



PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Tesis

Invasión de leñosas exóticas y desarrollo de neoecosistemas en áreas productivas abandonadas en la cuenca del Arroyo Toledo (Canelones, Uruguay)

Estudiante: Ing.Agr. Luis Gastón Martínez Alfaro

Orientador: Dr. Alejandro Brazeiro

Tribunal: Daniella Bresciano, Oscar Blumetto, Anaclara Guido

Junio de 2024

RESUMEN

En la actualidad, se aplica el término neoecosistemas (NE) para describir ecosistemas en los que se desarrollan nuevas combinaciones de especies, producto de la acción humana, el cambio ambiental, o el impacto de la introducción deliberada e inadvertida de especies de otras regiones, los cuales, no dependen de la acción continua del hombre para su mantenimiento. En Uruguay, en las áreas periurbanas y rurales próximas a grandes urbes, suele darse una alta tasa de cambio en el uso del suelo, donde el fenómeno de invasión de especies exóticas invasoras (EEI) subyace a diferentes niveles. Entender la relación entre los cambios en el uso del suelo, el surgimiento de neoecosistemas boscosos establecidos en las últimas décadas, así como los SSEE que estas áreas arboladas producen en contextos altamente urbanizados, es fundamental para la gestión ambiental de estas áreas. En esta Tesis, abordamos esta problemática en la cuenca del arroyo Toledo (CAT) como modelo de estudio. La CAT ocupa una superficie de 97 km² en el área periurbana de la zona metropolitana (ZME) de Canelones y Montevideo. El arroyo Toledo nace en Canelones, tiene bosque ribereño a lo largo de todo su curso y desemboca en los humedales de Carrasco, en Montevideo. Históricamente, la CAT fue objeto de un intensivo uso agrícola, pero en las últimas décadas se ha producido el abandono de tierras agrícolas, al mismo tiempo que la superficie de áreas boscosas se ha incrementado. El objetivo de este trabajo fue caracterizar y evaluar en términos ambientales el fenómeno de avance de formaciones boscosas en la CAT en los últimos 52 años. Comparando fotos aéreas de los años 1966 y 2018, hemos registrado un crecimiento de 900 ha en las formaciones boscosas (7,6 % de incremento) de las cuales, 775 ha correspondieron a expansiones de antiguos bosques ribereños (BA), y 125 ha a la aparición de formaciones leñosas espontáneas (FLE), en áreas desconectadas con bosques previos. En base al relevamiento de campo de 25 parcelas, se caracterizó la comunidad arbórea de bosques antiguos, BA y FLE, haciendo foco en el grado de invasión por especies exóticas. Se identificaron 48 especies de árboles, 19 nativas (39,5%) y 29 de exóticas (60,5%). De los 2811 árboles relevados en el muestreo, 201 (7%) fueron nativos y 2610 (93%) exóticos. El alto grado de invasión observado, tanto a nivel de especies como de individuos, fue homogéneo entre las tres categorías de formaciones boscosas relevadas. Finalmente, en base a una ecuación alométrica genérica se estimó la biomasa aérea y seguidamente el stock de carbono (en adelante Stock C) de las formaciones boscosas, que ascendió a 21.910 toneladas en toda el área boscosa de la CAT. En definitiva, los resultados de esta tesis revelan cambios significativos en el uso del suelo en la CAT durante los últimos 50 años, marcados por el incremento del área urbana, reducción de las zonas de producción agropecuaria, y por una expansión notable en la superficie boscosa, fuertemente invadida por especies exóticas e invasoras. El surgimiento de estos nuevos ecosistemas (NE) boscosos ha implicado sin duda impactos negativos sobre la biodiversidad de la flora nativa, además de posibles alteraciones en la provisión de SSEE.

Idealmente, los árboles exóticos deberían ser erradicados de la CAT y los bosques restaurados, pero los costos económicos de tal empresa son enormes, así como los desafíos técnicos y ambientales del proceso de control. Por lo tanto, otras alternativas deberían explorarse, tomando en consideración los costos ambientales generados por estos NE, pero también los eventuales beneficios. Con el propósito de contribuir a este análisis, esta tesis aportó información sobre algunos beneficios ambientales, como la fijación de C, y el posible mantenimiento del hábitat para algunas especies de árboles nativos tolerantes a la invasión. Sin duda, la gestión de estos nuevos ecosistemas boscosos en la CAT representa un gran desafío para los gestores del territorio en el área más poblada del país.

PALABRAS CLAVES

Neoecosistemas; especies exóticas invasoras; cambios en el uso del suelo; periurbano.

*Dedicado a Wendy Rodríguez y Manuela Martínez
Rodríguez, por todo el amor que me brindaron para poder
concretar esto.*

AGRADECIMIENTOS

A Alejandro Brazeiro, por su dedicación, paciencia e increíble capacidad y vocación docente para transmitir y compartir los conocimientos que enriquecieron toda la propuesta.

A mi hermana Rurra por prestarme el espacio y las comodidades de su oficina para poder trabajar en el proyecto.

A los compañeros de la Dirección General Forestal. Quienes me ayudaron en el relevamiento de campo, funcionarios del Banco de Germoplasma y del Vivero Dr. Alejandro Gallinal del MGAP: Washington Nori, Marcelo Lara, Víctor Reductor, Esp. Jardinería Marcelo Bellora, Pablo Martínez, Javier Reductor, Pablo Dacosta. Así como a la Ing.Agr Ines Vanzini. Y en especial, al Ing.Agr. Andrés González, quien apoyó de forma permanente en la identificación de las especies.

A la Lic. Alejandra Betancourt, Ing.Agr. Alejandro Méndez y al TGRN. Robert Gutiérrez Olivera por su asistencia en los sistemas de información geográfica, así como al Ing.Agr. Joaquín Garrido por su ayuda en la edición de los mapas realizados.

A los compañeros, Ing.Agr. Leonardo Boragno y la Ing.Agr (Msc). Mariana Boscana. Por la información brindada y el equipo prestado.

A la Ing.Agr. Raquel Balero y la Ing.Agr. Patricia Escudero, por su confianza y apoyo en todo este proceso y permitir que este trabajo se enmarque en las actividades de la División Manejo Forestal Sostenible del Ministerio Ganadería Agricultura y Pesca. Asimismo, a Eduardo Lara por su ayuda para coordinar temas logísticos en las salidas de campo.

A todo el equipo docente y funcionarios de la MACA, en especial a Valeria Rodríguez, por el trabajo profesional que realizan en la formación de los estudiantes de la maestría.

Y a mis amigos de la I, por su apoyo.

Contenido

Invasión de leñosas exóticas y desarrollo de neoecosistemas en áreas productivas abandonadas en la cuenca del Arroyo Toledo (Canelones, Uruguay)	1
RESUMEN	2
PALABRAS CLAVES.....	3
AGRADECIMIENTOS.....	4
ÍNDICE DE FIGURAS	6
ÍNDICE DE TABLAS.....	7
SECCIÓN 1- Introducción	1
1.1 Marco Teórico	2
1.2 Antecedentes	6
1.3 Justificación de la investigación propuesta y su relevancia	9
2. Estructura general de la Tesis y sus objetivos	10
SECCIÓN 2– Mapeo de las áreas boscosas registrados en la CAT en los últimos 50 años	11
2.1. Materiales y Métodos.....	12
2.2. Resultados	15
SECCIÓN 3- Expansión de bosques en los últimos 50 años, invasión de plantas leñosas y posibles neoecosistemas en la CAT.....	20
3.1. Materiales y Métodos.....	21
3.2. Resultado.....	28
3.2.1 Orígenes de las áreas boscosas	28
3.2.2 Caracterización general de las nuevas comunidades leñosas de la CAT	31
3.2.3 Evaluación cuantitativa del grado de invasión en el área de estudio	39
SECCIÓN 4- Potenciales servicios ecosistémicos brindados por los neoecosistemas boscosos surgidos en la CAT.....	47
4.1 Materiales y Métodos.....	48
4.3 Resultados	51
4.3.1 Estimación del stock de C para la CAT	51
4.3.2 Flora nativa identificada en la CAT	56
4.3.3 Comparación de la flora arbórea nativa con sitios de referencia	63
SECCIÓN 5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES	69
5.1 DISCUSIÓN	69
5.2 CONCLUSIÓN	78
6 BIBLIOGRAFÍA.....	80
7 ANEXOS	102

ANEXO 1	102
ANEXO 2	103
ANEXO 3	105
ANEXO 4	106
ANEXO 5	117
ANEXO 6	127

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización del área de estudio. Cuenca del Arroyo Toledo (CAT) en el área periurbana de Montevideo, Las Piedras y Ciudad de la Costa.	9
Figura 2. Mosaicos de fotos aéreas de la Cuenca del Arroyo Toledo de los años 1966 (izquierda) y 2018 (derecha).	13
Figura 3. Mapas de coberturas y uso del suelo en la CAT en 1966 y 2018.	16
Figura 4. Cambio de uso del suelo en la CAT entre 1966 y 2018.	17
Figura 5. Mapa que muestra las zonas de transición y el avance del bosque en superficie desde 1966 hasta 2018.	19
Figura 6. Ubicación de las unidades muestrales. Fuente: G. Martínez-Google Earth.	27
Figura 7. BA. Bosque antiguo, presente en 1966 y 2018. Predio del Hogar Esperanza- Instituto del Niño y Adolescente del Uruguay..	28
Figura 8. ABA. Bosque que proviene de áreas de uso agrícola en el año 1966. Predio de Empresa frutícola D F. Toledo Chico. Montevideo. 1966 (izquierda) y 2018 (derecha)	28
Figura 9. ABA. Bosque originado a partir del avance de bosque sobre un área de uso Hortícola. Propiedad de A. C, productora hortícola..	29
Figura 10. FLE. Formaciones Leñosas Espontáneas en zonas agrícolas. Propietario D. P. Camino González y ruta 33. Canelones. 1966 (izquierda) y 2018 (derecha).	29
Figura 11. Parcela 8, identificada como BA según imagen 1966. En la actualidad, el área está totalmente invadida con especies exóticas invasoras (<i>Fraxinus</i> spp, <i>Gleditsia triacanthos</i> , <i>Ligustrum</i> spp).	32
Figura 12. Parcela 27, FLE. Formaciones leñosas espontáneas dominada por <i>Álamo</i> spp..	32
Figura 13. A. Gráfico de Componentes Principales. (PC1 y PC2).	37
Figura 14. Nivel promedio de perturbación por tipo de bosque identificados en la CAT (ABA, FLE y BA)..	38

Figura 15. Histograma de la cantidad de parcelas por categorías de individuos exóticos relevados, en los tipos de bosques.	43
Figura 16. Grado de invasión (media % de individuos exóticos $\pm$ Intervalo de confianza del 95%) por tipo de bosque (ABA, FLE y BA).	44
Figura 17. Histograma de la cantidad de parcelas por categorías de especies exóticos relevados, en los tipos de bosques.	45
Figura 18. Grado de invasión (media del % especies exóticas, $\pm$ Intervalo de confianza del 95%) por tipo de bosque (ABA, FLE y BA).	46
Figura 19. Histograma de categorías del porcentaje de C exótico en las parcelas relevadas. Distribución del porcentaje de C exótico en las parcelas relevadas.	51
Figura 20. Ranking de importancia del stock de C promedio capturado por especies de la CAT (Kg de C promedio capturado por especies arbóreas).	54
Figura 21. Stock de C promedio estimado para el total de parcelas, según el tipo de bosque (ABA, BA, FLE).	55
Figura 22. Porcentaje del stock de C, según el tipo de bosque (ABA, BA, FLE).	56
Figura 23. ABA. Predio del Vivero Dr. A. Gallinal. Imagen de la izquierda, pequeño rodal de <i>Acanthosyris spinescens</i> (Quebracho flojo) en área invadida por <i>Ligustrum lucidum</i>	57
Figura 24. Parcela ABA. Predio de H. Romeo. Ruta 84, km 5. 500	58
Figura 25. Parcela BA. Predio de N.A..	58
Figura 26. Parcela FLE. Predio de F. Leal.	59
Figura 27. Ubicación de las 18 parcelas con presencia de especies nativas.	62
Figura 28. Mapa de parcelas Inventario Nacional Forestal de Bosque Nativo.	63

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Usos y coberturas del suelo en la CAT en 1966 y 2018. Se presentan datos de superficie ocupada por categoría en ha y porcentaje.	15
Tabla 2. Orígenes de los tipos de bosque actuales según Cobertura/Usos del suelo en los últimos 50 años.	30
Tabla 3. Características promedio de las comunidades leñosas en diferentes tipos de bosque.	31
Tabla 4. Resumen de los resultados de la evaluación de campo de las características fisonómicas de los tres tipos de bosques	34
Tabla 5. Resultados del PCA para el conjunto de los datos fisonómicos de los diferentes tipos de bosques	35

Tabla 6. Índice de valor de importancia de las especies presentes en las tres formaciones boscosas (ABA, BA, FLE).....	40
Tabla 7. Stock de C (Kg) de Carbono promedio por hectáreas que aporta por cada una de las especies por cada una de las especies de arboles de la CAT.	52
Tabla 8. Listado y parámetros fitosociológicos (IVI) de especies nativas encontradas en la CAT.	61
Tabla 9. Nivel de Severidad promedio de invasión que presentó cada una de las 30 parcelas del IFN usada como referencia de las 30 parcelas del IFN de la zona sur del país.....	64
Tabla 10 Índice de valor de importancia (IVI) para las 30 parcelas IFN.	66
Tabla 11. Tabla comparativa de especies que fueron identificadas en la CAT y/o en las 30 parcelas (Canelones, San José, Florida y Maldonado) del Inventario Nacional Forestal de Bosque Nativo (DGF-MGAP. 2011).	67

SECCIÓN 1- Introducción



Predio del Vivero Alejandro Gallinal, imagen del mismo lugar en dos épocas distintas. Izquierda fotografía gentileza de la familia Larrosa del año 1939. Derecha fotografía gentileza Ing.Agr. Inés Vanzini del año 2023.

1.1 Marco Teórico

En 1962, Odum señala que “En la actualidad se pueden identificar la aparición de nuevos tipos de ecosistemas sintéticos, los cuales incluyen condiciones y combinaciones de organismos que nunca antes existieron en la naturaleza” (p.68).

Neoecosistemas

Los “neoecosistemas” o “ecosistemas novedosos” fueron definidos por primera vez por Chapin y Starfield en 1997, quienes utilizaron este concepto para describir ecosistemas que tienen las características bióticas y/o abióticas alteradas por la influencia del ser humano (Chapin et al., 1997). En la actualidad, Hobbs proporciona una definición más amplia, describiéndolos como *“sistema de componentes abióticos, bióticos y sociales (y sus interacciones) que, en virtud de la influencia humana, difieren de las que han prevalecido históricamente, teniendo una tendencia a autoorganizarse y manifestar cualidades novedosas sin una gestión humana intensiva”* (Hobbs, 2013).

En este sentido, el término “neoecosistemas” (NE) se aplica para describir aquellos ecosistemas en los que emergen nuevas combinaciones de especies como resultado de la introducción tanto deliberada como inadvertida de especies de otras regiones debido a la actividad humana y los cambios ambientales. Estos tienen la particularidad de que exhiben una autonomía respecto a la intervención humana constante para su mantenimiento (Hobbs et al., 2006). Estas dinámicas conllevan a fenómenos de degradación y pérdida de los distintos ecosistemas autóctonos, dando como resultado cambios en la biodiversidad y otros servicios ecosistémicos (en adelante SSEE), entendidos como los beneficios directos e indirectos que los ecosistemas proporcionan al bienestar humano (TEEB 2010; Smith et al., 2010). En este contexto, los NE terminan ocasionando impactos en los beneficios directos e indirectos a la sociedad.

