* no favoreció la aparición de otras especies así como tampoco generó variaciones significativas en cuanto a densidad de individuos, biomasa aérea o variaciones fisonómicas relevantes en los sitios en regeneración activa. Tampoco fue eficiente el desmalezamiento que se efectuó durante los dos primeros años luego de que los ejemplares de *Prosopis affinis*, fueran plantados en el sitio, dado que no se registró ninguna diferencia significativa con respecto a la densidad de individuos ni en términos de DAP o altura de los individuos plantados, de aquellos que se surgieron naturalmente en las parcelas bajo relación pasiva.

La similitud en la composición de especies entre los bosques en regeneración puede estar influenciada por la cercanía de estos al bosque control o a otros bosques maduros en el área. Dado que el reclutamiento de juveniles puede estar limitado directamente por la dispersión de las semillas, la riqueza de especies observada en los sitios en regeneración podría ser explicada por eventos de dispersión desde bosques maduros (Lichstein et al, 2004 ; Toledo-Aceves et al, 2021). Trujillo-Miranda et al. (2018), proponen que las tasas de regeneración de bosques degradados aumentan en función de la cercanía de estos con fuentes de dispersión de semillas y son menores cuanto más alejados se encuentren las áreas degradadas de las mismas. La cercanía aumenta la probabilidad de ingreso de nuevos individuos al área en regeneración mediante fauna dispersora o por dispersión aérea.

En el caso particular del sitio de estudio las áreas en regeneración activa y pasiva se encuentran en ambos casos cercanas al bosque control, además de otras parcelas de bosques maduros presentes en el área. Podrían ser estos bosques maduros quienes actúen como fuentes de nuevos individuos para los sitios en regeneración y por lo tanto podrían ser una buena explicación para la similitud de especies observada en los sitios en regeneración. La presencia de un banco de semillas viables también podría explicar la similitud en la riqueza de especies de los bosques en regeneración.

Janzen, (2002) y Holl y Aide, (2011), plantean que la similitud entre los sitios en regeneración podría ser explicada en parte por la estrategia de restauración implementada. En el caso particular de este estudio, la estrategia de restauración activa se basó en la reintroducción de individuos juveniles únicamente de la especie *Prosopis affinis*, dado que esta es una de las especies más abundantes en los bosques parque maduros en la región. Sin embargo, como sugieren los resultados de este estudio, esta no fue la especie más abundante en los sitios en regeneración. Además su introducción no generó efectos positivos en ninguna de las variables consideradas al comparar con los sitios en regeneración pasiva. En base a los resultados obtenidos puede decirse que la estrategia de restauración implementada podría no haber sido suficientemente eficiente en facilitar la regeneración del estrato arbóreo en los sitios en regeneración activa.

Los resultados también destacan la gran capacidad de regeneración natural del bosque parque dado que los sitios en regeneración pasiva exhibieron patrones de regeneración similares a los

observados en los sitios en regeneración activa pero de forma independiente al enriquecimiento, al menos en etapas pioneras del proceso de sucesión. Con base en este fenómeno, otro tipo de intervenciones focalizadas en los puntos más débiles del proceso de regeneración, podrían ser más eficientes en acelerar la recuperación del estrato arbóreo en los sitios en regeneración activa. Por ejemplo, la intervención en etapas más avanzadas del proceso de sucesión, donde se priorice la inclusión de una mayor diversidad de especies o la reintroducción de especies poco comunes.

A pesar de que, a los efectos de este estudio la restauración activa no potenció la regeneración del bosque, son diversas las opiniones que pueden encontrarse en la bibliografía respecto a la eficiencia de la implementación de estrategias de restauración activa y pasiva. La mayoría coincide en que la elección y el éxito de las mismas dependerá en gran medida del tipo de bosque, su capacidad de resiliencia y el tipo e intensidad de la perturbación a lo largo del tiempo (Bedoya y Hinostroza, 2020).

Butler et al. (2008), concluyen que la restauración activa fue el mecanismo que arrojó los resultados más eficientes en la aceleración del proceso de sucesión secundaria de bosques tropicales secos degradados en Costa Rica. Sin embargo también sugieren que a pesar de haber acelerado el desarrollo del dosel arbóreo, la regeneración activa puede implicar mayores esfuerzos e inversiones en la recuperación de la diversidad de especies y la estructura del bosque antes de la perturbación.

Holl y Aide. (2011) mencionan que los mecanismos de restauración activa suelen resultar más eficientes que la restauración pasiva en los sitios degradados en los cuales la regeneración natural se ve inhibida por algún factor que genere presión sobre el bosque degradado, siempre y cuando que este sea lo suficientemente resilientes como para permitir la regeneración una vez que la presión desaparece.

Trujillo-Miranda et al. (2018) proponen que en el caso de los bosques tropicales montañosos en México la restauración activa por medio de plantación de juveniles de especies nativas favoreció la recuperación del bosque de forma más eficiente que la restauración pasiva.

De manera similar Toledo-Aceves et al. (2021), plantean que la combinación de estrategias de restauración activa como la plantación de individuos juveniles de especies nativas de diferentes etapas del proceso de sucesión en conjunto con la exclusión del ganado permite potenciar la regeneración del bosque tropical nuboso en México, en mayor medida que la restauración pasiva.

Otros autores plantean evidencias a favor de la eficacia de la restauración pasiva como Zuleta et al. (2017), quienes establecen que en el caso de bosques y otros ecosistemas degradados en Argentina, las estrategias de restauración pasiva suelen ser más eficientes en la regeneración a gran escala, en mayor medida que la restauración activa, basándose en la capacidad intrínseca de resiliencia de estos ambientes frente a los diferentes niveles de perturbación.

Por su parte Honey-Rosés et al. (2018) proponen que para el caso de bosques templados degradados en México, fueron las estrategias de regeneración pasiva quienes presentaron las mayores tasas de éxito en permitir la recuperación del bosque. También plantean que la eficacia de los proyectos de restauración dependerá de varios factores y que además deberán ser específicos para cada caso de estudio. Variables como el tipo de bosque, las condiciones climáticas, tipos de suelo o patrones de actividad de los mismos condicionan de manera significativa el proceso de restauración del bosque.

Meli et al.(2017), realizaron un análisis de los éxitos de la implementación de estrategias de restauración activa y pasiva en la recuperación de bosques degradados en 166 casos de estudio, del cual concluyen que a pesar de las grandes inversiones realizadas en la implementación de estrategias de restauración activa y del similar grado de degradación observado en todos los casos, fueron pocos los casos en los cuales los resultados son significativamente superiores a los de la restauración pasiva. Estos autores también plantean la dificultad de predecir la eficiencia de la restauración activa en la recuperación de bosques, dada la diversidad de metodologías que pueden ser implementadas en los proyectos de restauración, las características propias de cada tipo de bosque y su respuesta frente a los diferentes tipos e intensidades de degradación. En base a esto, los autores sugieren que es arriesgado establecer qué estrategias es la más apropiada en lograr la recuperación de bosques degradados, dado que el éxito o no de las mismas dependerá de cada caso en particular.

Otro punto de vista en relación a las estrategias de restauración es el que proponen algunos autores como Bannister (2015) o Trujillo-Miranda et al. (2018) quienes plantean que la combinación de estrategias de restauración activa y pasiva puede potenciar la regeneración en bosques con grados severos de perturbación, y con baja capacidad de resiliencia. En estos casos la restauración activa puede complementar a la regeneración pasiva, mediante el aumento del número de individuos y la diversidad de especies, mejoras en las condiciones del sitio o la generación de potenciales fuentes de dispersión de nuevos individuos.

La diversidad de posiciones respecto al éxito de las estrategias de restauración deja en evidencia que sea cual sea la estrategia implementada debe ser evaluada de forma particular para cada sitio de estudio teniendo en cuenta las condiciones particulares del mismo. El relevamiento continuo y a largo plazo determinará si la misma es eficaz o no en permitir la regeneración de bosques degradados, así como también contribuir a la generación de conocimiento que sirva de sustento para futuros proyectos de regeneración de bosque nativo.