Muchos NE generan cambios en la manera en que se proporcionan ciertos servicios, algunos NE pueden brindar SSEE mínimos o quizás ausentes en su forma original (Collier, 2014). Investigaciones científicas realizadas en diferentes partes del mundo identifican en los NE una oportunidad de obtener beneficios de estas áreas, teniendo presente que se ubican en lugares donde hay fuertes presiones antropogénicas, y donde restaurar el ecosistema a su estado original resulta impracticable, por lo que se ha resaltado la importancia de la cautela y un encuadre amplio al momento de evaluar estos fenómenos (Evers et al., 2018).

Es fundamental señalar que los ecosistemas novedosos (NE) albergan conjuntos de especies que históricamente no formaban parte de un bioma específico, lo que puede ocasionar alteraciones tanto en la función del ecosistema como en los servicios resultantes

(Boerema et al., 2017). No obstante, en ciertos casos, también se les atribuye la capacidad de desempeñar funciones ecológicas al alcanzar un nuevo nivel de estabilidad que difiere de su estado original, lo que les permite ofrecer otros SSEE, mejorar la biodiversidad e incluso transmitir valores culturales (Hobbs et al., 2009; Miller et al., 2016).

Se observa una marcada tendencia en la literatura científica mundial hacia la investigación de los SSEE y la biodiversidad en los ecosistemas novedosos. Por ejemplo, en 2018, Evers y colaboradores publicaron *“Los servicios de los ecosistemas y la biodiversidad de ecosistemas novedosos: una revisión de la literatura”*, la cual sintetiza los resultados de estudios previos realizados por diversos expertos en el campo, entre los años 1980 y 2016. Esta revisión ofrece una visión general de los hallazgos más relevantes en esta área de estudio, destacando cómo los ecosistemas novedosos pueden contribuir a la prestación de SSEE y al mantenimiento de la diversidad biológica.

Distintas investigaciones han valorado a los NE y han buscado identificar valores específicos que estos ecosistemas pueden ofrecer, como actuar como hábitat que respalda la biodiversidad o proporcionar servicios como el stock de C, y la adaptación y mitigación ante los distintos efectos del cambio climático (Harris et al., 2006; Vellend et al., 2013; Evers et al., 2018).

La valoración de los NE se ve condicionada por el contexto en el cual emergen. Si nos centramos en el entorno natural adyacente a áreas urbanas, gran parte de estas se sitúan en terrenos previamente destinados a actividades industriales, minería, agricultura, pequeños bosques, cursos de agua, entre otros, los cuales gradualmente están siendo absorbidos por la expansión urbana. Estos espacios, con diferentes formaciones vegetales están experimentando una revalorización por parte de los residentes locales (Brasky, 2005). En las zonas periurbanas, es común observar fenómenos de "bosquización espontánea", caracterizados por la colonización de diversas especies, tanto exóticas como nativas, en áreas que antes eran bosques y/o pastizales degradados, culminando en la formación de NE (Morello, 2001).

Áreas periurbanas y aparición de Neoecosistemas

“La composición mixta del periurbano conjuga: tramas de ciudad -producto de las extensiones desreguladas de otras épocas-, espacios de agricultura, antiguos espacios de producción que hoy conforman vacíos, espacios industriales, infraestructuras abandonadas, espacios ocupados por nuevos usos que remiten a la economía urbana, áreas naturales potentes como ser arroyos y bañados, y grandes proyectos urbanos... (Goldaracena, 2008 p.15).

En varias partes del mundo, el entramado territorial que expresa una situación de interfase entre dos tipos distintos de componentes geográficos bien diferenciados como son el campo y la ciudad, es conocido como el periurbano (Groppo, 1997). Se les puede conocer con distintos nombres: la periferia urbana, el rur-urbano, la “ciudad difusa”, la frontera campo-ciudad, el contorno de la ciudad, exurbia, entre otros. (Laquinta et al., 2000).

Definir y delimitar estas áreas es complejo debido al constante cambio y a la permanente situación transicional, ya que son zonas frágiles con fuertes expectativas de seguir siendo intervenidas y transformadas (Barsky, 2005). No obstante, estas áreas se caracterizan en general por ser entramados sociales en consolidación y por una gran heterogeneidad en el uso del suelo. Son áreas de alta dinámica, impulsada por los avances de la urbanización y el retroceso de las áreas naturales y usos rurales. La dinámica de intercambio de materia y energía en esta interfase urbano-rural es también muy elevada, marcada por flujos dinámicos de productos, capital, recursos naturales, población y contaminación. Por consiguiente, la combinación de cambio constante, complejas estructuras sociales, instituciones desconectadas y materialización espacial cambiante, demanda que estas áreas periurbanas sean estudiadas con un enfoque particular para su planificación y gestión ambiental (Allen, 2003).

Los entornos periurbanos juegan un rol clave en el desarrollo de actividades y productos agropecuarios, pesqueros, forestales y forestales no madereros, así como en la generación de servicios ecológicos (FAO, 1999). En el 2015, el periurbano marcó un hito de importancia como área, ya que comenzó a ser considerado en los Objetivos de Desarrollo Sostenible. De hecho, son vistos como áreas clave para avanzar en el progreso de las ciudades hacia la sostenibilidad y resiliencia, ya que producen SSEE valiosos para la población rural y urbana (Naciones Unidas, 2020).

La necesidad de un espacio de interfase y con límites difusos, con fuerte impronta de naturaleza, entre lo urbano y lo rural, comienza a ser preponderante en el diseño del avance urbano (FAO, 1999). Cuando estas áreas no son bien gestionadas, en particular las áreas abandonadas y degradadas (viejas tierras agrícolas, minas fuera de uso, zonas baldías, etc.), suelen ser repobladas por diferentes especies, en donde los fenómenos de invasiones con especies exóticas terminan conformando un nuevo tipo de ecosistemas, donde la generación de SSEE se ve modificada (provisión, regulación, soporte, culturales), y la posibilidad de restauración ecológica al estado original resulta poco probable (Collier, 2015).

Invasiones biológicas

El Convenio de las Naciones Unidas sobre la Diversidad Biológica, del cual Uruguay es parte (Ley 16.408/1993), define a las especies exóticas invasoras (EEI) de la siguiente manera: “*son las especies exóticas cuya introducción y/o dispersión amenaza a la diversidad biológica*”. A su vez autores como Richardson define a las plantas invasoras como: “*Plantas naturalizadas que producen descendencia reproductiva, a menudo en grandes cantidades, a distancias considerables de las plantas parentales (escalas aproximadas: > 100 m; <50 años para taxones diseminados por semillas y otros propágulos ; > 6 m / 3 años para taxones diseminados por raíces, rizomas, estolones o tallos rastreros) y, por lo tanto, tienen el potencial de extenderse por un área considerable*” (Richardson et al., 2000). Este tipo de especies, tienen la particularidad de encontrarse fuera de su distribución natural, dada por las acciones intencionales o accidentales del ser humano (CDB, 2002; CDB, 2020). En la actualidad, son cada vez más las distintas condiciones que aumentan las probabilidades de ocurrencia de las invasiones en diferentes tipos de biomas (Sala, 2000). Los cambios en el uso del suelo, el rápido crecimiento de la población mundial, el cambio climático, la globalización del comercio, el turismo y el transporte durante el pasado siglo, han impulsado un aumento drástico en la propagación de especies exóticas invasoras, ya que les ha permitido atravesar barreras geográficas naturales que anteriormente limitaban su expansión descontrolada (Vitousek et al., 1997; Wittenberg, 2001). De tal forma, miles de especies arbóreas y arbustivas se han ido esparciendo por todo el mundo, muchas de las cuales desarrollan las características de invasoras (Richardson, 2011). Una vez instaladas en el lugar, desarrollan estrategias de multiplicación que les permite una gran propagación. Además, logran adaptarse a los hábitats naturales y artificiales ocasionando cambios ambientales, alterando la composición, estructura, y función de los ecosistemas (Lowe et al., 2004). Establecidas en un lugar, presentan diferentes estrategias (presión de propágulos, armas novedosas, escape de los enemigos naturales) que les confieren ventajas competitivas frente a sus contrapartes, las especies nativas. Este fenómeno conlleva a serios problemas con implicancias ecológicas, sociales y económicas, evaluadas en términos monetarios que ascienden a miles de dólares anuales (Elton, 1958; Maron et al., 2001; Callaway et al., 2004; Theoharides, 2007). En la actualidad, la invasión de especies exóticas es reconocida como la segunda causa de pérdida de biodiversidad en el mundo (CDB, 2020).

En Uruguay, las especies exóticas invasoras son uno de los principales problemas ambientales (MVOTMA, 2018). El Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras (CEEI-MVOTMA, 2009) identificó dentro del listado de especies exóticas invasoras (EEI) arbóreas y arbustivas, una serie de especies prioritarias para la gestión, debido a su alto impacto en los bosques nativos de Uruguay, tales como: 1) *Ligustrum lucidum*, 2) *Acacia longifolia*, 3) *Pyracantha coccinea*, 4) *Fraxinus lanceolata*, 5) *Gleditsia triacanthos*, 6) *Pittosporum undulatum*, 7) *Populus alba*, 8) *Rubus ulmifolius*, 9) *Spartium junceum*, y 10)

Ulex europaeus (REDD+ Uruguay, 2020; MA, 2023). Este grupo constituye una amenaza latente que se está expandiendo en nuestros ecosistemas nativos, poniendo en riesgo la integridad de los ecosistemas boscosos (Porcile et al., 2006), generando pérdida de biodiversidad (Brazeiro, 2015).

Sin embargo, diversos autores proponen una perspectiva alternativa respecto a este tema, y lo abordan mediante un análisis que categoriza los efectos de las invasiones biológicas como "*beneficiosos*" o "*perjudiciales*". Este enfoque se basa en la evaluación del impacto específico en el servicio ecosistémico afectado, considerando, además, los usos que la humanidad le atribuye (Simberloff et al., 2013). Asimismo, es relevante destacar que la Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Biodiversidad y Servicios de los Ecosistemas (IPBES), en su más reciente informe, específicamente en el Capítulo 4 dedicado a los Impactos de las Especies Exóticas Invasoras en la naturaleza, resaltan las contribuciones de la naturaleza a las personas y la calidad de vida, planteando la idea de que "*las especies exóticas invasoras pueden tener impactos tanto negativos como positivos...*", los cuales deberían ser evaluados y considerados antes de gestionarlos (IPBES Bacher et al., 2023).

1.2 Antecedentes

En Uruguay, en las áreas periurbanas y rurales próximas a grandes urbes, suele darse una alta tasa de cambio en el uso del suelo, donde el fenómeno de EEI subyace a diferentes niveles. Un ejemplo de esto es la zona metropolitana este (ZME) entre Montevideo y Canelones, la cual se ha modificado visiblemente en los últimos 25 años (Schelotto, 2008; INE, 2020; IMM, 2013; INE, 2014). Hacia el este de Montevideo, se ubica el arroyo Toledo, límite entre estos dos departamentos. La cuenca del arroyo Toledo (CAT), de unos 97 km² de superficie (IMM, 2005), es subsidiaria de la cuenca del arroyo Carrasco, y sus humedales, sumando unos 42 km de longitud desde la naciente en las laderas de la cuchilla Pereira y la cuchilla Grande hasta su desembocadura en el Río de la Plata (Fig. 1). El arroyo Toledo, en su trayecto recorre zonas rurales y suburbanas, recibiendo contribuciones de diversos afluentes a lo largo de sus márgenes entre los que se incluyen el arroyo Meireles y diversas cañadas menores (IMM, 2005). A lo largo de toda la CAT, se comprueba una marcada tendencia a la transformación territorial y una problemática dada por la ocupación de asentamientos, tierras agrícolas abandonadas y uso de diferentes ecosistemas aledaños a los centros urbanos sin una previa planificación (Goldaracena, 2008). En una gran parte de su área, desde hace varias décadas, se han generado distintos problemas ambientales, como son la contaminación con residuos domésticos e industriales, deterioro en la calidad del agua y problemas de erosión (Arocena et al., 1989; Arocena et al., 1991; Arocena et al., 1994; Chalar, 1994).

La división política administrativa en la cual se enmarca la CAT involucra 5 municipios, D y F pertenecientes a Montevideo y los municipios de Sauce, Toledo, Barros Blancos en Canelones. La densidad demográfica es de 740 habitantes por km² (Fig.1). A nivel productivo, la cuenca es rural en casi el 60%, destacándose las actividades hortícolas, vitivinícolas, frutícola y cría de vacunos de carne (MGAP, 2011). En la última década, se puede observar la tendencia en el cambio de uso del suelo, dado por la presencia de zonas industriales y centros poblados en regiones que históricamente se dedicaban a la producción agropecuaria intensiva (un claro ejemplo de este fenómeno es el complejo Zona América en áreas que eran ocupadas por la Escuela Agraria Jackson). De la misma manera, muchas de las tierras que eran de uso productivo en el pasado, en la actualidad se encuentran abandonadas (INE, 2011; 2020; IMM, 2013; IMC, S/F; MGAP, 2011).

En muchas de estas tierras en desuso productivo se dan las condiciones para el sustento de una vegetación modificada casi totalmente con relación a la cubierta vegetal original, encontrándose en la actualidad diferentes tipos de “*neoecosistemas*”. Éstos se caracterizan por presentar una variedad de especies arbóreas y arbustivas heterogéneas en su origen, en su mayoría exóticas, muchas de ellas invasoras, y en una menor medida nativas, localizados en el llamado “*cinturón verde*” de Montevideo (IMM, 1998). Estos tipos de ambientes arbolados son las últimas áreas con grandes relictos de vegetación en la ZME, por lo que podrían jugar un rol en la prestación de SSEE para los habitantes, como por ejemplo la regulación de la calidad del aire, la fertilidad de los suelos, el control de las inundaciones, la polinización de los cultivos, el refugio de flora y fauna, la recreación e identidad cultural (Montes et al., 2008; Naciones Unidas, 2020).

Este fenómeno de neoecosistemas boscosos estaría amparado en un marco legal en el país, dado que la definición de “bosque” es lo suficientemente amplia como para englobar a esta categoría específica de formación vegetal. En Uruguay existe una normativa de alcance nacional, vinculada directamente a los recursos boscosos que el país posee (Ley Forestal N° 15.939, 1987). En base a esta normativa, se desarrolla la política forestal nacional actual, la cual es formulada y ejecutada por la Dirección General Forestal (DGF) del Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. La ley hace referencia en su artículo 4° a los bosques 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*”. A su vez, el Decreto N° 452/988 agrega que estas formaciones boscosas “*tengan una superficie mínima de 2.500 m²*”. Por otra parte, el “*instructivo de registro de bosque nativo*” de DGF incorpora que debe haber al menos 200 árboles por hectáreas y una cobertura de al menos 50%. En el artículo 24 de la Ley Forestal N° 15.939, se hace mención a la conservación: “*se prohíbe la corta y cualquier operación que atente contra la*

supervivencia del bosque nativo, con la excepción de que la corta sea para uso doméstico del establecimiento, o cuando medie autorización de la Dirección General Forestal”.

Es claro que las áreas verdes en el cinturón periurbano de Montevideo y Canelones están contemplados y regulados en distintas normativas nacionales y departamentales. Existen instrumentos de gestión a nivel nacional como departamental que intentan contemplar el desarrollo de estas áreas velando por el cuidado del ambiente (Ley N° 18.308 de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sostenible del año 1998, Plan Montevideo, 1998; Plan Estratégico Canario, 2006), sistema departamental de áreas de protección ambiental, Estrategia regional de ordenamiento Territorial y Desarrollo Sostenible Metropolitana del año 2010 (IMM, 1998; 2001; 2010; IMC, 2006). Estos documentos sientan las bases y contemplan a escala metropolitana, el desarrollo de áreas verdes, con el objetivo de mejorar la calidad de vida de los pobladores del departamento y de las localidades próximas, preservar y recuperar los cursos de agua y bañados, así como su entorno sobre los límites departamentales, generar una red de áreas bajo manejo ecológico y turístico–recreativo. En el artículo D.300 del Decreto 28.242 del año 1998 de la IMM se resalta a la CAT como un Área de Recuperación Ambiental y hace referencia a ésta de la siguiente manera: *“Áreas de Recuperación Ambiental. Corresponden a paisajes destacados que requieren su recuperación y rehabilitación para seguir a los fines de preservación ecológica y de la biodiversidad. Son susceptibles de mayor utilización recreativa y turística. Las Áreas de Recuperación Ambiental incluidas en el presente Plan son las siguientes: Costa Oeste entre Punta del Canario y el Cerro, Bañados de Carrasco (incluyendo el arroyo Toledo), Arroyo Pantanoso.”* (IMM, 1998).

Por último, las disposiciones normativas actuales no abordan de manera exhaustiva las áreas boscosas que se encuentran significativamente invadidas por EEI, un fenómeno indeseado en los ecosistemas nativos y a nivel ambiental. A pesar de que hacen referencia a los procesos de conservación, recuperación y rehabilitación de muchas de estas áreas, no incorporan criterios específicos para la gestión integral de invasiones biológicas (Ley Forestal N° 15.939/1987, IMM, 1998; Ley N° 18.308 de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sostenible del año 1998; Plan Montevideo 1998, Plan Estratégico Canario, 2006). Es fundamental que la gestión aborde el desarrollo de sistemas de apoyo a las decisiones, herramientas, planificación y acciones de prevención respaldadas por regulación, así como preparación, erradicación, contención y control de especies exóticas invasoras. Además, se requiere una gestión adaptada a las características particulares de cada sitio y ecosistema, incluyendo la restauración de los mismos (IPBES Bacher et al., 2023).

Ubicación de la CAT



Figura 1. Localización del área de estudio. Cuenca del Arroyo Toledo (CAT) en el área periurbana de Montevideo, Las Piedras y Ciudad de la Costa.

1.3 Justificación de la investigación propuesta y su relevancia

Si bien la CAT ha sido parte de diferentes estudios con distintos enfoques a lo largo de los años, este proyecto pretende atender la relación entre los cambios en el uso del suelo y el surgimiento de distintos tipos de ecosistemas boscosos formados en las últimas décadas. Estos ecosistemas boscosos han surgido debido al abandono de las actividades productivas en la cuenca, provocando la expansión de áreas boscosas (bosques de avance) que en gran medida podrían deberse a la invasión de árboles exóticos, ya sea en áreas donde existían relictos de bosques nativos (e.g., ribereño), o en nuevas áreas sin vinculación a antiguos bosques (e.g., tierras de uso agrícolas). Hasta el momento no existe en la CAT, ninguna investigación que aborde esta problemática, con las características planteadas por este proyecto. El mismo, agrega una nueva mirada a la cuenca, enfocado en el surgimiento de estos nuevos ecosistemas y el desafío ambiental que implica para el área.

Asimismo, existe una oportunidad para avanzar en la gestión sustentable del área, en el marco de compromisos internacionales, planes nacionales y regionales ya definidos, que han marcado como objetivo la recuperación ambiental de zonas como la CAT. Por lo tanto, diagnosticar este fenómeno en términos de evaluar en qué medida la expansión obedece a invasiones de especies exóticas y/o nativas, contemplando los impactos negativos, pero también los positivos, evaluando las funciones que estos nuevos ecosistemas podrían desempeñar, aportará información valiosa para la planificación y el manejo de la cuenca y el contexto en el cual esta se encuentra.

2. Estructura general de la Tesis y sus objetivos

Esta Tesis se enfoca en tres grandes preguntas:

- 1- ¿Los avances de bosque surgidos durante los últimos 50 años en la CAT están dominados exclusivamente por la invasión de especies exóticas? ¿Pueden catalogarse como neoecosistemas?
- 2- ¿Existe relación entre el grado de invasión actual de los nuevos bosques y el patrón de uso del suelo pasado?
- 3- ¿Cuánto aportan los neoecosistemas boscosos a la producción de servicios ecosistémicos en la CAT, como al stock de carbono y diversidad vegetal?

En este marco, el **objetivo general** de la tesis es:

Caracterizar y evaluar en términos ambientales el fenómeno de avance de bosques en la Cuenca del Arroyo Toledo en los últimos 50 años, con miras a aportar insumos para su futura gestión ambiental.

Los **objetivos específicos** son:

Objetivo 1- Identificar y mapear las áreas boscosas surgidas (bosques de avance) en la CAT en los últimos 50 años.

Objetivo 2- Determinar en qué medida los avances de bosques en los últimos 50 años se han dado por el fenómeno de invasión de árboles exóticos.

Objetivo 3- Identificar los potenciales servicios ecosistémicos brindados por los neoecosistemas boscosos (nuevos bosques de avance) en la CAT.

Esta tesis está estructurada en cinco secciones, tres secciones centrales que aborden cada uno de los objetivos específicos planteados, más una sección inicial de introducción y una sección final de discusión y conclusiones generales.

SECCIÓN 2– Mapeo de las áreas boscosas registrados en la CAT en los últimos 50 años



Bosque en el puente de la vía férrea sobre el Arroyo Toledo, Kilómetro 21, línea Montevideo Toledo. Zona límite entre Canelones y Montevideo. Fotografía de Gastón Martínez. 2022.

La CAT ha sufrido un intenso cambio de uso del suelo durante los últimos 52 años (1966-2018), donde la expansión urbana, el abandono de tierras agrícolas y el aumento de las formaciones boscosas parecen haber sido aspectos destacados. Esta sección se enfoca en la dinámica de las formaciones boscosas, abordando el Objetivo específico 1 de esta Tesis: Identificar y mapear las áreas boscosas surgidas (bosques de avance) en la CAT en los últimos 50 años.

2.1. Materiales y Métodos

La evaluación del cambio de uso del suelo se realizó en base a la comparación de fotos aéreas digitalizadas de la Cuenca del arroyo Toledo de los años 1966 y 2018, observando los cambios y delimitando los mismos, utilizando el software libre QGIS, con licencia GPL (en su sigla en inglés General Public License), versión 3.12.

Las fotos aéreas de 1966 corresponden al vuelo aerofotogramétrico nacional realizado a escala 1:40.000, a una altura de vuelo de 6000 metros, con una cámara Wild RC8 N° 701, lente 15 UAG 295 y una distancia focal de 152,61 mm, realizado por la empresa Sofratop. Fueron obtenidas en el Servicio Geográfico Militar (SGM), en formato digital y geográficamente referenciadas. El grupo de ortofotos correspondientes a la CAT incluyó los números: 09-0120, 09-0142, 02-1921, 09-1481, 09-1171, 09-1181, 09-1441, 09-1463, 12-0072, 12-072, 12-0691, 12-0711, 12-0741, 12-0761, 12-0891, 12-0911, 12-0921, 12-0931, 13-0721, 13-0741. Se rectificaron las imágenes utilizando el visualizador en el portal de Infraestructura de Datos Espaciales Uruguay, Imágenes Históricas, Mosaico Nacional 1966 (disponible en https://visualizador.ide.uy/ideuy/core/load_public_project/ideuy/#) (Fig. 2). De la misma forma, se realizó una cobertura digital actual a partir de las imágenes digitalizadas del vuelo de relevamiento aerofotogramétrico producto de la adquisición de imágenes digitales de cobertura nacional, *Mosaico Nacional año 2018*, el cual está disponible en el portal de *Infraestructura de Datos Espaciales de Uruguay* (IDEuy) (disponible en : https://visualizador.ide.uy/ideuy/core/load_public_project/ideuy/) (Fig. 2).

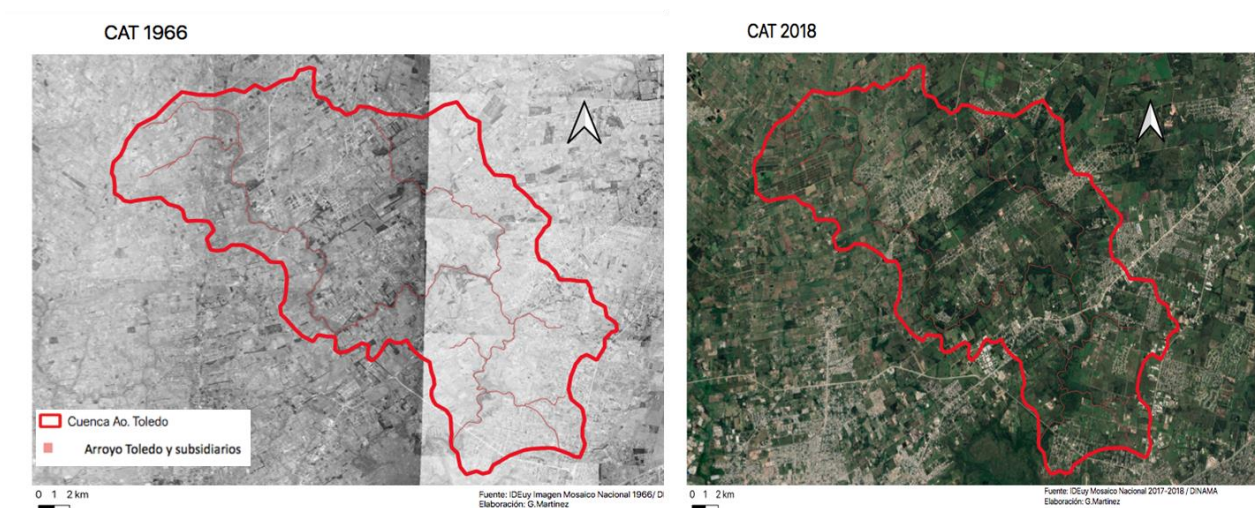


Figura 2. Mosaicos de fotos aéreas de la Cuenca del Arroyo Toledo de los años 1966 (izquierda) y 2018 (derecha).

En esta etapa se utilizó como referencia la metodología aplicada en las siguientes publicaciones: Sendra et al., (2000), Achkar et al., (2005), Di Gregorio et al., (2005), Álvarez (2015) y MGAP (2018), las cuales describen los procedimientos a seguir para caracterizar los cambios en el uso del suelo en un área determinada.

Mediante la comparación de imágenes aéreas digitalizadas de la Cuenca del Arroyo Toledo correspondientes a los años 1966 y 2018, se marcó de forma detallada las transformaciones ocurridas en el paisaje y se delimitó por categoría, usando el software QGIS. Este software proporciona una plataforma eficiente y versátil para el análisis geoespacial y la cartografía, permitiendo una evaluación rigurosa y detallada de las alteraciones en el uso del suelo a lo largo del tiempo. Además se trabajó con los datos georreferenciados integrando la información disponible de: la delimitación de la cuenca del arroyo Toledo obtenida en cursos de agua de Dirección Nacional de Topografía (Ministerio de Transporte y Obras Públicas – MTOP) y en Dirección Nacional de Agua (Ministerio de Ambiente), tipos de suelo en Dirección General de Recursos Naturales Renovables (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca - MGAP), caminería y vías férreas (ambas de Dirección Nacional de Topografía, MTOP) entre otros.

La clasificación de usos del suelo en la CAT en 1966 y 2018 se realizó tomando como referencias algunas de las clases definidas en el Mapa Integrado de Coberturas / Uso del suelo del Uruguay del año 2018, del Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca (Petraglia et al., 2018). En algunas de las clases definidas en este trabajo, fue necesario realizar ajustes para adaptarlas a las condiciones de la Cuenca del Arroyo Toledo. Se usaron en total 6 clases de coberturas /usos para la CAT:

1. *Bañados*. En esta clase se identificaron los humedales que presentan inundación o saturación recurrente o sostenida en o cerca de la superficie, suelos con signos de hidromorfismo, y la composición del tapiz herbáceo se encuentra representada en algún grado por especies hidrófilas (Petraglia et al., 2018).
2. *Bosques nuevos* (o Formaciones Leñosas Espontáneas, FLE). Se aplica a formaciones boscosas (con especies nativas y/o exóticas) presentes al año 2018, en áreas donde previamente no había bosques anexos que facilitan su establecimiento; no son plantados (adaptado de Proyecto REDD+ Uruguay, 2020).
3. *Bosque plantado*. Son formaciones boscosas producto de la plantación de árboles, ya sea con fin productivo, como abrigo para el ganado o con fin ornamental. En general corresponden a plantaciones forestales con *Eucaliptus*. En esta clasificación no se consideraron a los bosques frutales de producción frutícola.
4. *Bosque ribereño*. Es el bosque nativo fluvial que acompaña la gran red hidrográfica de ríos y arroyos, asociado al arroyo Toledo y subsidiarios. Incluye a bosques antiguos (i.e., detectados desde 1966) como nuevos, es decir, surgidos posteriormente a 1966 y detectados en 2018.
5. *Zonas de producción agropecuaria*. Zonas dominadas por usos agropecuarios, como cultivos agrícolas y cría de animales para la producción.
6. *Zonas urbanas*. En estas áreas se incluyen, parques, áreas baldías, industrias, campos deportivos, plantas de tratamiento de aguas, instalaciones de transporte. Puede incluir pequeñas áreas de cultivos hortofrutícolas y canteras, areneras, minas a cielo abierto, etc. (Petraglia et al., 2018).

Se generaron cartografías digitales (formato SHP file) a partir del análisis de las fotos aéreas digitalizadas del año 1966 y 2018, identificando en forma manual las distintas clases de uso y cobertura de suelo, prestando especial atención a los bosques naturales. A continuación, se señalan algunos criterios utilizados durante la clasificación:

- a) Todas las clasificaciones se realizaron fijando la escala de trabajo en 1:7.000.
- b) Se utilizó un tamaño mínimo de parche cartografiable igual a 0.3 ha. Es decir, todos los parches menores a 0.3 ha no fueron considerados, quedando incluidos en la clase dominante.
- c) Las líneas correspondientes a los cursos del A. Toledo y a la delimitación de la cuenca, fueron unidos en una sola capa (shape file). Ambas capas fueron obtenidas del geo portal ambiental del Ministerio de Ambiente.
- d) Las clasificaciones y capas generadas fueron chequeadas por técnicos especialistas en QGIS, donde se realizaron ajustes de edición en algunos casos.

Por último, se elaboró un mapa de zonas de transición, que muestra las diferencias entre los lugares donde antes no había bosque nativo (1966) y en la actualidad existe área boscosa (2018). Se identificaron tres categorías:

-*Bosque antiguo (BA)*: corresponde a masas boscosas identificadas en 1966, y presentes en 2018, que corresponden a bosque de tipo fluvial.

-*Área boscosa de avance (ABA)*: son áreas de avance boscoso detectadas en 2018, producto de la expansión del bosque nativo presente en 1966.

-*Formación boscosa espontánea (FLE)*: son bosques que emergieron de forma espontánea luego de 1966, desconectados de bosques antiguos, y que fueron detectados en 2018.