### **Proceso de sucesión del bosque parque talado**

La trayectoria histórica del bosque parque en el área de estudio es otro de los factores importantes a considerar al momento de evaluar el éxito de las estrategias de restauración implementadas. Al considerar la evolución del ambiente a lo largo del tiempo o tras la ocurrencia de perturbaciones es posible hipotetizar respecto a cuáles podrían ser las respuestas del mismo ante los métodos empleados en su restauración (Bilbao-Cascante, 2014). Analizando desde una perspectiva histórica es posible inferir si el estado en el que se encuentra un ecosistema se debe simplemente a su desarrollo natural o por el contrario si se debe al efecto acumulado de sucesivas perturbaciones.

Históricamente se ha observado un gran potencial de regeneración natural en los bosques que componen el área de estudio. Por medio de fotografías aéreas tomadas por el vuelo nacional de los años 1966-67 del Servicio Geográfico Militar, fue posible apreciar el surgimiento y expansión del bosque parque en el área de estudio desde la década de 1960, época en la cual predominan los pastizales en casi la totalidad del área. Estas fotografías permiten apreciar como con el paso del tiempo la cobertura vegetal del área pasa de estar compuesta principalmente

pastizales con una muy baja densidad de individuos arbóreos a bosques de tipo ribereños o parque, dependiendo su cercanía a los cursos de agua presentes en el área. Los pequeños núcleos aislados de árboles presentes desde el año 1966 podrían haber permitido la generación y posterior expansión del bosque de forma natural (Figura 3.1, 3.2. Anexo I). Estas fotografías revelan que el bosque parque que compone el área de estudio está en expansión desde la década del 60, ocupando espacio históricamente dominado por pastizales. La aparición y posterior expansión de estos bosques es otra evidencia que respalda los resultados de este estudio en cuanto al gran potencial de expansión natural del bosque parque en esta zona del país.

En cuanto a la evolución de la fisonomía en los sitios en regeneración, no es posible realizar una descripción formal del proceso de sucesión del bosque parque desde el momento concreto en el cual se produjo la perturbación en el año 2008, dado que el primer muestreo de campo se realizó 8 años después de la ocurrencia de la misma y no existen registros respecto al estado del bosque en los primeros años luego de ser talado. Sin embargo, esto no impide realizar aproximaciones respecto a cómo ha sido el proceso de sucesión del bosque desde el momento de la tala, hasta la actualidad.

En una primera instancia en las primeras etapas tras la perturbación la remoción total de estrato arbóreo en los sitios en regeneración habría dado lugar a la generación de un estrato herbáceo bajo, con una alta proporción de suelo desnudo. En los primeros años posteriores a la perturbación, la exclusión total del área a la ganadería habría favorecido el desarrollo y dominancia del estrato herbáceo. De esta manera en los primeros años tras la perturbación la fisonomía de los sitios en regeneración correspondería con pastizales densos y altos, en los cuales la cobertura del estrato herbáceo habría sido cercana al 100%.

Con el paso del tiempo los nuevos pastizales dominantes en el área habrían sido colonizados por especies arbustivas principalmente del género *Baccharis*, así como también por algunas especies arbóreas pioneras como *Prosopis affinis* y *Vachellia caven*. Las especies arbustivas, habrían colonizado más eficientemente el pastizal, dando lugar a la generación de arbustales en los cuales los individuos arbóreos habían comenzado a desarrollarse como juveniles.

Tras 8 años en proceso de sucesión y en base a la información proveniente del primer muestreo del sitio realizado en 2016, fue posible describir la fisonomía de los sitios en regeneración como

arbustales densos, dominados por un estrato arbustivo alto y abundante (100% de cobertura y 1-2m de alto), principalmente dominado por la especie *Baccharis dracunculifolia* (Figura 4.3, Anexo II). El estrato arbóreo cobra mayor relevancia, dado que algunos individuos principalmente de las especies *Prosopis affinis*, *Vachellia caven*, *Celtis tala* y *Schinus longifolius*, ya forman parte del componente adulto aunque en baja densidad. La biomasa aérea del componente adulto aún no es comparable a la del bosque control.

Luego de 12 años, la fisonomía de los sitios en regeneración aún corresponde a arbustales, aunque estos fueron menos densos que en el año 2016 (hasta un 50% menos densos que en el año 2016) (Figura 4.3, Anexo II). Incluso muchos de los individuos pertenecientes a las especies arbustivas registradas mostraron signos de senescencia. El estrato arbóreo más consolidado (28-36% de cobertura) aumentó en densidad de individuos, no así en riqueza de especies. El mayor desarrollo del estrato arbóreo también se vio reflejado en la biomasa aérea acumulada, dado que en los sitios en regeneración fue casi el doble de la registrada en el año 2016. Aun tras 12 años, la biomasa aérea del componente adulto no es comparable a la estimada para el bosque control.

Los signos de senescencia observados en el estrato arbustivo en el año 2020, junto con el aumento en la densidad de individuos arbóreos y de la biomasa aérea, son buenos indicadores del avance del proceso de sucesión en los sitios en regeneración. La tendencia a la reducción del estrato arbustivo podría dar lugar a que en un futuro tanto el estrato arbóreo como el herbáceo puedan retomar su dominancia en los sitios en regeneración (Figura 1.2, Anexo II).

En cuanto a las variables evaluadas, prácticamente ninguna de las mismas indicó diferencias significativas entre los sitios en regeneración. Sí se observaron diferencias entre los sitios en regeneración y el bosque control para ambos años de muestreo.

En relación al DAP cabe destacar que el promedio de DAP para el bosque control fue similar al registrado en los sitios RA y RP. Una posible explicación para este fenómeno puede encontrarse en la exclusión de la ganadería en todos los tratamientos desde el año 2009. La exclusión del ganado podría haber favorecido el aumento de la supervivencia de los juveniles en el bosque control, los cuales con el tiempo habrían pasado a formar parte del componente adulto. Estos nuevos adultos con rangos de DAP bajos, contribuyen en gran medida al valor de DAP medio

observado en el bosque control, haciendo que este sea similar al registrado en los sitios en regeneración. Es importante destacar el hecho de que para ambos años de muestreo fue el bosque control quien presentó los individuos con mayores rangos de DAP (>100cm), no alcanzados aún en ninguno de los sitios en regeneración.

En todos los tratamientos, se observó una tendencia a presentar un alto número de individuos con rangos de DAP bajos (<10 cm, 10-20cm) y bajo número de individuos con rangos de DAP altos (90-100 cm, >100cm). Ya en el año 2016 los individuos del tratamiento RA presentaron rangos diamétricos superiores a los registrados en el tratamiento RP. Este suceso se acentúa aún más en el año 2020 donde, para el tratamiento RA se registraron rangos de DAP de hasta 80-90cm.

Los rangos máximos de DAP registrados para el año 2020 en los sitios en regeneración activa, no pueden ser explicados de forma directa como resultado del enriquecimiento, dado que a los efectos del mismo únicamente fueron sembrados individuos de la especie *Prosopis affinis*, los cuales en todo los casos presentaron rangos de DAP bajos.

Es importante destacar que en el caso de los sitios en regeneración tanto activa como pasiva, los individuos que presentaron mayores rangos de DAP en ambos muestreos fueron de la especie *Vachellia caven*. Esta especie se caracteriza por presentar un alto grado de adaptabilidad a las condiciones de mayor luminosidad y temperatura que predominan en sitios sin cobertura arbórea, como sucede en los sitios en regeneración (González y Cadenazzi, 2015; Lucas, et al, 2018). Las características antes mencionadas hacen de esta especie una buena colonizadora de ambientes degradados y explican cómo los individuos de esta especie se habrían establecido independientemente al enriquecimiento y desarrollado más eficientemente en comparación a *Prosopis affinis*, dando como resultado el aumento en los rangos de DAP registrados en los sitios en regeneración.