Las áreas boscosas clasificadas como ABA y FLE constituyen avances de bosque, y en definitiva representan en conjunto el área de bosque ganada en el período 1966-2018.

2.2. Resultados

Los mapas de uso y cobertura del suelo de la CAT en 1966 y 2018 se presentan en la Figura 4, y las superficies por categoría de uso del suelo y año se muestran en la Tabla 1 y Figura 4. En 1966 el principal uso era la producción agropecuaria, ocupando un 80,6% de la cuenca. Las zonas urbanas y bosques plantados ocupaban un segundo escalón de importancia, con un 11,6% y 5,2% respectivamente, mientras que las coberturas naturales eran muy escasas, los bosques ribereños cubrían 1,7% y los bañados un 1,0%.

En 2018, las zonas de producción agropecuaria siguen siendo dominantes, pero con un descenso considerable, ocupando un 62,2% de la CAT. Las zonas urbanas siguen en segundo lugar, pero ahora cubriendo una mayor superficie, que alcanza el 20,6%. Los bosques ribereños aumentaron considerablemente su porcentaje de ocupación (8,0%), debido al avance de bosques (ABA), superando a los bosques plantados (7,0%). También se registró la aparición de nuevos bosques desconectados de antiguos fragmentos boscosos (FLE), cubriendo el 1,3% de la cuenca, mientras que las áreas de bañados bajaron al 0,6%.

Tabla 1. Usos y coberturas del suelo en la CAT en 1966 y 2018. Se presentan datos de superficie ocupada por categoría en ha y porcentaje.

Categoría de uso del suelo	Superficie ocupada (ha)	
	1966	2018
Zona de producción agropecuaria	7835,5 (80,6%)	6070,9 (62,2%)
Zona urbana	1124,4 (11,6%)	2005,3 (20,6%)
Bosque ribereños	163,4 (1,6%)*	774,8 (8,2%)*
Bosques plantados	501,9 (5,2%)	682,7 (7,1%)
Bosques nuevos (FLE)	-	124,8 (1,3%)
Bañados	93,9 ha (1,0%)	56,8 (0,6%)

* De la diferencia entre estas cifras surge el área de ABA (611,4 ha)

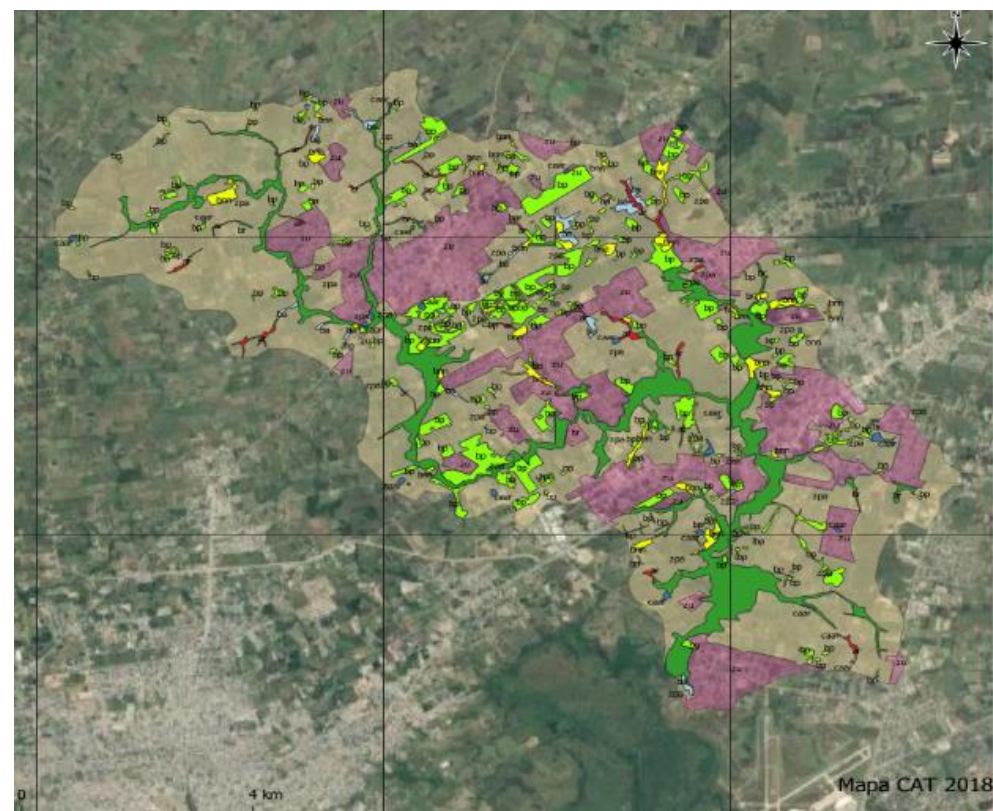
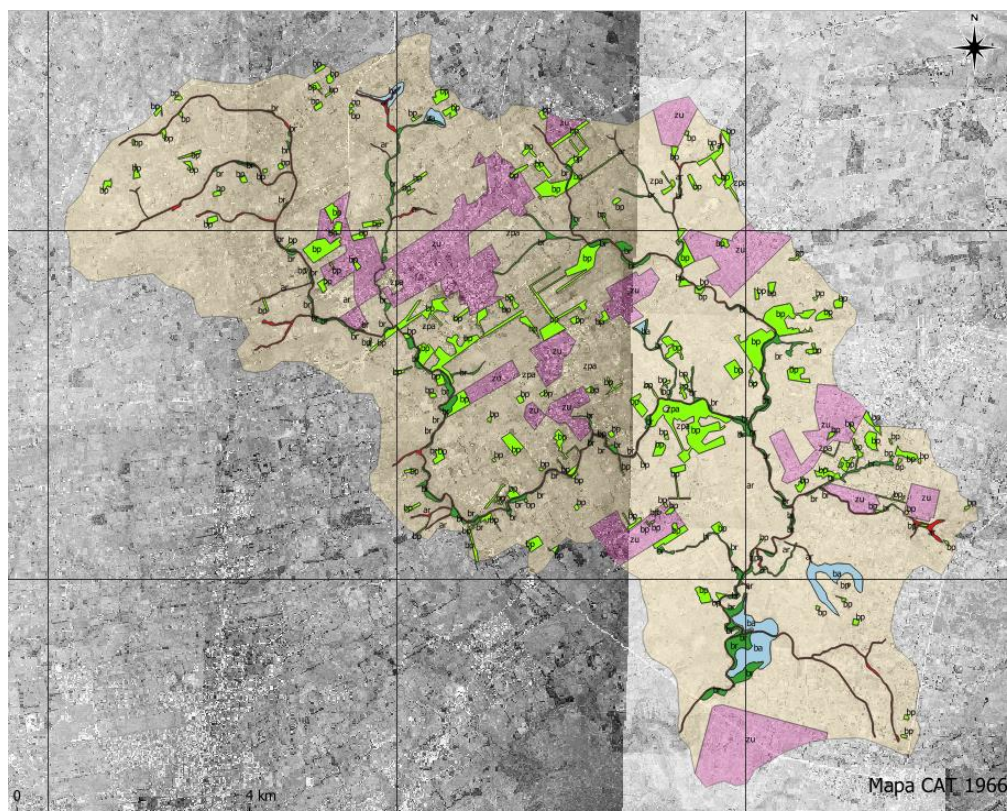
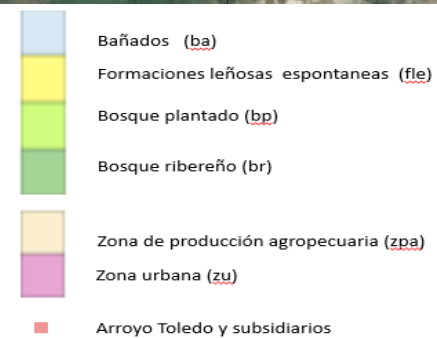


Figura 3. Mapas de coberturas y uso del suelo en la CAT en 1966 y 2018.



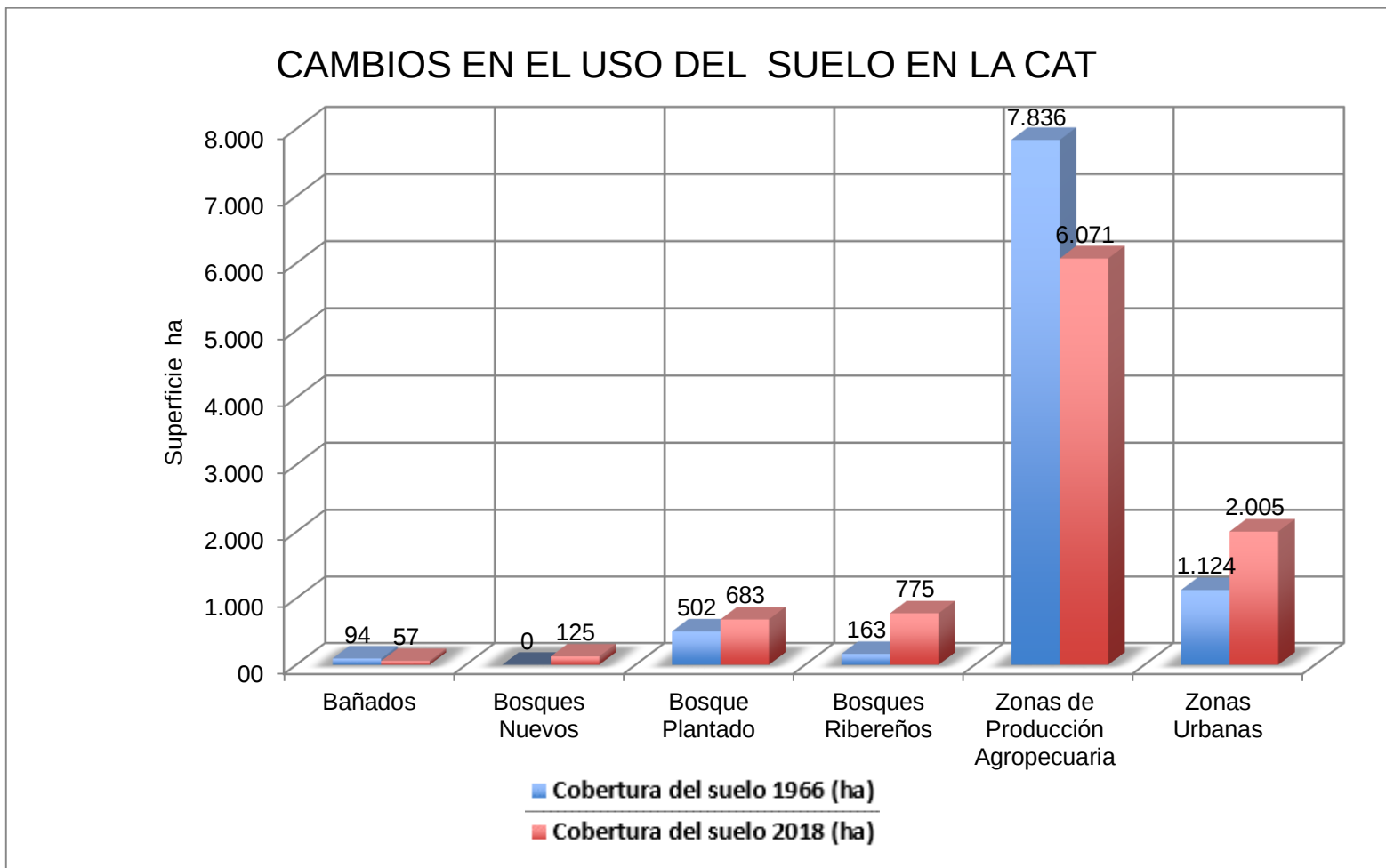


Figura 4. Cambio de uso del suelo en la CAT entre 1966 y 2018. Bosques nuevos = FLE.

El análisis espacial del cambio en las áreas de bosque entre 1966 y 2018 muestra claramente que fenómenos de expansión de bosque nativo ocurrieron prácticamente a lo largo de toda la CAT, observándose en las zonas alta, media y baja (Fig. 5). En la cuenca alta, como era de esperar, el área de bosque es relativamente menor, al igual que la expansión. En la zona alta, se observa una mayor expansión en el sector noroeste, y una muy escasa expansión en el sector noreste, en el arroyo Meireles. En las zonas media y baja de la cuenca, los niveles de expansión fueron muy variables, apreciándose cierta tendencia a mayores avances en las áreas de confluencia de tributarios, como, por ejemplo, en la zona cercana a los bañados de Carrasco.

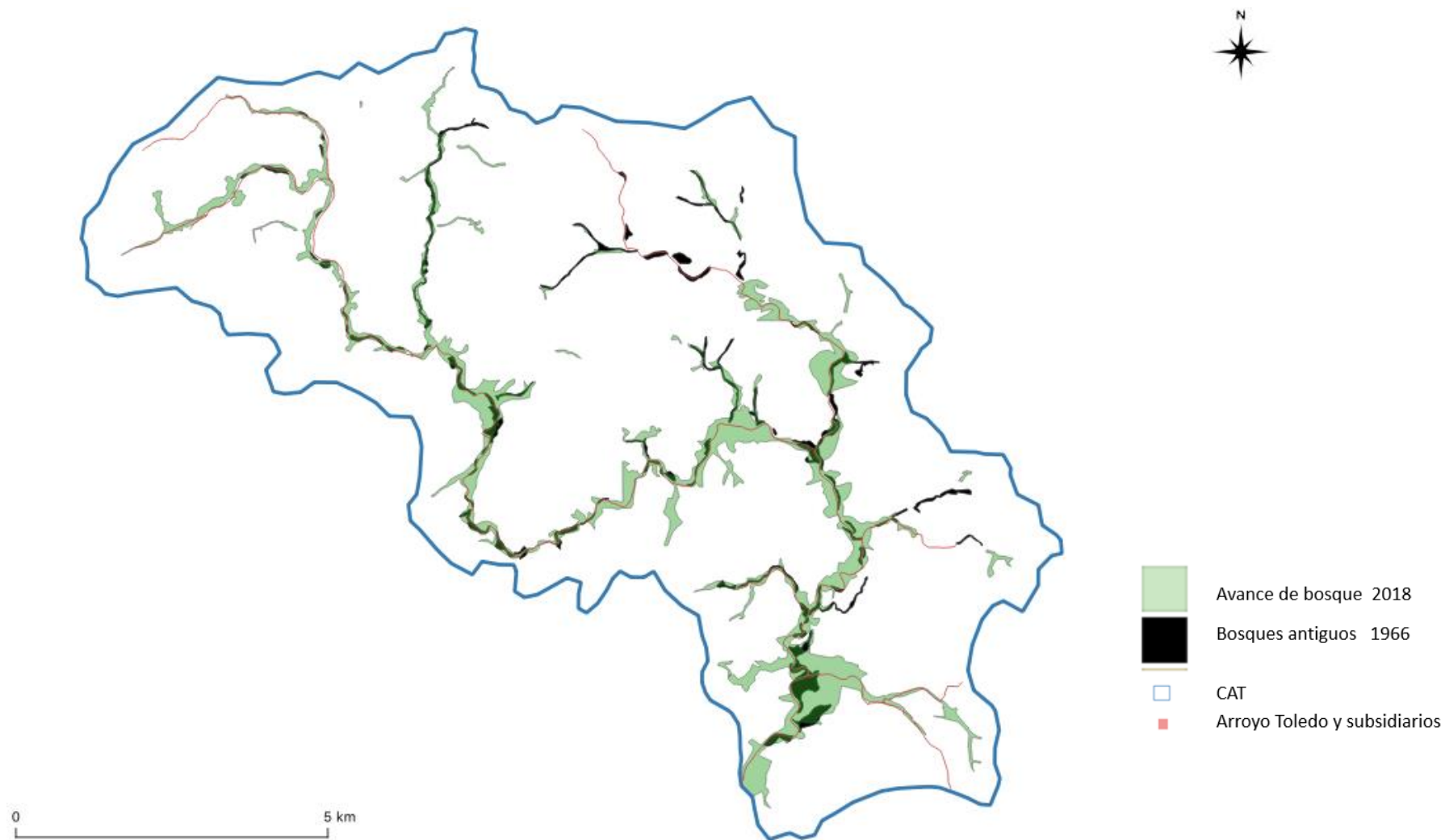


Figura 5. Mapa de cambio de áreas boscosas en la cuenca del arroyo Toledo entre 1966 y 2018. En negro se indican los antiguos bosques nativos identificados en 1966. En verde se representan las áreas de nuevos bosques, ausentes en 1966 y registrados en 2018. Nota: las formaciones boscosas espontáneas (FLE) no son cartografiables por ser de muy pequeño tamaño.

SECCIÓN 3- Expansión de bosques en los últimos 50 años, invasión de plantas leñosas y posibles neoecosistemas en la CAT



Ecosistema novedoso. Área totalmente invadida con especies exóticas (*Fraxinus spp.*, *Gleditsia triacanthos*, *Ligustrum spp.*, *Rubus ulmifolius*). Costa del arroyo Toledo sobre el camino del Andaluz. Montevideo. Fotografía de Gastón Martínez, 2022.

Esta sección está orientado a explicar el origen de la expansión boscosa a lo largo de toda la CAT y evidenciar qué características presentan, abordando el Objetivo específico 2 de esta Tesis: Determinar en qué medida los avances de bosques en los últimos 50 años se han dado por el fenómeno de invasión de árboles exóticos.

3.1. Materiales y Métodos

La clasificación de los orígenes de los bosques se llevó a cabo mediante la aplicación de los siguientes criterios: en el caso de que la presencia de un bosque fuera evidente en la imagen de 1966, se procedió a verificar la persistencia de esos mismos bosques en la imagen correspondiente al año 2018, clasificándolos como bosques de origen antiguo (de aquí en adelante Bosque Antiguo: BA). Por otro lado, en situaciones en las que la imagen de 1966 revelara una cobertura del suelo destinada a uso agrícola en proximidad a un BA, y al examinar la imagen de 2018, y se identificara la misma ubicación con un área boscosa, se catalogó como Áreas de Bosque de Avance (de aquí en adelante ABA). Adicionalmente, a lo largo de la cuenca y en diversas localidades, se identificó una formación boscosa particular a la cual se le nombró: Formaciones Leñosas Espontáneas (FLE) (ver Sección 2). Estos bosques espontáneos tienen la particularidad que no entran dentro de la clasificación de ABA, ni de BA, no estaban presentes en la imagen de 1966 y no se encontraban en cercanía a ningún bosque antiguo (BA). Se observó que la cobertura de suelo que históricamente ocupaban en la imagen de 1966 estaba destinada a fines agrícolas. Cabe señalar que el término “Formaciones espontáneas” fue previamente usado por el Proyecto REDD+ Uruguay (2020) para referirse a rodales compuestos por árboles de especies exóticas con escasa presencia de especies autóctonas, asociados a estructuras humanas que aparentemente facilitan su establecimiento, pero que no fueron plantados.

A los efectos de realizar relevamientos de campo de las distintas áreas boscosas, se seleccionó una muestra aleatoria de 30 puntos, distribuidos entre BA, ABA y FLE, a lo largo de la cuenca hidrográfica utilizando la función de puntos aleatorios del programa. Previo al muestreo en cada parcela, se realizaron visitas e inspecciones visuales de cada lugar, para luego contactar a los propietarios y/o responsables de las áreas asignadas por QGIS (detalles de los predios disponibles en el Anexo 1).

A través de entrevistas a los propietarios o responsables de los sitios identificados, se obtuvo información detallada sobre los diversos usos del suelo experimentados por el área de muestreo en las últimas cinco décadas. Este conjunto de datos fue esencial para validar las inferencias realizadas sobre los orígenes de los bosques durante el análisis de gabinete con las imágenes digitalizadas de 1966 y 2018. Las entrevistas permitieron la clasificación del "Uso del suelo en el pasado" de cada punto de muestreo donde se evidenció la presencia de áreas boscosas en 2018, lo que a su vez posibilitó rectificar el origen del bosque para ese punto de muestreo. Posteriormente, para corroborar esta información hasta los últimos

30 años, a partir de 1988, se recurrió a la herramienta "Historial del Imagen" de Google Earth.

Con base en la información recopilada, se elaboró una tabla con todas las parcelas relevadas, identificados según el tipo de bosque en la actualidad (BA, ABA y FLE). A cada uno de estos puntos se les incorporó información correspondiente a las distintas categorías de cobertura y uso del suelo identificadas en la CAT en el pasado. Este procedimiento permitió entender el origen de los tipos de bosques. Las categorías "Uso del suelo en el pasado" fueron las siguientes:

Agricultura: Áreas dominadas por usos agropecuarios, con cultivos agrícolas y/o cría de animales para la producción, excluida la horticultura. Incluye zonas destinadas a cultivos herbáceos de secano o praderas artificiales, como maíz, soja, praderas de alfalfa, etc. (Petraglia et al., 2018; Álvarez et al., 2015).

Bosque nativo: Hace referencia al bosque nativo fluvial que acompaña la extensa red hidrográfica de ríos y arroyos, asociado al arroyo Toledo y sus afluentes (Ley Forestal N° 15.939, 1987; Petraglia et al., 2018; Álvarez et al., 2015).

Horticultura: Zonas dedicadas a la producción hortícola, que pueden incluir otros usos con suelos descubiertos o diversas coberturas, como frutales y viñedos (Petraglia et al., 2018; Álvarez et al., 2015).

Forestación: Áreas con formaciones boscosas resultantes de la plantación de árboles, ya sea con fines productivos, como abrigo para el ganado, o con fines ornamentales. En general, corresponden a plantaciones forestales con especies como Eucaliptus, Pinos, u otras (Petraglia et al., 2018; Álvarez et al., 2015). No se consideraron bosques frutales de producción frutícola en esta clasificación.

Campo Natural: Pastizales naturales con escasa modificación antrópica, caracterizados por comunidades vegetales heterogéneas en composición y estructura (Petraglia et al., 2018; Álvarez et al., 2015; Rosengurtt et al., 1939).

Para las áreas muestreadas en las parcelas de campo, se examinó la variación en el grado de invasión en relación con los diferentes tipos de usos del suelo identificados. Este análisis requirió la agrupación de la información según su similitud, dividiendo los datos en dos categorías, por un lado, se agrupó a la agricultura, forestación y horticultura, en contraste con áreas de campo natural y bosque. Ver detalles estadísticos en Anexo 4.

Relevamiento de campo

Debido a restricciones temporales, la colecta de datos en campo se efectuó en 25 puntos seleccionados estratégicamente y no de 30 como se planificó originalmente.

Los 25 sitios de muestreo incluyeron, 11 ABA, 10 BA y 4 FLE. Cabe señalar que el área de FLE en la CAT es marcadamente menor que las áreas de las otras dos categorías de bosque. En cada punto se realizaron evaluaciones rápidas de campo de la comunidad leñosa siguiendo métodos estándares, adaptados de distintas metodologías (Mitchell, 2010; MAGP-DGF, 2015; Etchebarne et al., 2018; Brazeiro. A 2019 comunicación personal; Blumetto et al., 2019; Carabio et al., 2020). Se utilizaron transectos de 100 m de largo por 2 metros de ancho (parcela de 200 m²), a lo largo de las cuales, se relevaron todas las especies arbóreas (exóticas y nativas), su DAP (diámetro a la altura del pecho), cantidad de rebrotes (máximo de 6 rebrotes) y altura total de cada individuo. A su vez, se evaluaron las características fisonómicas del bosque en 10 subparcelas de 1 x 1 m, separadas sistemáticamente cada 10 metros dentro de cada transecto. En cada subparcela se determinó la cobertura y altura de los siguientes estratos: suelo desnudo, mantillo, troncos caídos (de más de 10 cm de DAP), herbáceas, sotobosque, dosel general, dosel emergente (Ver datos *in extenso* en Anexo 5). Las coberturas se estimaron visualmente, ajustando la escala de Braun-Blanquet (1979) como base (Clase 0: 0%, Clase 1: <1%, Clase 2: 1-5%, Clase 3: 6-25%, Clase 4: 26-50%, Clase 5: 51-75% y Clase 6: 76-100%). De la misma forma, también se determinó la presencia o ausencia de musgos y epífitas, así como signos de: fuego, inundación, ganado y tocones. Hay que mencionar, además que en todas las parcelas se realizaron registros fotográficos de las mismas.

Por otra parte, en cada parcela de muestreo, se tomaron en cuenta los siguientes criterios:

- 1) Orientación: El sentido de orientación de cada parcela fue seleccionado con el objetivo de capturar la máxima heterogeneidad presente en las áreas boscosas. La disposición de la transecta se estableció de manera perpendicular al curso de agua, partiendo desde su margen e ingresando desde la parte menos densa del bosque hasta la más densa. Este recorrido se extendió hasta alcanzar el límite del curso de agua y/o el centro del monte.
- 2) Ancho del bosque: En aquellos escenarios donde la amplitud del bosque resultó ser inferior a 100 m, se procedió a la delimitación de segmentos adicionales para alcanzar la extensión establecida de 100 m. Se consideró crucial que las transectas fueran dispuestas de manera paralela, manteniendo una distancia mínima de 20 m y una máxima de 50 m, ajustándose a las condiciones topográficas y de accesibilidad del entorno. Cabe destacar que el muestreo excluyó deliberadamente áreas discontinuas, parches o fracciones de la superficie boscosa, con el propósito de preservar la coherencia espacial y garantizar la representatividad de las observaciones.
- 3) Se consideraron como posibles áreas de muestreo, aquellas con una superficie mayor a 2 ha.
- 4) Para los bosques FLE, que poseían muy bajas riquezas de especies arbóreas, pero muy altas densidades, se relevó únicamente medio transecto (50 m), cuando se observó una alta homogeneidad dentro del transecto.

Con base en la totalidad de la información recolectada en el campo, se llevó a cabo una caracterización exhaustiva de las comunidades leñosas pertenecientes a los tres tipos de bosques identificados en la CAT: ABA, BA y FLE. Se procedió a la agrupación y análisis de la información proveniente de parcelas del mismo tipo. Se realizaron cálculos específicos para el Diámetro a la Altura del Pecho (DAP), la altura, el área basal promedio y el número de árboles por hectárea en cada caso. Posteriormente, se confeccionó una tabla comparativa que integra esta información, con toda la información recopilada en el terreno y procesada en el gabinete. En todos los casos se realizó registro fotográfico para respaldar y complementar la documentación científica obtenida.

Asimismo, se realizó un resumen de toda la información relevada en cada una de las parcelas, agrupando la información por tipo de bosque, presentando los resultados de los parámetros de cobertura y altura de los siguientes estratos: suelo desnudo, mantillo, troncos caídos (de más de 10 cm de DAP), herbáceas, dosel general, dosel emergente (Anexo 5).

Además, se procedió a la evaluación cualitativa del nivel de perturbación, identificados durante los muestreos de campo, para los tres tipos de bosques (BA, ABA FLE), tomando como referencia distintas publicaciones científicas: Carrere, 1994; With, 2002; Gavier, 2004; Rejmánek et al., 2005; Martino, 2006; Búrmida, 2011; Vilà et al., 2011; REDD+ Uruguay, 2020. Estos estudios establecen vínculos entre los diferentes niveles de perturbación, ya sean de origen natural o antrópico, y los procesos de invasión. Destacando que la presencia de perturbaciones en el bosque, como incendios, talas selectivas, aclareos, pastoreo excesivo, desarrollo urbano, inundaciones, puede acelerar los procesos invasivos. En el campo, la evaluación del nivel de perturbación se llevó a cabo en las parcelas y en su entorno inmediato, al momento de relevar los datos de cada uno de los cuadrantes de 1 x 1m, mediante observación, de acuerdo con un protocolo previamente establecido (adaptado de: MAGP-DGF en 2015; Etchebarne et al., 2018; Blumetto, 2019; Brazeiro. A 2019 comunicación personal; Carabio et al., 2020) (Anexo 5). El grado de perturbación se evaluó a través de un índice construido a través de la sumatoria de 4 indicadores cualitativos:

1. Evidencia de Fuego: se llevó a cabo una evaluación de los daños causados por el fuego en el área de la parcela, focalizando la atención en los impactos sobre la vegetación y el suelo. Técnicas de observación directa en el sitio fueron empleadas con el objetivo de identificar los efectos del fuego en árboles y plantas. Se otorgó especial atención a la detección de signos como ramas y hojas quemadas, troncos carbonizados y daños en la corteza (Agee, 1993; MAGP-DGF, 2015).
2. Tala /Tocones: se reconoció la presencia de árboles talados, se evaluó la calidad de los cortes realizados y se verificó la existencia de tocones o restos de madera, confirmando de manera concluyente que los árboles han sido efectivamente cortados (MAGP-DGF, 2015; Etchebarne et al., 2018).

3. Ganado: se observaron en el entorno forestal áreas donde la presencia del ganado dejó evidencia, manifestada en huellas, excrementos y zonas de pastoreo intensivo. Asimismo, se procedió a la búsqueda de daños específicos, tales como pérdida de hojas, ramas fracturadas o deterioro evidente de la cubierta vegetal (MAGP-DGF 2015; Etchebarne et al., 2016; Etchebarne et al., 2018).

4. Inundación: se buscó contemplar los flujos de agua y los residuos dejados por la resaca en el entorno boscoso y en los alambrados adyacentes una vez que las aguas han retrocedido. Además, se buscaron signos de erosión del suelo y la eventual acumulación de sedimentos en la zona boscosa de la parcela de muestreo (MAGP-DGF 2015; Etchebarne et al., 2018).

En cada transecto se realizaron 10 observaciones, en los puntos de muestreo usados para evaluar la fisonomía. Allí se registró la presencia (valor=1) o ausencia (valor=0) de los cuatro indicadores arriba definidos. La sumatoria de signos de perturbación por transecta se utilizó como índice de perturbación, que potencialmente varía entre un mínimo de 0 y un máximo de 40.

Además, a partir de la colecta de datos en cada parcela, se llevó a cabo una evaluación cuantitativa del grado de invasión en el área de estudio. En este contexto, se empleó el Índice de Valor de Importancia (IVI) para las especies identificadas, y se analizó la abundancia de exóticas en las parcelas de campo mediante el estudio del porcentaje de individuos y especies exóticas.

Mediante el procesamiento de los datos de campo, se realizó el cálculo de los parámetros estructurales del bosque. Considerando como base la comparación de las composiciones florísticas de las muestras tomadas en las comunidades arbóreas identificadas a lo largo de la CAT, se realizó un estudio fitosociológico básico basado en el Índice de Valor de Importancia (IVI) para las especies identificadas. Para toda la cuenca, se calcularon los patrones espaciales de las especies y de la distribución de frecuencias de las mismas utilizando para ello parámetros descriptores de la estructura horizontal, como son: abundancia (número de individuos existentes en el área muestreada), dominancia (ocupación que tiene estos individuos en el área, considerando su área basal), frecuencia (número de veces que aparece una especie respecto al número de sitios que se muestrearon) y el índice de valor de importancia, como la sumatoria de estos tres parámetros en términos relativos ($IVI\ 300 = A\ \% + D\ \% + F\ \%$) (Sorrentino, 1997) (Anexo 2).