En cuanto a la densidad de individuos, se observó una tendencia al aumento de hasta el doble en la densidad de *Prosopis affinis* en los sitios en regeneración entre años de muestreo. Esta tendencia al aumento, es un buen indicador del avance en el proceso de maduración en los sitios en regeneración, dado que esta especie suele ser abundante y representativa de los bosques parque maduros. Por su parte la falta de diferencias significativas en cuanto a la densidad de esta

especie en los sitios en regeneración reafirma la capacidad de esta especie para colonizar naturalmente ambientes degradados de forma independiente al enriquecimiento (Barros, 2010).

La riqueza de especies en los sitios en regeneración tampoco fue significativamente diferente. No se registró ninguna nueva especie arbórea en estado adulto en ninguno de los casos. Si se registraron nuevas especies arbustivas formando parte del componente adulto en ambas estrategias de restauración. Son estas especies arbustivas quienes explican el leve aumento en el número de especies registradas entre muestreos. En cuanto a especies arbóreas se registraron individuos adultos de las mismas cuatro especies en ambos años de muestreo, siendo estas: *Vachellia caven*, *Prosopis affinis*, *Schinus longifolius* y *Celtis tala*.

En términos de riqueza de especies el componente arbóreo adulto en los sitios en regeneración después de 12 años en proceso de sucesión aún está compuesto por especies consideradas pioneras. De manera similar las especies más relacionadas con etapas más avanzadas del proceso de sucesión como *Scutia buxifolia* (coronilla), *Blepharocalyx salicifolius* (Kunth) O.Berg (Arrayán), *Allophylus edulis* A.St.-Hil., Cambess. & A.Juss (Chal Chal), *Xylosma tweediana* (Clos) Eichler (espina corona), *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez (laurel negro), *Sapium haematospermum* Müll.Arg (curupí), *Myrrhinium atropurpureum* Schott (Palo de fierro) o *Eugenia uniflora* L (Pitanga), se registraron únicamente en el bosque control. No puede descartarse la posibilidad de que estas especies ya están presentes en los sitios en regeneración formando parte del componente juvenil, pero no lo suficientemente desarrolladas para formar parte del componente adulto.

La aparición de especies pioneras en todos los tratamientos y la falta de especies de sucesión tardía en los sitios en regeneración, coincide con los resultados obtenidos por Toledo-Aceves et al. (2021), quienes plantean, que para el caso de un bosque tropical nuboso degradado, manejado bajo regeneración activa y pasiva, tras cuatro años en sucesión, las especies de etapas de sucesión temprana fueron comunes en todos los tratamientos, mientras que las especies de sucesión tardía fueron más comunes en el bosque control, no tanto en los sitios en regeneración.

La ausencia de las especies de sucesión tardía en los sitios en regeneración puede deberse a varios factores, entre los que se pueden mencionar: la baja densidad de estas especies en la cercanía al sitio de estudio que actúen como fuentes de nuevos individuos, la ausencia de fauna

dispersora de semillas o de un banco de semillas viable, la falta de las condiciones microclimáticas apropiadas para la germinación de las semillas o establecimiento de las plántulas, elevada mortalidad de juveniles o competencia con otras especies, entre otros (Trujillo-Miranda et al. 2018).

La falta de las condiciones microclimáticas apropiadas para la germinación de las semillas y la supervivencia de los juveniles podría ser una de las principales causas que expliquen este fenómeno. Los individuos de especies de etapas avanzadas del proceso de sucesión por lo general requieren en mayor o menor medida de condiciones de baja luminosidad para desarrollarse (Peña-Becerril et al. 2005;Holl, 2002). Holl, (2002), plantea que suelen ser individuos adultos de especies arbóreas pioneras o de especies arbustivas, quienes generan condiciones microclimáticas apropiadas de luz y humedad que favorecen la germinación y el desarrollo de individuos leñosos. El dosel arbustivo en los bosques en regeneración podría haber generado las condiciones apropiadas de sombra como para permitir la aparición de juveniles de estas especies, pero no las condiciones de luz suficientes para su transición al componente adulto. La disminución de este estrato observado en el año 2020 podría dar lugar a que estos comiencen a reclutar a adultos en el futuro.

Holl y Aide (2011), plantean, que en la mayoría de los casos las especies leñosas pioneras pueden establecerse rápidamente en un periodo de tiempo de pocos años en ambientes perturbados, mientras que las especies de etapas tardías del proceso de sucesión suelen aparecer después de varias décadas. Estos autores también sugieren que en muchos casos los esfuerzos de restauración activa a menudo culminan con la restauración las especies más comunes, mientras que las especies que suelen ser menos abundantes pueden no aparecer ni a mediano ni a largo plazo, lo cual, resulta en bosques con una menor diversidad de especies en comparación a su estado antes de la perturbación.

El grado de saturación de especies determinado para cada tratamiento es otro de los indicadores utilizados para describir el proceso de sucesión del bosque. En los sitios en regeneración, sugirió el desarrollo de un proceso de sucesión, en el cual el número de especies registradas en los sitios en regeneración aumenta a medida que transcurre el tiempo desde la ocurrencia de la perturbación.

Las variaciones observadas en los valores de saturación de especies obtenidos pueden deberse al registro de nuevas especies en función del aumento en el esfuerzo de muestreo. El aumento de las especies registradas en función de un mayor esfuerzo de muestreo, da cuenta del avance del proceso sucesional en los sitios en regeneración, donde surgen nuevas especies, por lo general en baja densidad como consecuencia de la colonización natural por especies pioneras o debido a la facilitación generada por especies ya establecidas en el área. Es de esperar que la recuperación de la riqueza de especies en los sitios en regeneración continúe en el futuro, siempre y cuando no ocurran perturbaciones que alteren la regeneración.

Con respecto a la biomasa aérea, Brown y Lugo, (1984) y Brown, (1997), sugieren que la estimación de la biomasa en bosques en regeneración representa un buen indicador del avance del proceso de regeneración de bosques degradados, por lo cual la detección de aumentos en los niveles de biomasa estimados a través del tiempo sería un indicio del avance del proceso de regeneración del bosque.

En esta misma línea, se observó luego de 4 años un leve aumento en la biomasa estimada para todos los tratamientos, pero a pesar de esto, el aumento no fue significativo. La existencia de una tendencia al aumento en la biomasa aérea estimada es sin embargo, un buen indicador del avance del proceso de regeneración en los sitios degradados, dado que permite apreciar como aumenta la acumulación de biomasa a medida que avanza el tiempo desde la perturbación.

La falta de diferencias significativas en la biomasa aérea estimada para los sitios en regeneración indicaría que el enriquecimiento no favoreció el aumento de la misma en los sitios en regeneración activa. Cabe resaltar también que tras 12 años en proceso de sucesión ninguno de los sitios en regeneración presentó niveles de biomasa aérea similares a los registrados en el bosque control, en el cual ésta fue hasta tres veces mayor que en los sitios en regeneración.

Es importante destacar que las diferentes especies registradas contribuyeron de manera diferencial a los valores de biomasa estimados en todos los tratamientos. Particularmente en los sitios de regeneración para ambos años de muestreo la especie que mayores aportes realizó a la biomasa fue *Vachellia caven*, seguida por *Schinus longifolius*. En el caso del año 2020 se observa una disminución en el aporte realizado por las especies arbustivas, principalmente de

*Baccharis dracunculifolia*, este hecho coincide con la disminución registrada en la densidad de individuos de estas especies en comparación al 2016.

Por su parte, en el control la especie que mayores aportes realizó a la biomasa aérea fue *Prosopis affinis*. Estos resultados destacan la importancia de esta especie en el proceso de generación y mantenimiento de la biomasa en los bosques maduros, dado que a pesar de no ser la especie más abundante en los mismos sus aportes a la biomasa aérea del bosque son mayores a los del resto de las especies registradas. En los sitios en regeneración, es de esperar, dado lo registrado en el bosque control, que con el avance del tiempo *Prosopis affinis* comience a generar mayores aportes a la biomasa aérea.