Además, para determinar el grado de invasión, se calculó la abundancia de exóticas, según el tipo de bosque (ABA, BA, FLE) evaluando el porcentaje de individuos exóticos y el porcentaje de especies exóticas.

Análisis estadísticos

Para resumir la variabilidad fisonómica de los bosques, y evaluar tendencias según las tres categorías consideradas (BA, ABA, FLE), se realizó un análisis de componentes principales para integrar todas las variables mediadas (ver detalles en Anexo 4), que fue implementado en el programa PAST versión libre 4.04 (Hammer et al., 2013).

La variabilidad

Se aplicó análisis estadístico, para analizar los datos y comparar las medias entre los diferentes grupos, se empleó Análisis de Varianza (ANOVA), y se usó la prueba de Tukey para los contrastes *a posteriori*. Fueron evaluados los supuestos de homocedasticidad y normalidad de los residuos, siendo estos positivos. Se trabajó con las herramientas estadísticas proporcionadas por Microsoft Excel (Microsoft Corporation, 2019) y el software estadístico PAST versión libre 4.04 (Hammer et al., 2013), (Ver detalles estadísticos en Anexo 4).

La variación del nivel de perturbaciones por tipo de bosque (ABA, BA, FLE) se evaluó mediante un análisis de varianza (ANOVA), y pruebas de Tukey para realizar contrastes a posteriori. La variabilidad del grado de invasión, en términos de riqueza y abundancia de especies exóticas, se analizó en primer lugar a través de histogramas de frecuencia, a los efectos de observar la distribución general de los datos. Seguidamente, se analizó la variación entre tipos de bosques (BA, ABA, FLE) usando ANOVA y pruebas de Tukey para realizar contrastes a posteriori. En todos los ANOVAs realizados, previamente se revisó la normalidad y homogeneidad de la varianza de las variables analizadas, y se evaluó posteriormente en forma visual la distribución de los residuos (ver detalles en Anexo 4). Los ANOVAs fueron implementados en el programa libre InfoStat.

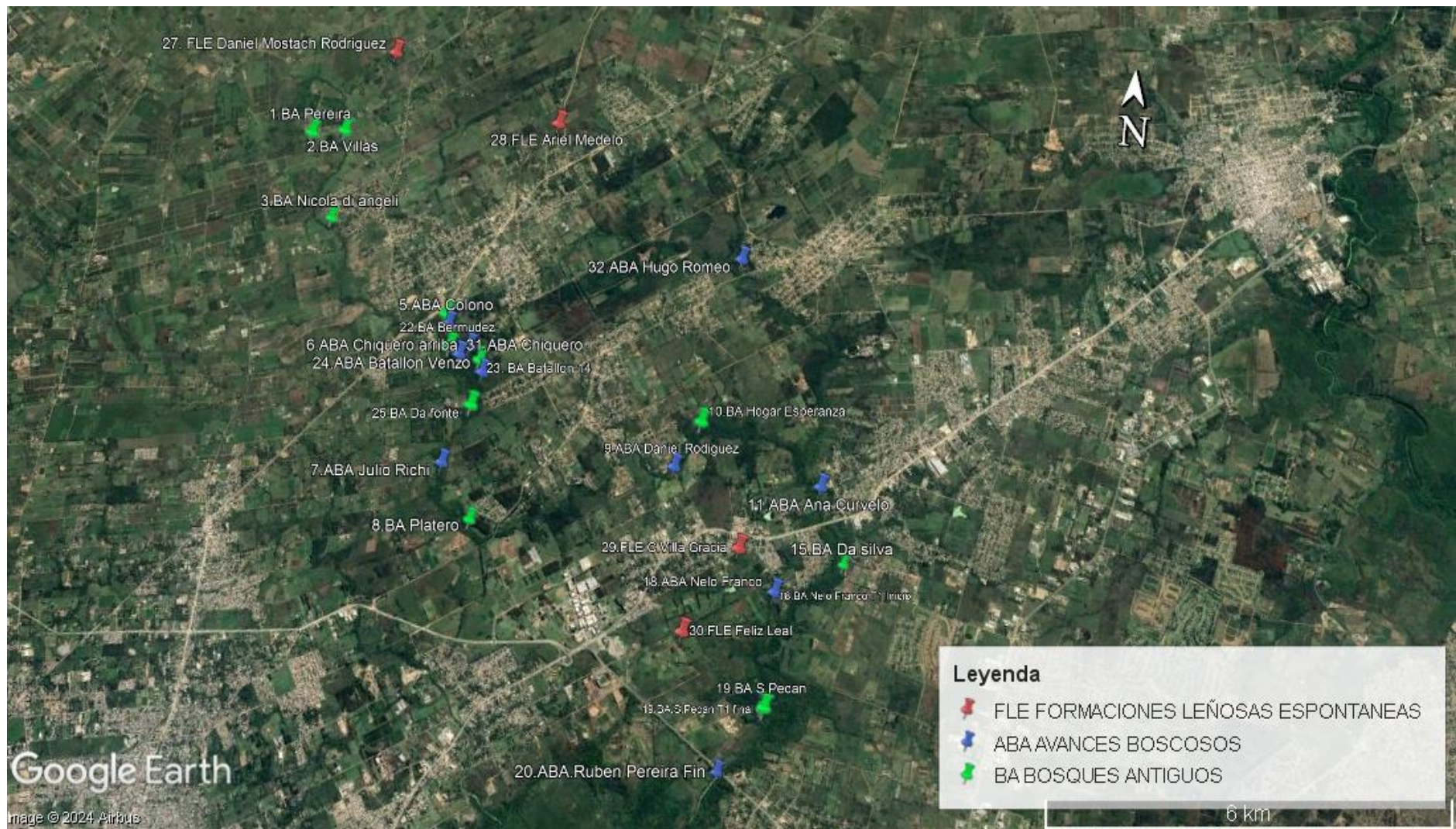


Figura 6. Ubicación de las unidades muestrales. Fuente: G. Martínez-Google Earth.

3.2. Resultado

3.2.1 Orígenes de las áreas boscosas

En las Figuras 7 a 10 se presentan algunos ejemplos de los tipos de cambios de usos y cobertura del suelo entre 1966 y 2018, vinculados a la expansión de áreas boscosas en la CAT.



Figura 7. ABA. Bosque que proviene de áreas de uso agrícola en el año 1966. Predio de Empresa frutícola D F. Toledo Chico. Montevideo. 1966 (izquierda) y 2018 (derecha) Los puntos verdes hacen referencia a la zona de avance boscoso y realizó la transecta de muestreo de campo.



Figura 8. BA. Bosque antiguo, presente en 1966 y 2018. Predio del Hogar Esperanza-Instituto del Niño y Adolescente del Uruguay. Ruta 8, km 19. Montevideo. 1966 (izquierda) y 2018 (derecha). Los puntos verdes hacen referencia a la zona de avance boscoso y sitio donde se realizó la transecta de muestreo de campo.



Figura 9. ABA. Bosque originado a partir del avance de bosque sobre un área de uso Hortícola. Propiedad de A. C, productora hortícola. Villa García. Ruta 8 Km 20. Montevideo. 1966 (izquierda) y 2018 (derecha). Los puntos rojos hacen referencia a la zona de avance boscoso y sitio donde se realizó el muestreo de campo.

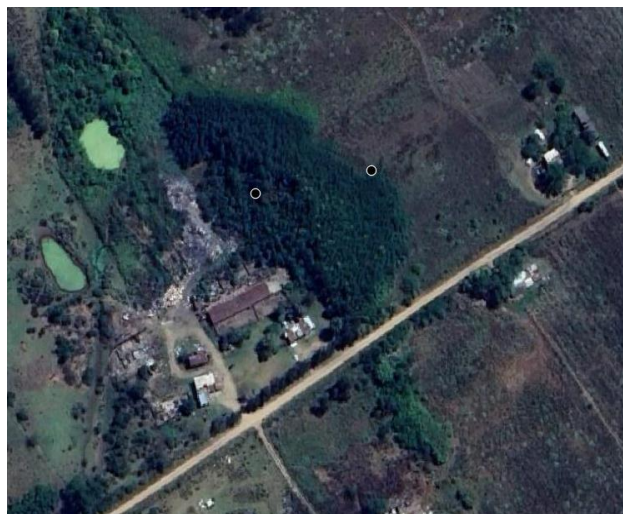


Figura 10. FLE. Formaciones Leñosas Espontáneas en zonas agrícolas. Propietario D. P. Camino González y ruta 33. Canelones. 1966 (izquierda) y 2018 (derecha). Los puntos negros hacen referencia a la zona de presencia de bosque espontáneo y sitio donde se realizó el muestreo de campo.

El uso del suelo pasado (1966) de los 25 sitios relevados en 2022 (Fig. 6) se presenta en la Tabla 2. Los bosques nuevos (ABA y FLE), registrados en 2018, surgieron mayormente en áreas que tenían agricultura en 1966, en segundo lugar, en áreas con campo natural (con bajas cargas de ganado o áreas donde la ganadería tendió a ir desapareciendo por distintas razones, por ej.: la expansión de asentamientos urbanos, el abigeato, etc), y en unos pocos casos con cultivos hortícolas o forestación.

Tabla 2. Orígenes de los tipos de bosque actuales según Cobertura/Usos del suelo en los últimos 50 años. La mayoría de las parcelas que actualmente son de tipo ABA y FLE anteriormente se utilizaban para algún uso agropecuario, indicando una conversión de tierras agrícolas a áreas forestales, BA han permanecido como bosque. PARCELA: Número de identificación de la parcela. ABA: Avances Boscosos. BA: Bosques Antiguos. FLE: Formaciones Leñosas Espontáneas.

PARCELA	TIPO DE BOSQUE ACTUALIDAD	COBERTURA/USO DEL SUELO EN EL PASADO
6	ABA	Agricultura
7	ABA	Agricultura
18	ABA	Agricultura
24	ABA	Agricultura
25	ABA	Agricultura
27	FLE	Agricultura
29	FLE	Agricultura
30	FLE	Agricultura
1	BA	Bosque Nativo
2	BA	Bosque Nativo
3	BA	Bosque Nativo
8	BA	Bosque Nativo
10	BA	Bosque Nativo
15	BA	Bosque Nativo
19	BA	Bosque Nativo
21	BA	Bosque Nativo
22	BA	Bosque Nativo
23	BA	Bosque Nativo
5	ABA	Campo natural
9	ABA	Campo natural
20	ABA	Campo natural
28	FLE	Campo natural
11	ABA	Horticultura
31	ABA	Horticultura
32	ABA	Forestación

3.2.2 Caracterización general de las nuevas comunidades leñosas de la CAT

Las densidades de árboles fueron altas y similares entre los tres tipos de formaciones boscosas (Fig.11-12), con valores medios de 5325 a 5850 árboles/ha (Tabla 3), con BA teniendo ligeramente más árboles y FLE ligeramente menos, aunque no mostraron diferencias significativas (ANOVA $p>0,7765$). Los BA y ABA presentaron mayores alturas (6-7 m) y calibres (DAP: 12-14 cm) medios que los FLE (4,4 m de altura y 8 cm de DAP) (Tabla 3), pero en ningún caso hubo diferencias significativas (ANOVA de altura, $p>0,09193$ y ANOVA del DAP, $p>0,2224$). Por su parte, el área basal fue mayor en BA (1600 m²/ha) que en las áreas boscosas más recientes, ABA y FLE (450-950 m²/ha), pero tampoco con diferencias significativas (ANOVA $p>0,3177$) (Anexo 4).

Tabla 3. Características promedio de las comunidades leñosas en diferentes tipos de bosque (ABA: Avances Boscosos. BA: Bosques Antiguos. FLE: Formaciones Leñosas Espontáneas), incluyendo el Diámetro a la Altura del Pecho (DAP), la altura, el área basal y el número de árboles por hectárea (ha). Los valores medios están acompañados de sus respectivos desvíos estándar (DS).

TIPO DE BOSQUE	DAP PROMEDIO (cm) (DS)	ALTURA PROMEDIO (m) (DS)	AREA BASAL PROMEDIO (m ² /ha) (DS)	N° ÁRBOLES (ind/ha) (DS)
ABA	12,8 (6,3)	6,3 (1,9)	953,0 (790,0)	5523 (1535,9)
BA	13,7 (4,4)	6,8 (1,6)	1610,0 (803,1)	5850 (1118,7)
FLE	8,2 (2,0)	4,4 (1,1)	450,6 (284,0)	5325 (1564,9)



Figura 11.a. Parcela 5, ABA, área de avance boscoso, se observa como las especies exóticas invasoras (EEI) avanzan sobre el campo natural (ejemplo: *Fraxinus* spp y *Ligustrum* spp). Predio Vivero Dr. Alejandro Gallinal, DGF-MGAP, Ruta 6, Km 21.700. Toledo, Canelones.



Figura 11.b. Parcela 8, identificada como BA según imagen 1966. En la actualidad, el área está totalmente invadida con especies exóticas invasoras (*Fraxinus* spp, *Gleditsia triacanthos*, *Ligustrum* spp). Predio de B. Platero, Camino del Andalúz 2080. Montevideo.



Figura 12. Parcela 27, FLE. Formaciones leñosas espontáneas dominada por *Álamo* spp. Predio de D. Pereira, ubicado en camino González y ruta 33, Canelones.

Los resultados del relevamiento fisonómico, que abarca las coberturas de suelo desnudo y los estratos vegetales, se exponen en la Tabla 4. Los análisis revelan que el suelo desnudo exhibió valores bajos y similares en los tres escenarios evaluados, indicando la presencia generalizada de la cobertura de mantillo sobre el suelo, con niveles que oscilan entre el 25% y el 50% de la superficie del suelo en todas las instancias examinadas.

En términos de cobertura de herbáceas, los FLE exhibieron la mayor proporción, mientras que los ABA registraron niveles más reducidos. En lo que respecta a la regeneración arbórea y la altura del sotobosque, se observaron tendencias similares para los tres casos, con niveles de cobertura bajos (mediana 2), caracterizados por un rango que se sitúa entre

el 1% y el 5% de cobertura (Tabla 4). En resumen, la Tabla 4 y el análisis sugieren que los bosques FLE tienen una mayor cobertura de herbáceas y arbustos, mientras que ABA presenta más troncos caídos y una mayor variabilidad en suelo desnudo. La regeneración arbórea es baja en todos los tipos de bosques, y la cobertura de mantillo es alta y consistente. La altura del dosel y emergente es más variable en BA.

Tabla 4. Resumen de los resultados de la evaluación de campo de las características fisonómicas de los tres tipos de bosques (ABA: Avances Boscosos. BA: Bosques Antiguos. FLE: Formaciones Leñosas Espontáneas) a partir de indicadores como suelo desnudo, mantillo, tronco caído, herbáceas, arbustos, regeneración arbórea, altura del sotobosque, altura del dosel, y altura emergente. Se presentan el rango (máximos – mínimos) y los valores de máximos, mínimos y mediana de las categorías de cobertura para cada tipo de bosque. Se usaron las categorías (ajustadas) de Braun-Blanquet (0: 0%, 1: <1%, 2: 1-5%, 3: 6-25%, 4: 26-50%, 5: 51-75% y 6: 76-100%) (Anexo 5).