Al comparar los valores de biomasa aérea estimados para las especies *Prosopis affinis* y *Vachellia caven*, de forma particular por la ecuación de Brown (1997) y de forma específica por las ecuaciones propuestas por Sione et al. (2019) y (2020) respectivamente, se observaron diferentes resultados dependiendo de la especie.

Para *Prosopis affinis*, no se apreciaron variaciones significativas en la biomasa estimada por medio de la ecuación general de Brown (1997) y la propuesta por Sione et al. (2019). La falta de diferencias significativas en los valores de biomasa estimados por ambas ecuaciones indica que la ecuación de Brown (1997), es eficiente en lo que respecta a la determinación de la biomasa para esta especie en el sitio de estudio (Anexo IV, Figura 6.1, Figura 6.2).

En cuanto a la estimación de biomasa para *Vachellia caven*, si se registraron diferencias significativas en la biomasa estimada por medio de la ecuación de Brown (1997) y la estimada por Sione et al. (2020). Las diferencias registradas se deben principalmente a una tendencia a la sobreestimación de la biomasa determinada a partir de la ecuación de Brown (1997) en todos los tratamientos. La diferencia registrada indica que la ecuación general para bosques secos tropicales no fue eficaz en determinar la biomasa aérea acumulada para esta especie en el caso del bosque parque (Anexo IV, Figura 6.3).

Este tipo de metodologías, centradas en la comparación de ecuaciones alométricas generales y específicas, destaca la importancia del desarrollo de ecuaciones alométricas que permitan medir con mayor exactitud la biomasa aérea contenida en los bosques, ya sea a partir de sus especies más representativas o de manera general para cada tipo de bosque.

Dado que estas ecuaciones son utilizadas como mecanismo de estimación de biomasa no se puede afirmar que las diferencias entre ellas sean un resultado negativo, sino que sirven como indicador de la eficacia de las mismas en la estimación de biomasa en función de su especificidad y de las variables de análisis consideradas por cada una de ellas.

En el caso de las ecuaciones consideradas, los resultados indican que la ecuación propuesta por Brown (1997) fue eficiente en la estimación de la biomasa de *Prosopis affinis* pero no en el caso de *Vachellia caven*. Las diferencias morfológicas entre estas especies podría ser la responsable de las diferencias observadas en la estimación de biomasa aérea por medio de ecuaciones generales y específicas, dado que aún ante un mismo rango de DAP y altura estas especies suelen presentar morfologías diferentes.

Un mayor conocimiento de la biomasa aérea contenida en los bosques nativos es esencial para mejorar su gestión e impulsar su preservación, además da cuenta del rol que estos ecosistemas desempeñan como sumideros y reservorios de carbono atmosférico (Gichuki et al.,2019). El desarrollar ecuaciones diseñadas de forma específica para el caso del bosque parque, así como para otros tipos de bosques presentes en el país es sumamente complejo, sin embargo representaría una herramienta útil que permitiría estimar biomasa aérea contenida en los bosques con mayor eficiencia.

## **Consideraciones finales**

La comparación de estrategias de restauración activa y pasiva en bosques perturbados contribuye al mejor entendimiento del fenómeno de la restauración de los bosques en Uruguay. Permite detectar aspectos positivos y negativos de su aplicación sobre la regeneración del bosque. Es a partir de la comparación de diferentes estrategias de restauración que surge nueva información que puede ser utilizada para maximizar la eficiencia de futuros estudios de restauración de bosques nativos.

En términos generales los resultados de este estudio indicaron que la restauración activa no habría sido eficaz en potenciar la regeneración de la cobertura arbórea adulta en el caso del bosque parque en estudio. A pesar de esto, no puede decirse que la regeneración activa interfiriera negativamente con la regeneración. La similitud en el proceso de regeneración observada en los sitios en sucesión, en términos de fisonomía, diversidad de especies y biomasa aérea deja en evidencia el gran potencial de regeneración natural en este tipo de bosques, independientemente de la implementación de estrategias de restauración activa.

La introducción de especies pioneras como método de restauración activa podría no ser la estrategia más eficiente para impulsar la regeneración del componente adulto, dado que estas especies aparecen de forma natural y tempranamente en los sitios en regeneración. La inclusión de estas especies en los mismos podría no ser necesaria en función de su capacidad de regeneración natural o ser incluidas en sitios que experimenten daños extremos a nivel de suelo, o alejados de fuentes de dispersión cercanas. Focalizar los esfuerzos de restauración en enriquecimiento con especies de etapas de sucesión tardía podría ser una estrategia más eficiente en lograr la recuperación del bosque en los sitios en regeneración.

En términos sucesionales la regeneración del bosque es un proceso lento pero continuo, donde las especies pioneras tanto arbustivas como arbóreas colonizan tempranamente los sitios degradados generando cambios importantes en la fisonomía de los mismos y contribuyen en gran medida al aumento de la acumulación de biomasa en estos sitios. La falta de especies de sucesión tardía indica que el proceso de sucesión aun continua en estos sitios, por lo cual es de esperar que se registren variaciones en la mayoría de las variables evaluadas con el paso del tiempo.

No es posible descartar la posibilidad de que la restauración activa pueda ser más eficiente en etapas más avanzadas del proceso de regeneración, como por ejemplo mediante la introducción de especies de sucesión tardía en caso de que estas no surjan de forma natural. Tampoco es posible descartar la posibilidad de que abordajes donde se combinan estrategias de restauración activa y pasiva, que actúen de forma complementaria en un mismo sitio de estudio puedan ser más eficientes en lograr la recuperación del bosque degradado. La continuación de la evaluación del proceso de regeneración del bosque parque comprendido en el ensayo Capilla Vieja-Queguay se vuelve sumamente importante para monitorear el posible surgimiento de diferencias entre los sitios en regeneración en un futuro.

La restauración pasiva fue eficiente en lograr la regeneración del bosque de manera natural. Considerar este tipo de estrategias en las que la intervención humana suele ser mínima permite evitar la inversión excesiva en planes de manejo que incluso pueden no ser necesarios. Es importante considerar los beneficios potenciales que se desprenden de la temprana implementación de la restauración pasiva antes que la restauración activa, dado que como plantea Della-Sala et al. 2003, es poco probable que la restauración activa que no incorpore las técnicas pasivas adecuadas tenga éxito

A modo de conclusión, el presente estudio brinda información respecto la aplicación de estrategias de restauración en bosques nativos en Uruguay, además, describe la evolución del proceso de sucesión natural y asistida en un bosque parque talado, de manera que esta información pueda ser utilizada en mejorar el manejo y conservación de estos ambientes en el país. La restauración de bosques nativos es un proceso adaptativo, cualquiera sea la estrategia empleada. Dada la complejidad de los bosques como ecosistemas diversos y dinámicos, la restauración de los mismos requiere un enfoque flexible y adaptativo, que permite promover la conservación de estos ambientes y su biodiversidad.

## **Referencias bibliográficas**

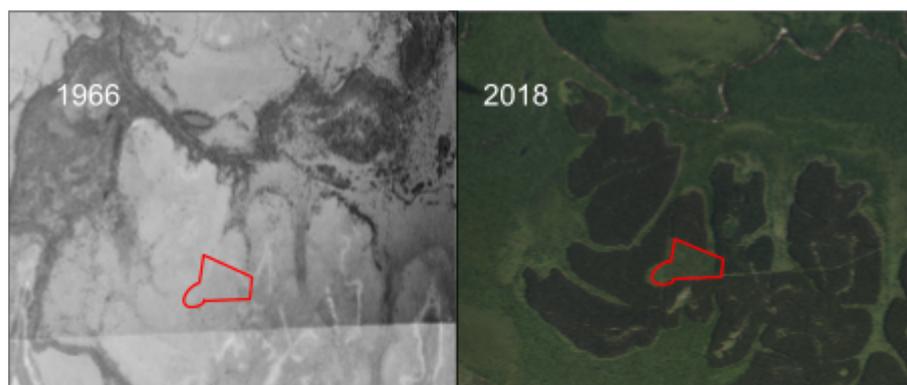
- Bannister, J. R. (2015). Recuperar bosques no es solo plantar árboles: lecciones aprendidas luego de 7 años restaurando bosques de *Pilgerodendron uviferum* (D. Don) Florin en Chiloé. In *Anales del Instituto de la Patagonia* (Vol. 43, No. 1, pp. 35-51). Universidad de Magallanes.
- Barros, S. (2010). El género *Prosopis*, valioso recurso forestal de las zonas áridas y semiáridas de América, Asia y África. *Ciencia e Investigación Forestal*, 16(1), 91-127.
- Bedoya, J. C., y Hinostroza, J. J. (2020). Revisión sistemática de estrategias de restauración activa y pasiva ante la pérdida de áreas forestales en países de Latinoamérica.
- Betancourt Rial, A. (2021). Evaluación del riesgo de los principales ecosistemas boscosos de Uruguay.
- Bilbao-Cascante, D. M. (2014). Estudio comparativo de proyectos de restauración en Latinoamérica (Bachelor 's thesis, Bogotá-Uniandes).
- Brown, S., y Lugo, A. E. (1984). Biomass of tropical forests: a new estimate based on forest volumes. *Science*, 223(4642), 1290-1293.
- Brown, S. (1997). Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer (Vol. 134). Food and Agriculture Organization.
- Brazeiro, A. (2014). Los bosques de Uruguay y sus servicios ecosistémicos. Servicios Ecosistémicos. En: IICA, I. I. de C. para la A. (2014). Memoria de los Foros Técnicos sobre servicios ecosistémicos en Uruguay. In *Journal of Chemical Information and Modeling* (Vol. 53). <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>.
- Brazeiro, A. (2018) BOSQUES DE URUGUAY NECESIDADES DE INVESTIGACIÓN PARA LA GESTIÓN SUSTENTABLE Y CONSERVACIÓN. RECIENTES AVANCES EN INVESTIGACIÓN PARA LA GESTIÓN Y CONSERVACIÓN DEL BOSQUE NATIVO DE URUGUAY, Facultad de Ciencias, MGAP, BMEL. Montevideo. 101pp.
- Brazeiro, A., Haretche, F. y Toranza, C. (2018) Monitoreo de la sucesión secundaria en bosques parque talados: Aprendizajes para la restauración. RECIENTES AVANCES EN INVESTIGACIÓN PARA LA GESTIÓN Y CONSERVACIÓN DEL BOSQUE NATIVO DE URUGUAY, Facultad de Ciencias, MGAP, BMEL. Montevideo. 101pp.
- Brazeiro, A. Betancourt, A., Haretche, F. (2020). Bosques nativos de Uruguay, distribución, diversidad y propuesta de clasificación. *PLANTAE*, 3, 18pp.
- Butler, R., Montagnini, F., y Arroyo, P. (2008). Woody understory plant diversity in pure and mixed native tree plantations at La Selva Biological Station, Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 255(7), 2251-2263.
- Caldevilla, G., y Quintillán, A. M. (2017) LA LEGISLACIÓN FORESTAL EN LA CONSERVACIÓN DEL BOSQUE NATIVO EN URUGUAY Y SE DESARROLLO A FUTURO. XXXI Jornadas forestales de Entre Ríos. Concordia, Argentina.

- Casermeiro, J., Spahn, E., De Petre, A., Prand, M., Ronconi, A. P., Rosenberger, J., y Müller, A. (2015). PID 2130 Enriquecimiento de sistemas forestales degradados del distrito Ñandubay con especies nativas leñosas. *Ciencia, Docencia y Tecnología Suplemento*, 5(5).
- Cordero, D. (2011). *Los bosques en América Latina*. Fundación Friedrich-Ebert-Stiftung.
- Crk T, Uriarte M, Corsi F, Flynn D (2009) Forest recovery in a tropical landscape: what is the relative importance of biophysical, socioeconomic, and landscape variables? *Landscape Ecology* 24:629–642
- De Paz, M., Gobbi, M., y Raffaele, E. (2019). Revisión de las experiencias de revegetación con fines de restauración en bosques de la Argentina. *Ecología Austral*, 29(2), 194–207. <https://doi.org/10.25260/ea.19.29.2.0.689>.
- Della-Sala, D., Martin, A., Spivak, R., Schulke, T., Bird, B., Criley, M., y Aplet, G. (2003). Un llamado ciudadano a la restauración forestal ecológica: principios y criterios de restauración forestal. *Restauración Ecológica*, 21 (1), 15.
- Espinosa, T. E. (2003). ¿ Cuántas especies hay? Los *estimadores no paramétricos de Chao*. *Elementos*, 52, 53-56.
- FAO. (2018). El estado de los bosques del mundo - Las vías forestales hacia el desarrollo sostenible. Roma. Licencia: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.
- FAO y PNUMA. (2020). El estado de los bosques del mundo 2020. Los bosques, la biodiversidad y las personas. Roma. <https://doi.org/10.4060/ca8642es>.
- Gichuki, L., Brouwer, R., Davies, J., Vidal, A., Kuzee, M., Magero, C., Walter, S., Lara, P., Oragbade, C. y Gilbey, B. (2019). Revivir la tierra y restaurar los paisajes: Convergencia de políticas entre la restauración del paisaje forestal y la neutralidad en la degradación de las tierras. Gland, Suiza: UICN.
- González, T.G. (2011). Aporte a la restauración del paisaje forestal. Tesis de Grado Universidad de la República, Facultad de Agronomía. Montevideo, Uruguay.
- González, S., y Cadenazzi, M. (2015). Recolonización natural por bosque ribereño en margen izquierda del embalse de Salto Grande: Identificación de especies pioneras. *Agrociencia Uruguay*, 19(1), 1-13.)
- Grela, I., y Romero, M. F. (n.d.). Estudio comparativo en dos sectores de monte de quebradas en el arroyo Lunarejo.
- Griscom, H. P., Griscom, B. W., y Ashton, M. S. (2009). Forest regeneration from pasture in the dry tropics of Panama: Effects of cattle, exotic grass, and forested riparian. *Restoration Ecology*, 17(1), 117–126. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00342>.
- Harwell, M. A. y Harwell, c.e. 1989. Environmental decision marking in the presence of uncertainty. In: Levin, S.A.; Harwel, M.A.; Kelly, J. R. y Kimball K.O. (Eds.) *Ecotoxicology. Problems and Approaches*, pp. 517-540. Springer- Verlag, New York.
- Hoekstra, J. M., Boucher, T. M., Ricketts, T. H., & Roberts, C. (2005). Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology letters*, 8(1), 23-29.
- Holl, K. D. (2002). Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. *Journal of Ecology*, 179-187.