TIPO DE BOSQUE	INDICADOR	SUELO DESNUDO	MANTILLO	TRONCO CAIDO	HERBACEAS	ARBUSTOS	REGENERACION ARBOREA	A.SOTOBOSQUE	A.DOSEL	A.EMERGENTE
BA	Mediana	2	4	0	3	0	2	2	0	3
	Rango	3	2	2	4	1	2	3	1	6
	Mínimo	0	3	0	1	0	0	1	0	0
	Máximo	3	5	2	5	1	3	4	1	6
ABA	Mediana	2	4	1	2	1	2	2	1	2
	Rango	3	3	2	4	2	2	3	2	4
	Mínimo	0	3	0	1	0	1	0	0	0
	Máximo	4	6	2	5	2	3	4	2	4
FLE	Mediana	1	4	0	4	2	1	2	2	0
	Rango	0	2	1	1	3	2	1	3	0
	Mínimo	1	4	0	4	1	1	1	1	0
	Máximo	1	6	1	5	4	3	2	4	0

El Análisis de Componentes Principales (ACP) aplicado a los indicadores fisonómicos en los tres tipos de bosques (ABA: Avances Boscosos. BA: Bosques Antiguos. FLE: Formaciones Leñosas Espontáneas), explicó casi un 66,8% de la variabilidad con los dos primeros componentes (PC 1: primer componente principal y PC 2: segundo componente principal) (Tabla 5).

La dispersión de los transectos relevados según los dos primeros ejes (PC1 y PC2) se muestra en la Figura 13, donde se observa que los ABA tuvieron la mayor amplitud (abarcando los cuatro cuadrantes), mientras que los FLE tuvieron una variabilidad en la configuración fisonómica más acotada, presentando características más similares entre sí, diferenciándose de los BA.

El PC 1 estuvo asociado en forma positiva principalmente con la altura del dosel (0,89984), altura del dosel de emergente (0,30234) y altura del sotobosque (0,21114), y en forma negativa con la cobertura de arbustos (-0,15982) y herbáceas (-0,094512).

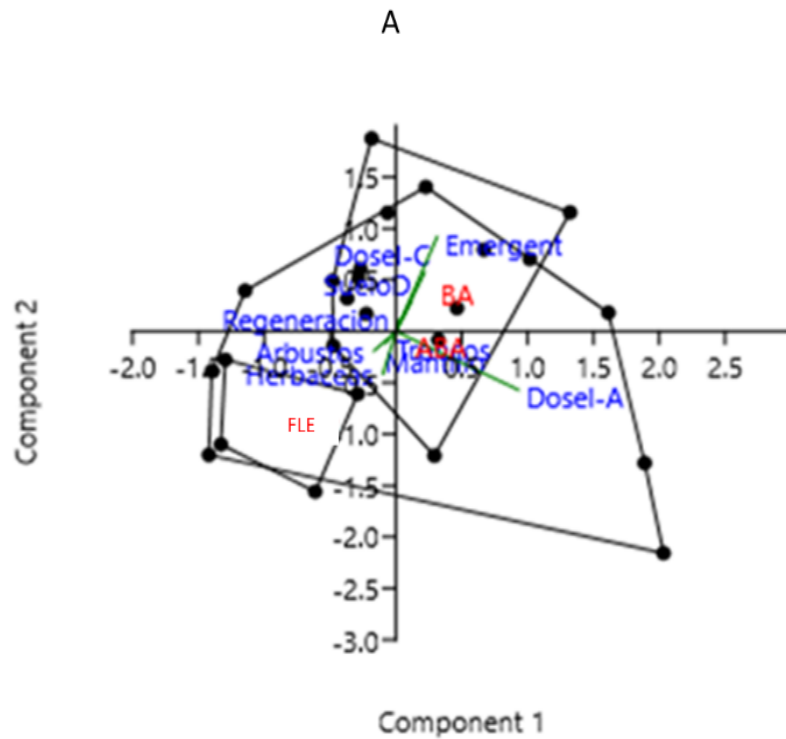
El PC 2 también tienen cargas altas y positivas con la cobertura de dosel de emergente (0,68141) y altura del sotobosque (0,42491), y secundariamente tienen cargas negativas, con la altura del dosel (-0,42321) y herbáceas (-0,3064), lo que indica que estas variables están inversamente relacionadas con PC2.

Tabla 5. Resultados del PCA para el conjunto de los datos fisonómicos de los diferentes tipos de bosques. La tabla muestra los dos componentes principales (PC1 y PC2) que juntos explican una parte significativa de la variabilidad (66,8 %). PC: Componentes Principales, representa cada uno de los componentes principales obtenidos del PCA. (PC 1: primer componente principal y PC 2: segundo componente principal. Valor propio (Eigenvalue): Indica la cantidad de varianza en los datos que es capturada por cada componente principal (un valor propio más alto significa que el componente captura más de la variabilidad presente en los datos). % varianza explicada: Representa el porcentaje de la variabilidad total en los datos originales que es explicado por cada componente principal).

PC	Valor propio (Eigen value)	% Varianza
1	745.931	42,1
2	439.272	24,7
TOTAL %		66,8

En la Figura 13 se muestra la distribución de los bosques, BA y ABA están más cercanos entre sí en el espacio de componentes, indicando similitudes en sus características fisonómicas. FLE está más alejado de BA y ABA, sugiriendo diferencias significativas en sus características fisonómicas comparadas con los otros dos tipos de bosques. La dirección

de las variables fisonómicas: las flechas verdes indican la dirección en la que aumenta cada variable. Por ejemplo, la flecha de "Dosel-A" (Altura del Dosel) apunta hacia la derecha, lo que indica que los valores más altos de esta variable se encuentran en esa dirección del gráfico. Variables como "Emergente" y "Dosel-A" tienen flechas largas, indicando que estas variables son importantes para explicar la variabilidad en los datos y están bien representadas por los primeros dos componentes principales. (ABA: Avances Boscosos. BA: Bosques Antiguos. FLE: Formaciones Leñosas Espontáneas).



B

VARIABLES FISONÓMICAS	PC1	PC 2
Suelo D	0.11761	0.22117
Mantillo	-0.074922	-0.084021
Troncos	0.0068089	0.01029
Herbáceas	-0.094512	-0.3064
Arbustos	-0.15982	-0.13928
Regeneración	0.018319	0.081654
Dosel-C	0.21114	0.42491
Dosel-A	0.89984	-0.42321
Emergente	0.30234	0.68141

Figura 13. A. Gráfico de Componentes Principales. Distribución de los tipos de bosques (BA, ABA, FLE) en un espacio definido por los dos primeros componentes principales (PC1 y PC2). Los componentes principales son combinaciones lineales de las variables originales que explican la mayor parte de la variabilidad en los datos. Las flechas en el gráfico representan la dirección y magnitud de las variables fisonómicas en este espacio de componentes. B. Contribución de cada variable a la conformación de PC1 y PC2.

El nivel de perturbación, evaluado a través del número de signos de perturbación observado a campo, tales como fuego, tala, ganado, inundación, etc., varió significativamente entre los tres tipos de bosques (ANOVA, $p < 0,049037$) (Anexo 4). En promedio, los ABA y BA presentaron valores altos de perturbación (7-7,5), difiriendo de los FLE que mostraron valores más bajos, en el entono a 1,25 (Fig. 14).

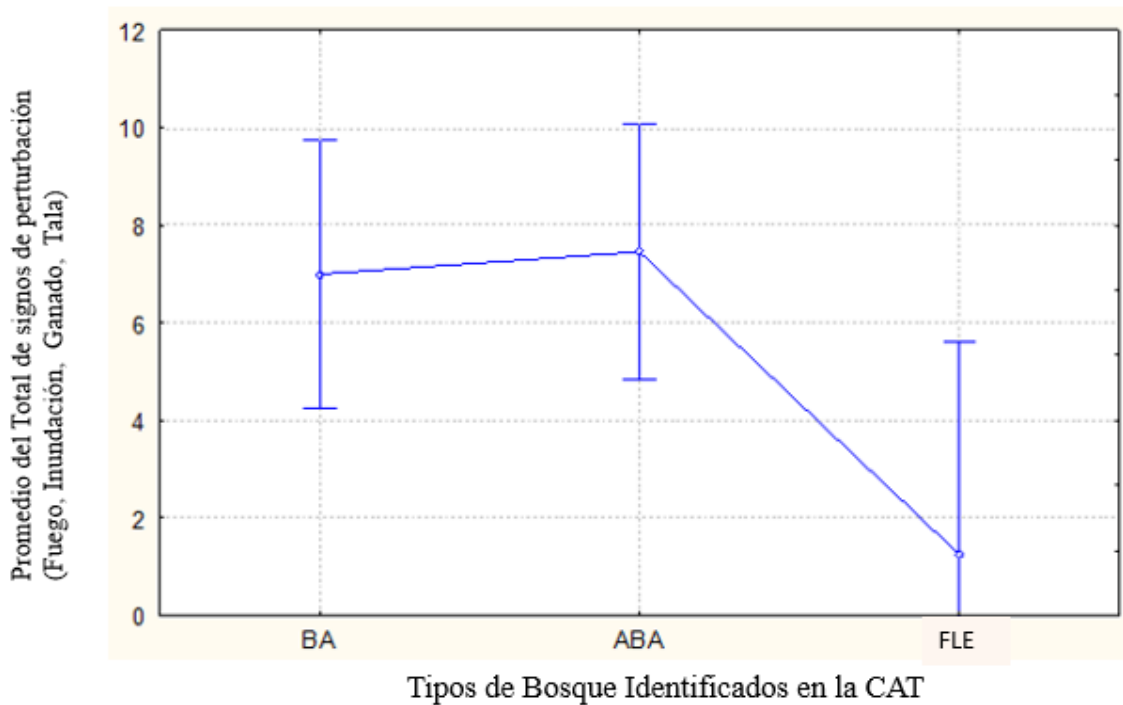


Figura 14. Nivel promedio de perturbación por tipo de bosque identificados en la CAT (ABA, FLE y BA). Se observan diferencias entre BA y FLE, y entre ABA y FLE, sugiriendo una diferencia significativa entre estos tratamientos ($p = 0,047419$) (Anexo 4). (ABA: Avances Boscosos. BA: Bosques Antiguos. FLE: Formaciones Leñosas Espontáneas).

3.2.3 Evaluación cuantitativa del grado de invasión en el área de estudio

Para toda el área de estudio se lograron identificar 26 Familias botánicas (Anexo 3). Se reconoció un total de 48 especies: 19 nativas y 29 exóticas, dentro de las cuales 5 son identificadas como EEI por el Comité de Especies Exóticas Invasoras (CEEI-MVOTMA 2009). El total de individuos arbóreos descriptos fue de 2811. De este total, se pudo reconocer que 201 fueron de origen nativo y 2610 fueron exóticos.

3.2.3.1 Índice de valor de importancia (IVI)

Las especies que se destacaron por su valor de importancia, con valores >3 fueron 9, de las cuales 8 son exóticas: *Ligustrum lucidum*, *Gleditsia triacanthos*, *Fraxinus* spp (Fresnos), *Populus* spp (Álamos), *Acer*.spp, *Pyracantha* spp, *Ligustrum sinense* (Ligustrina), y *Eucalyptus grandis*⁴. Las nativas más importantes, se empiezan a ver en la posición número 4 y en la 18, de ahí hacia abajo se empiezan a observar con muy bajos %, destacándose *Salix humboldtiana* (Sauce criollo), *Celtis tala* (Tala), *Eugenia uniflora* (Pitanga), *Erythrina crista-galli* (Ceibo), *Vachellia caven* (Espinillo), *Schinus molle* (Anacahuita) (Tabla 6).⁵

⁴ *Eucalyptus grandis*, fue solo un ejemplar de gran porte.

⁵ Parámetros estructurales utilizados (Sorrentino 1997) (Anexo 2).

Tabla 6. Índice de valor de importancia de las especies presentes en las tres formaciones boscosas (ABA, BA, FLE). N°: número ordinal de la lista de especies identificadas. D: Dominancia absoluta. D%: Dominancia relativa. G: Área basal promedio que ocupan los árboles. G %: indica el porcentaje del área basal de una especie con respecto a la suma de las Área basal de todas las especies, referido en porcentaje. Fr: Frecuencia en valores absolutos. Fr%: Frecuencia en porcentaje. IVI: Índice de Valor de Importancia. $IVI = Ab + D + Fr$. $IVI\% = \frac{Ab\% + D\% + Fr\%}{3}$. * referencia a las especies identificadas como EEI por el Comité de Especies Exóticas Invasoras (CEEI-MVOTMA 2009).

N°	ESPECIE	ORIGEN	N° DE ARBOLES	D	D %	ÁREA BASAL	G	G %	Fr	Fr %	IVI	IVI %
			N° de ind	(N° ind / ha.)	%	(m ²)	(m ² / ha)	%	V.abs	%	V.Abs	%
1	<i>Ligustrum lucidum</i>	EXÓTICO *	998	2160	35,50	161,45	349,5	6,39	998	35,50	77,40	25,80
2	<i>Gleditsia triacanthos</i>	EXÓTICO *	306	662	10,89	292,22	632,5	11,57	306	10,89	33,34	11,11
3	<i>Fraxinus spp.</i> (Fresnos)	EXÓTICO *	276	597	9,82	214,19	463,6	8,48	276	9,82	28,11	9,37
4	<i>Salix humboldtiana</i> (Sauce criollo)	NATIVO	23	50	0,82	597,31	1292,9	23,64	23	0,82	25,28	8,43
5	<i>Populus spp.</i> (Alamos)	EXÓTICO	111	240	3,95	301,26	652,1	11,92	111	3,95	19,82	6,61
6	<i>Acer spp.</i>	EXÓTICO	198	429	7,04	131,69	285,0	5,21	198	7,04	19,30	6,43
7	<i>Pyracantha spp.</i>	EXÓTICO *	162	351	5,76	8,46	18,3	0,33	162	5,76	11,86	3,95
8	<i>Eucalyptus grandis</i>	EXÓTICO	1	2	0,04	247,78	536,3	9,81	1	0,04	9,88	3,29
9	<i>Ligustrum sinense</i> (Ligustrina)	EXÓTICO	126	273	4,48	8,14	17,6	0,32	126	4,48	9,29	3,10
10	<i>Morus spp.</i> (Mora)	EXÓTICO	76	165	2,70	76,88	166,4	3,04	76	2,70	8,45	2,82
11	<i>Salix spp.</i> (Sauce)	EXÓTICO	19	41	0,68	105,57	228,5	4,18	19	0,68	5,53	1,84
12	<i>Acer negundo</i>	EXÓTICO	71	154	2,53	10,25	22,2	0,41	71	2,53	5,46	1,82
13	<i>Acacia spp.</i>	EXÓTICO *	63	136	2,24	3,74	8,1	0,15	63	2,24	4,63	1,54
14	<i>Populus alba</i> (Alamo plateado priamidal)	EXÓTICO *	58	126	2,06	10,06	21,8	0,40	58	2,06	4,52	1,51
15	<i>Eucalyptus spp.</i>	EXÓTICO	8	17	0,28	98,27	212,7	3,89	8	0,28	4,46	1,49
16	<i>Quercus robur</i> (Roble)	EXÓTICO	19	41	0,68	45,70	98,9	1,81	19	0,68	3,16	1,05
17	<i>Laurus nobilis</i> (Laurel)	EXÓTICO	39	84	1,39	3,73	8,1	0,15	39	1,39	2,92	0,97
18	<i>Celtis tala</i> (Tala)	NATIVO	30	65	1,07	15,02	32,5	0,59	30	1,07	2,73	0,91
19	<i>Eugenia uniflora</i> (Pitanga)	NATIVO	32	69	1,14	0,42	0,9	0,02	32	1,14	2,29	0,76
20	<i>Ulmus spp.</i> (Olmos)	EXÓTICO	11	24	0,39	33,08	71,6	1,31	11	0,39	2,09	0,70
21	<i>Phoenix canariensis</i> (Palma Fenix)	EXÓTICO	3	6	0,11	35,11	76,0	1,39	3	0,11	1,60	0,53
22	<i>Taxodium distichum</i> (Cipres calvo)	EXÓTICO	5	11	0,18	30,58	66,2	1,21	5	0,18	1,57	0,52