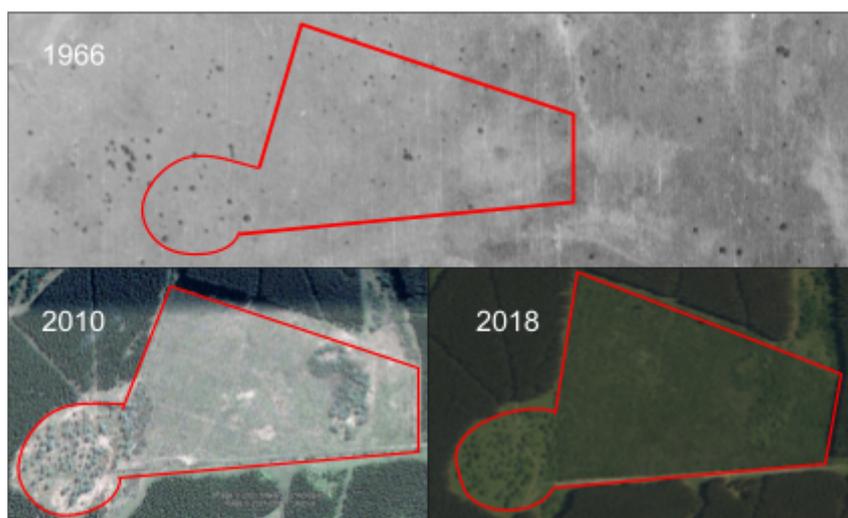
- Holl, K. D., y Aide, T. M. (2011). When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, 261(10), 1558–1563. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.004>.
- Holl, K. D. (2007). Old field vegetation succession in the neotropics. *Old fields: Dynamics and restoration of abandoned farmland*, 93-118.
- Honey-Rosés, J., Maurer, M., Ramírez, M. I., y Corbera, E. (2018). Quantifying active and passive restoration in Central Mexico from 1986–2012: assessing the evidence of a forest transition. *Restoration ecology*, 26(6), 1180-1189.
- Jiménez-Valverde, A., Hortal, J. (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, 8, 151-161.
- Lara, A., Urrutia, R., Little, C., y Martínez, A. (2010). Servicios ecosistémicos y ley del bosque nativo: No basta con definirlos. *Revista Bosque Nativo*, 47, 3-9.
- Ley N° 15.939. Registro Nacional de Leyes y Decretos, República Oriental del Uruguay, 28 de diciembre de 1987.
- Lichstein, J. W., Grau, H. R., & Aragón, R. (2004). Recruitment limitation in secondary forests dominated by an exotic tree. *Journal of Vegetation Science*, 15(6), 721-728.
- Lucas, C., Puchi, P., Profumo, L., y Ferreira, A. (2018). Tasa de incremento anual de *Scutia buxifolia* (Coronilla) y *Vachellia caven* (Espinillo) en Uruguay. *RECIENTES AVANCES EN INVESTIGACIÓN PARA LA GESTIÓN Y CONSERVACIÓN DEL BOSQUE NATIVO DE URUGUAY*, 18.
- Manrique, S. M., Franco, J., Núñez, V., y Seghezzi, L. (2009). Estimación de densidad de biomasa aérea en ecosistemas naturales de la provincia de Salta. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*, 13.
- McDonald, T., Gann, G. D., Jonson, J., y Dixon, K. W. (2016). About the Society for Ecological Restoration. *Communications Standards*, (December), 427–437. <https://doi.org/10.1016/b978-0-08-034092-0.50030-2>.
- MEA 2003. *Ecosystems and Human Well-being: a Framework for Assessment*. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Meyfroidt, P. y Lambin, EF (2011). Transición forestal mundial: perspectivas para el fin de la deforestación. *Revisión anual de medio ambiente y recursos*, 36, 343-371.
- MGAP, (2018). *Estrategia Nacional de Bosque Nativo*. Montevideo, Uruguay.
- MVOTMA. (2016). *Estrategia Nacional para la Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica del Uruguay 2016 – 2020*. Montevideo, Uruguay.
- Nunes, S., Gastauer, M., Cavalcante, R. B., Ramos, S. J., Caldeira Jr, C. F., Silva, D., y Siqueira, J. O. (2020). Challenges and opportunities for large-scale reforestation in the Eastern Amazon using native species. *Forest Ecology and management*, 466, 118120.

- Palmer, M. A., Zedler, J. B., y Falk, D. A. (2017). Ecological theory and restoration ecology. *Foundations of Restoration Ecology: Second Edition*, 5(4), 3–26. [https://doi.org/10.5822/978-1-61091-698-1\\_1](https://doi.org/10.5822/978-1-61091-698-1_1).
- Peña-Becerril, J. C., Monroy-Ata, A., Álvarez-Sánchez, F. J., y Orozco-Almanza, M. S. (2005). Uso del efecto de borde de la vegetación para la restauración ecológica del bosque tropical. *Tip Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 8(2), 91-98.
- Prach, K., & Walker, L. R. (2011). Four opportunities for studies of ecological succession. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(3), 119-123.
- Proyecto REDD+ Uruguay (2019). Análisis de los cambios en el bosque antio de Uruguay en el periodo 2000-2016 en base a Collect Earth. Bernardi, L., Boccardo, A., Miguel, C., Olivera, J., y Penengo, C. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca - Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Montevideo.
- Sabogal, C., Besacier, C., y McGuire, D. (2015). Restauración de bosques y paisajes: conceptos, enfoques y desafíos que plantea su ejecución. *Unasyuva*, 66(245), 3-10.
- Sánchez, O. (2005). Temas sobre restauración ecológica. Instituto Nacional de Ecología.
- SER (2004). Society of Ecological Restoration (SER) International, Grupo de trabajo sobre ciencias y políticas. Principios de SER International sobre la Restauración Ecológica. Society for Ecological Restoration International, 16. Retrieved from [www.ser.org](http://www.ser.org)
- Simula, M., y Mansur, E. (2011). A global challenge needing local response. *Unasyuva*, 62(238), 3-7.
- Sione, S. M., Andrade-Castañeda, H. J., Ledesma, S. G., Rosenberger, L. J., Oszust, J. D., y Wilson, M. G. (2019). Aerial biomass allometric models for *Prosopis affinis* Spreng. in native Espinal forests of Argentina. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 23(6), 467-473.
- Sione, S. M. J., Ledesma, S. G., Rosenberger, L. J., Oszust, J. D., Andrade, H. J., Maciel, G. O., & Wilson, M. G. (2020). Modelos alométricos de biomasa aérea para *Vachellia caven* en bosques nativos del Espinal (Argentina). *Quebracho (Santiago del Estero)*, 28(1), 20-33.
- Toledo-Aceves, T., Trujillo-Miranda, A. L., y López-Barrera, F. (2021). Tree regeneration in active and passive cloud forest restoration: Functional groups and timber species. *Forest Ecology and Management*, 489, 119050.
- Trujillo-Miranda, A. L., Toledo-Aceves, T., López-Barrera, F., y Gerez-Fernández, P. (2018). Active versus passive restoration: Recovery of cloud forest structure, diversity and soil condition in abandoned pastures. *Ecological Engineering*, 117, 50-61.
- Volante, J., Mosciaro, J., Poclava, M. M., Vale, L., Castrillo, S., Sawchik, J., y Trujillo, R. (2015). Expansión agrícola en Argentina, Bolivia, Paraguay, Uruguay y Chile entre 2000-2010. Caracterización espacial mediante series temporales de índices de vegetación. *RIA. Revista de investigaciones agropecuarias*, 41(2), 179-191.
- Zuleta, G. A., Malizia, R. A., Fontana, J. L., Aguilar Zurita, A., Teizeira, D., Cony, M., y Guida Jhonson, B. (2017). Áreas prioritarias para restauración ecológica (APREs) en Argentina.

## Anexo I : evolución histórica del área de estudio



**Figura 3.1.** Fotografía panorámica donde se evidencia la evolución de la cobertura boscosa entre los años 1966 y 2018 para el área comprendida en el ensayo Capilla Vieja-Queguay, departamento de Paysandú, Uruguay. Fotografías aéreas del Servicio Geográfico Militar de Uruguay para los años 1966 y 2018. En rojo se indica el área afectada en el año 2008.



**Figura 3.2.** Variación en la cobertura boscosa en los años 1966, 2010 y 2018 del bosque parque en el área de estudio comprendida dentro del ensayo Capilla Vieja- Queguay Fotografías aéreas del del Servicio Geográfico Militar En rojo se indica el área de estudio, comprendida en el ensayo Capilla Vieja- Queguay. Consultado en Octubre de 2021.

## **Anexo II : Imágenes ilustrativas de la evolución de las parcelas a través del tiempo**



**Figura 4.1.** Bosque maduro con exclusión de ganado, utilizado como control en el año 2015. Se observa dominancia de los estratos arbóreos y herbáceo con escasa representación de los estratos arbustivo y regeneración. Autoría : Alejandro Brazeiro.



**Figura 4.2.** Bosque maduro con exclusión de ganado, utilizado como control en el año 2020. Se observa menor dominancia del herbáceo, pero aún con escasa representación de los estratos arbustivo y regeneración. Autoría : Alejandro Brazeiro.

8 años en sucesión (2016)



Regeneración Activa



Regeneración Pasiva

12 años en sucesión(2020)



Regeneración Activa



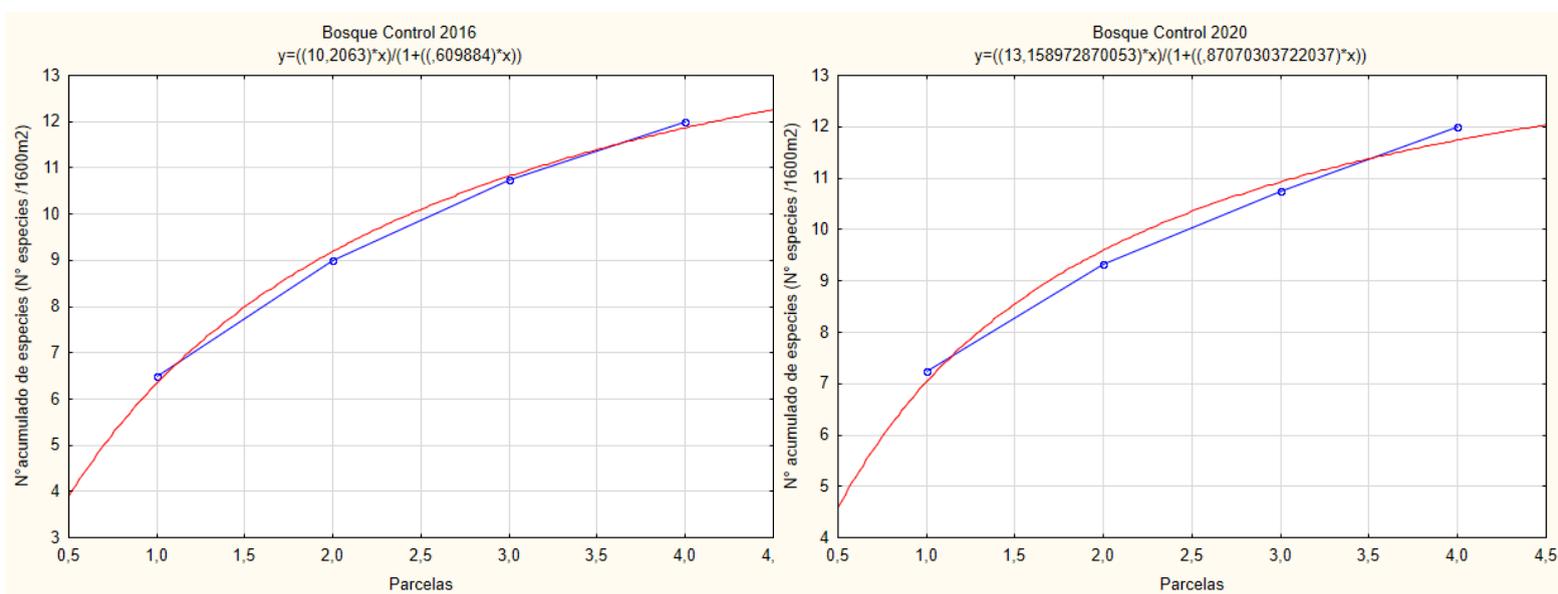
Regeneración Pasiva



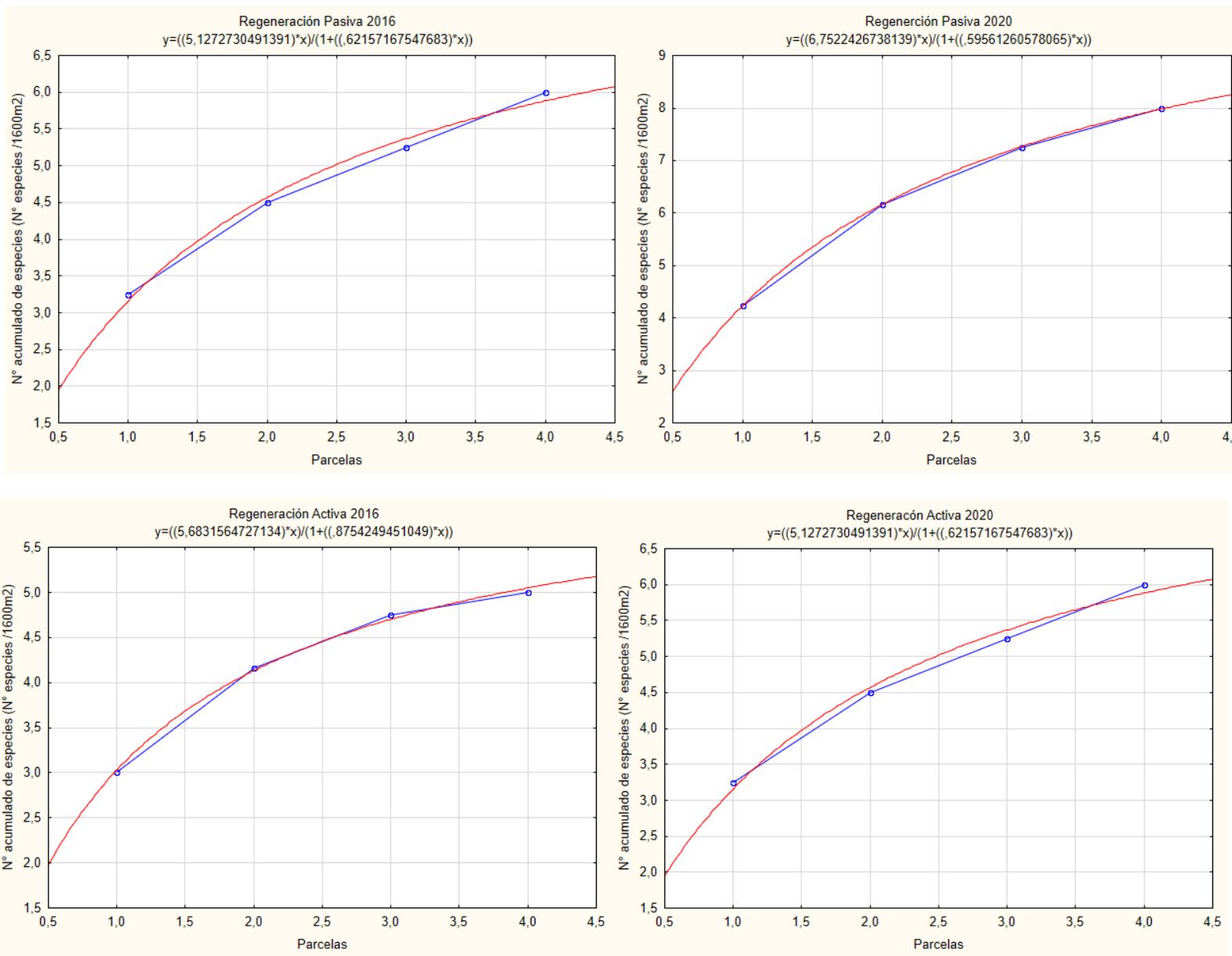
**Figura 4.3.** Esquema ilustrativo del cambio en la fisonomía de los sitios en regeneración tras 8 (izquierda) y 12 años (derecha) en proceso de sucesión.

## Anexo III : curvas de acumulación de especies por el método de Clench

Con los datos de riqueza se procedió a graficar curvas de acumulación de especies para cada tratamiento y año de muestreo. Los datos de riqueza de especies fueron analizados por medio del software estadístico EstimateS versión 9.1.0 con el fin de obtener el promedio estadístico de la adición de nuevas especies por unidad de muestreo para cada tratamiento y año de muestreo. Una vez obtenidos los promedios de adición de especie por esfuerzo de muestreo se procedió a evaluar la calidad del modelo mediante el uso de la ecuación de Clench, la cual se utiliza para modelizar la relación entre el esfuerzo de muestreo y el número de especies encontrado en un determinado muestreo. Se define a la ecuación de Clench como  $S(t) = a * t / (1 + b * t)$ , donde  $S(t)$  representa el número total de especies que predice el modelo,  $t$ , representa el esfuerzo de muestreo,  $a$ , es la tasa de incremento del número de especies al comienzo del muestreo y  $b$ , la tasa de incremento del número de especies (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003). Los datos fueron ajustados al modelo usando una regresión no lineal en el software estadístico STATISTICA versión 10. El ajuste del modelo a los datos se verificó por medio de los coeficientes de determinación ( $R^2$ ).

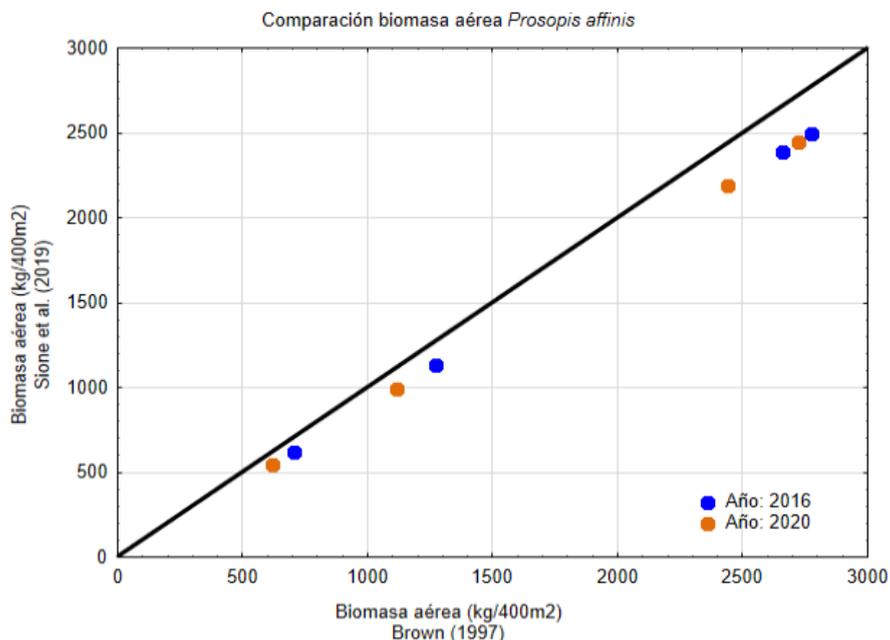


**Figura 5.1** Curvas de acumulación de especies para tratamiento el Bosque control (BC) por año de muestreo Cada curva representa valores promedio de adición de especie por esfuerzo de muestreo. Se procedió a evaluar la calidad del modelo mediante el uso de la ecuación de Clench, utilizada para modelizar la relación entre el esfuerzo de muestreo y el número de especies encontrado en un determinado muestreo.

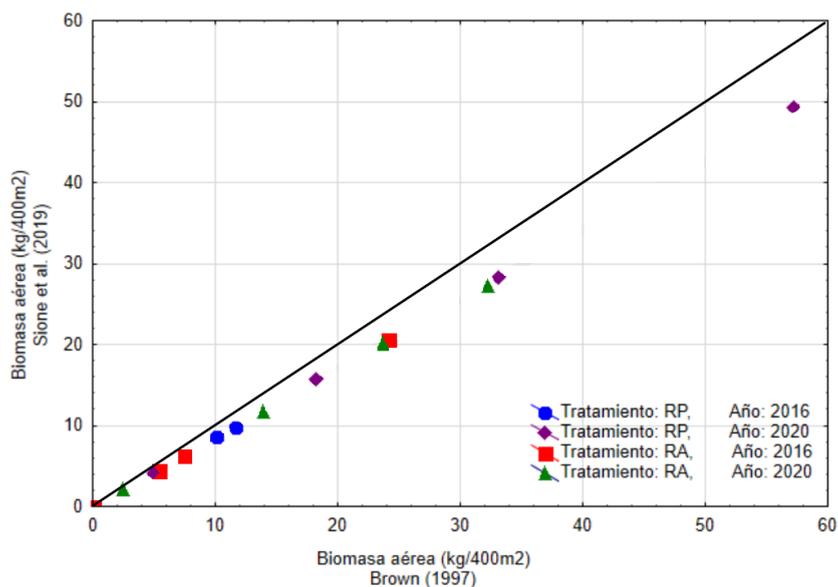


**Figura 5.2** Curvas de acumulación de especies para los tratamientos Regeneración Pasiva (RP) y Regeneración Activa (RA) por año de muestreo. Cada curva representa valores promedio de adición de especie por esfuerzo de muestreo. Se procedió a evaluar la calidad del modelo mediante el uso de la ecuación de Clench, utilizada para modelizar la relación entre el esfuerzo de muestreo y el número de especies encontrado en un determinado muestreo.

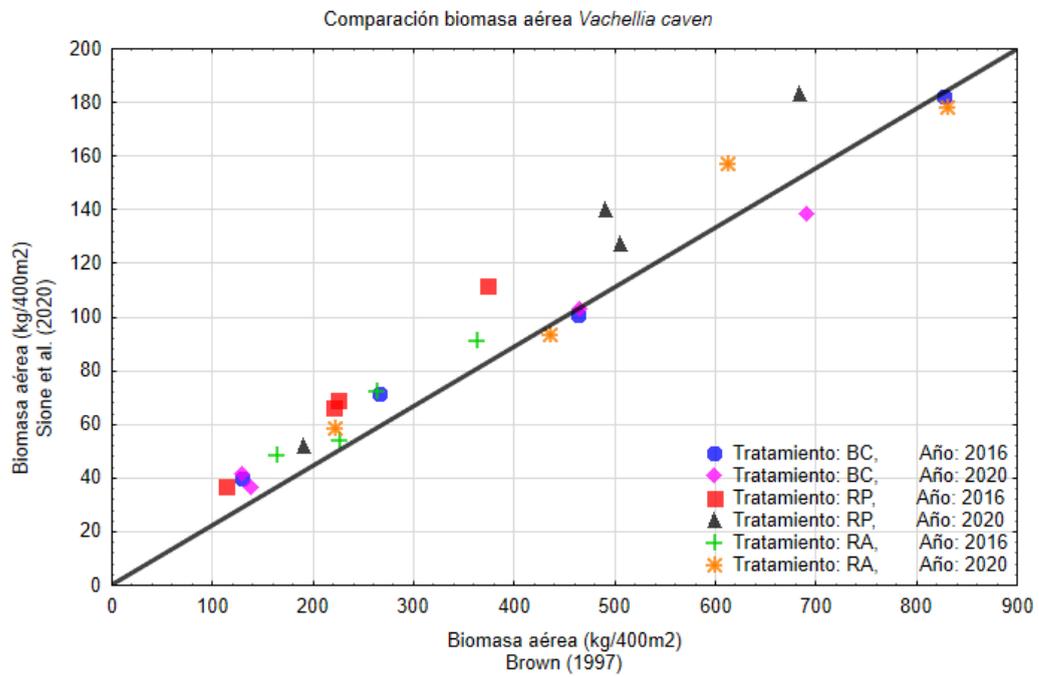
## Anexo IV: Comparación de biomasa estimada por medio de diferentes ecuaciones alométricas para las especies *Vachellia caven* y *Prosopis affinis*



**Figura 6.1.** Diagrama de dispersión de biomasa aérea acumulada por parcela, para el tratamiento Bosque Control (BC), por año de muestreo, para la especie *Prosopis affinis*. Se representan valores de biomasa aérea estimada en función de las ecuaciones alométricas propuestas por Brown (1997) y Sione et al. (2019).



**Figura 6.2.** Diagrama de dispersión de biomasa aérea acumulada por parcela, en los tratamientos Regeneración pasiva (RP) y Regeneración activa (RA) por año de muestreo, para la especie *Prosopis affinis*. Se representan valores de biomasa aérea estimada en función de las ecuaciones alométricas propuestas por Brown (1997) y Sione et al. (2019).



**Figura 6.3.** Diagrama de dispersión de biomasa aérea acumulada por parcela, para todos los tratamientos considerados (Bosque Control (BC), Regeneración pasiva (RP) y Regeneración activa (RA)) y año de muestreo, para la especie *Vachellia caven*. Se representan valores de biomasa aérea estimada en función de las ecuaciones alométricas, propuestas por Brown (1997) y Sione et al. (2020).