Nº	ESPECIE	ORIGEN	Nº DE ARBOLES	D	D %	ÁREA BASAL	G	G %	Fr	Fr %	IVI	IVI %
			Nº de ind	(Nº ind / ha.)	%	(m ²)	(m ² / ha)	%	V.abs	%	V.Abs	%
23	<i>Erythrina crista-galli</i> (Ceibo)	NATIVO	5	11	0,18	29,13	63,0	1,15	5	0,18	1,51	0,50
24	<i>Fraxinus excelsior</i> (Fresno)	EXÓTICO	19	41	0,68	2,73	5,9	0,11	19	0,68	1,46	0,49
25	<i>Cephalanthus glabratus</i> (Sarandí colorado)	NATIVO	11	24	0,39	16,75	36,2	0,66	11	0,39	1,45	0,48
26	<i>Vachellia caven</i> (Espinillo)	NATIVO	16	35	0,57	1,29	2,8	0,05	16	0,57	1,19	0,40
27	<i>Scutia buxifolia</i> (Coronilla)	NATIVO	14	30	0,50	0,73	1,6	0,03	14	0,50	1,03	0,34
28	<i>Schinus molle</i> (Anacahuita)	NATIVO	9	19	0,32	7,58	16,4	0,30	9	0,32	0,94	0,31
29	<i>Acanthosyris spinescens</i> (Quebracho flojo)	NATIVO	7	15	0,25	10,29	22,3	0,41	7	0,25	0,91	0,30
30	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Arrayan)	NATIVO	12	26	0,43	0,91	2,0	0,04	12	0,43	0,89	0,30
31	<i>Myrsine laetevirens</i> (Canelón)	NATIVO	12	26	0,43	0,77	1,7	0,03	12	0,43	0,88	0,29
32	<i>Eucalyptus globulus</i>	EXÓTICO	9	19	0,32	3,08	6,7	0,12	9	0,32	0,76	0,25
33	<i>Myrrhinium atropurpureum</i> (Palo de Fierro)	NATIVO	9	19	0,32	2,48	5,4	0,10	9	0,32	0,74	0,25
34	<i>Bauhinia fortificata</i> (Pata de vaca)	NATIVO	8	17	0,28	1,32	2,8	0,05	8	0,28	0,62	0,21
35	<i>Melia azedarach</i> (Paraiso)	EXÓTICO	8	17	0,28	0,83	1,8	0,03	8	0,28	0,60	0,20
36	<i>Catalpa spp.</i>	EXÓTICO	8	17	0,28	0,18	0,4	0,01	8	0,28	0,58	0,19
37	<i>Phytolacca dioica</i> (Ombú)	NATIVO	1	2	0,04	10,34	22,4	0,41	1	0,04	0,48	0,16
38	<i>Phyllanthus sellowianus</i> (Sarandí blanco)	NATIVO	4	9	0,14	1,68	3,6	0,07	4	0,14	0,35	0,12
39	<i>Schinus longifolius</i> (Molle)	NATIVO	4	9	0,14	1,20	2,6	0,05	4	0,14	0,33	0,11
40	<i>Cydonia oblonga</i> (Membrillo)	EXÓTICO	4	9	0,14	0,27	0,6	0,01	4	0,14	0,30	0,10
41	<i>Pittosporum undulatum</i>	EXÓTICO*	4	9	0,14	0,11	0,2	0,00	4	0,14	0,29	0,10
42	<i>Pouteria salicifolia</i> (Mataojo)	NATIVO	2	4	0,07	2,33	5,0	0,09	2	0,07	0,23	0,08
43	<i>Ligustrum ovalifolium</i> (Ligustrina)	EXÓTICO	3	6	0,11	0,12	0,3	0,00	3	0,11	0,22	0,07
44	<i>Maclura pomifera</i> (Naranjo de lusiana)	EXÓTICO	2	4	0,07	0,21	0,5	0,01	2	0,07	0,15	0,05

N°	ESPECIE	ORIGEN	N° DE ARBOLES	D	D %	ÁREA BASAL	G	G %	Fr	Fr %	IVI	IVI %
			N° de ind	(N° ind / ha.)	%	(m²)	(m²/ ha)	%	V.abs	%	V.Abs	%
45	<i>Grevillea robusta</i>	EXÓTICO	2	4	0,07	0,13	0,3	0,01	2	0,07	0,15	0,05
46	<i>Manihot grahamii</i> (Cafetero)	NATIVO	1	2	0,04	0,66	1,4	0,03	1	0,04	0,10	0,03
47	<i>Solanum mauritianum</i> (Tabaquillo)	NATIVO	1	2	0,04	0,33	0,7	0,01	1	0,04	0,08	0,03
48	<i>Pinus spp.</i>	EXÓTICO	1	2	0,04	0,32	0,7	0,01	1	0,04	0,08	0,03
TOTAL			2811	6084	100	2527	5469	100	2811	100	300	100

3.2.3.2 Análisis de la abundancia de exóticas

Considerando la información relevada en todas las parcelas de campo, para todos los tipos de bosque (ABA, BA, FLE), el porcentaje promedio general de individuos exóticos por parcela fue 93,1 % y la mediana 94,0 %, con un desvío estándar de 7,67 % y un coeficiente de variación de 8,24 %. Los valores mostraron un fuerte sesgo a la derecha en su distribución (Fig.15). El valor máximo encontrado fue del 100,0% y el mínimo de 74,8 %, Esto indica que la mayoría de las parcelas analizadas tienen una presencia muy elevada de individuos exóticos, con una notable concentración en el rango más alto de porcentaje.

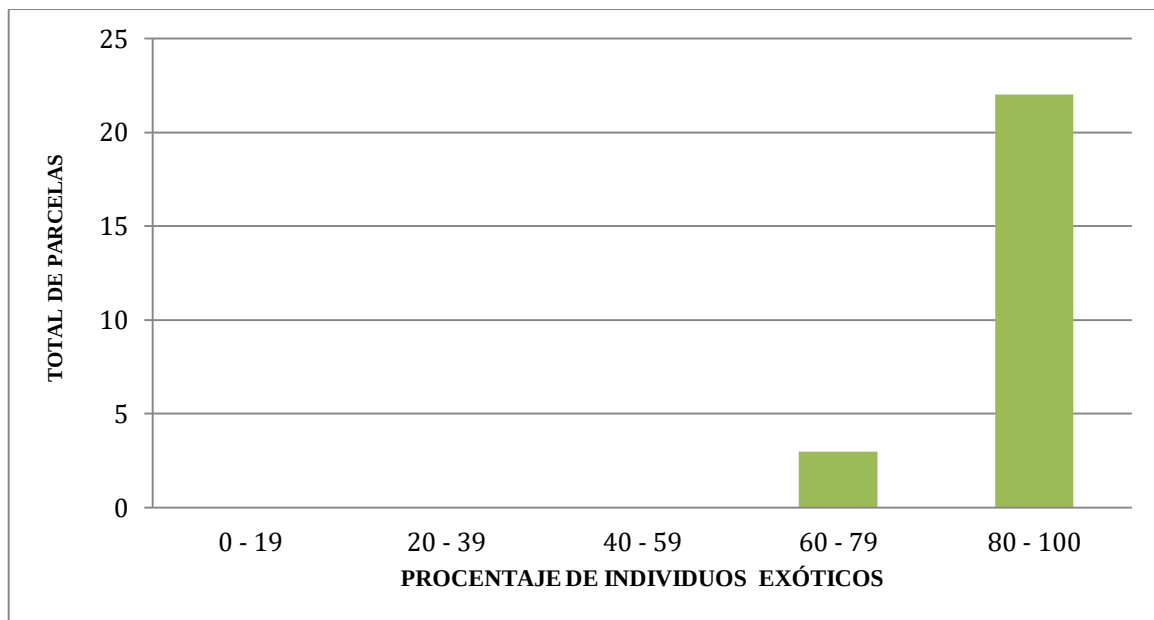


Figura 15. Histograma de la cantidad de parcelas por categorías de individuos exóticos relevados, en todos los tipos de bosques.

El grado de invasión promedio según el porcentaje (%) de individuos exóticos fue muy alto y similar en los tres tipos de bosques (ANOVA, $p=0,44217$) (Anexo 4), con valores del orden del 92-98% (Fig.16).

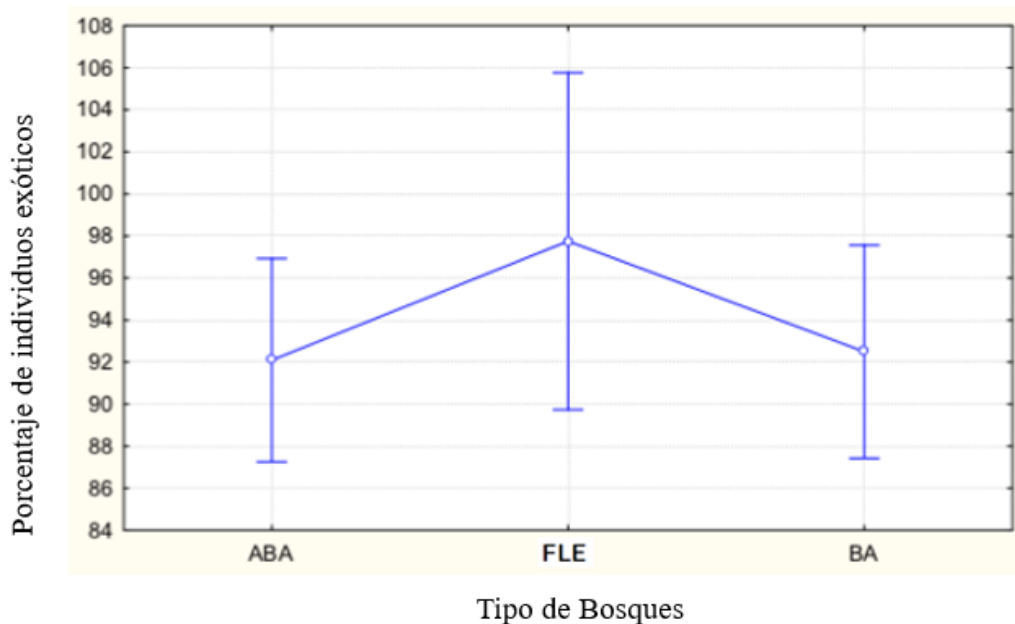


Figura 16. Grado de invasión (media % de individuos exóticos $\pm$ Intervalo de confianza del 95%) por tipo de bosque (ABA, FLE y BA).

Los bosques tipo FLE muestra una media ligeramente mayor de individuos exóticos, pero no hay diferencias significativas respecto a los otros dos tipos de bosques (ABA y BA). Los intervalos de confianza para ABA y BA son casi idénticos y se superponen completamente con el intervalo de confianza de FLE, indicando que no hay diferencias estadísticamente significativas entre estos grupos ($p = 0,44217$) (ABA: Avances Boscosos. BA: Bosques Antiguos. FLE: Formaciones Leñosas Espontáneas.)

El grado de invasión, observando el % de individuos exóticos, no dependió del tipo de uso previo (agricultura, forestación y horticultura VS campo natural y bosque) en el entorno de las parcelas, ya que la comparación no arrojó diferencias significativas (ANOVA, $p = 0,848439$) (Anexo 4).

El promedio general de % de especies exóticas fue 74,9 % y la mediana 75 %, con un desvío estándar de 19,5 %. El coeficiente de variación fue de 26,01 %. El valor máximo encontrado fue del 100%, y el mínimo de 40% (Fig. 17).

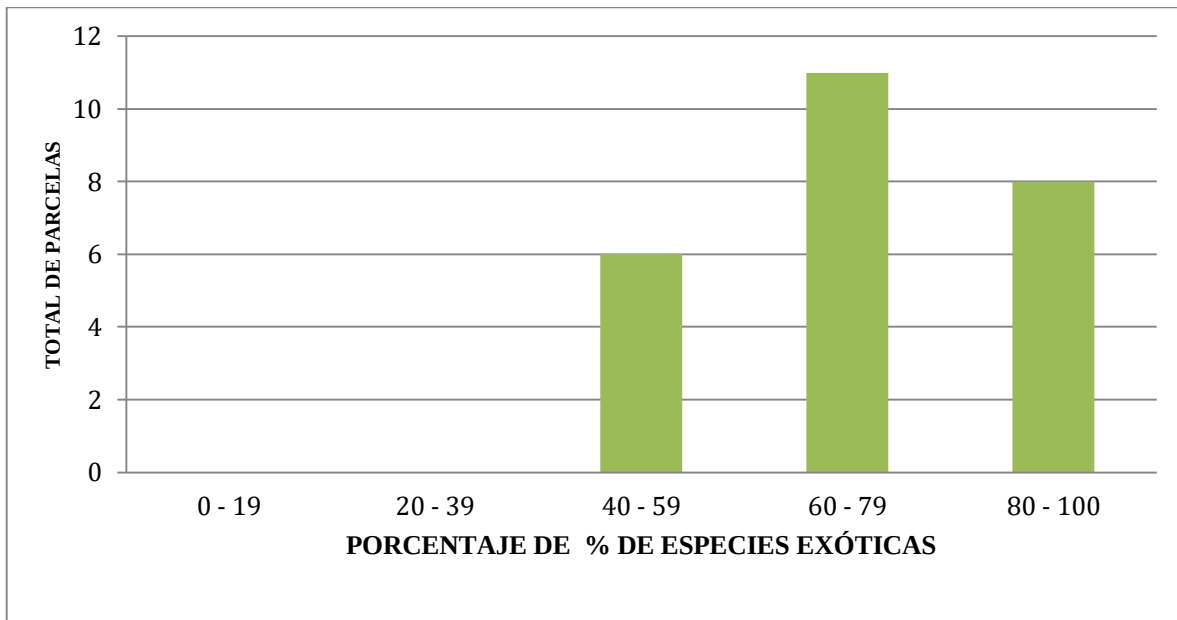


Figura 17. Histograma de la cantidad de parcelas por categorías de especies exóticas relevados, en los tipos de bosques.

Todas las parcelas tienen más del 40% de especies exóticas, con un notable número de parcelas (más de 10) que contienen entre el 60% y el 79% de especies exóticas, y ocho parcelas con un porcentaje de entre el 80% y el 100%.

Se realizó una comparación de la variación en el porcentaje de especies exóticas en los tres tipos de bosques considerados (BA, ABA, FLE). Se observó que los bosques del tipo ABA presentan una media del 65%, los BA del 80%, y las FLE del 90% (Fig. 18). Además, se encontraron diferencias significativas en el porcentaje de especies exóticas entre estos tipos de bosques (ANOVA, $p < 0,039$) (Anexo 4). Por lo que se realizó el test de Tukey, el cual mostró diferencias significativas entre ABA y FLE (Tukey HSD test $p < 0,049375$) (Anexo 4).

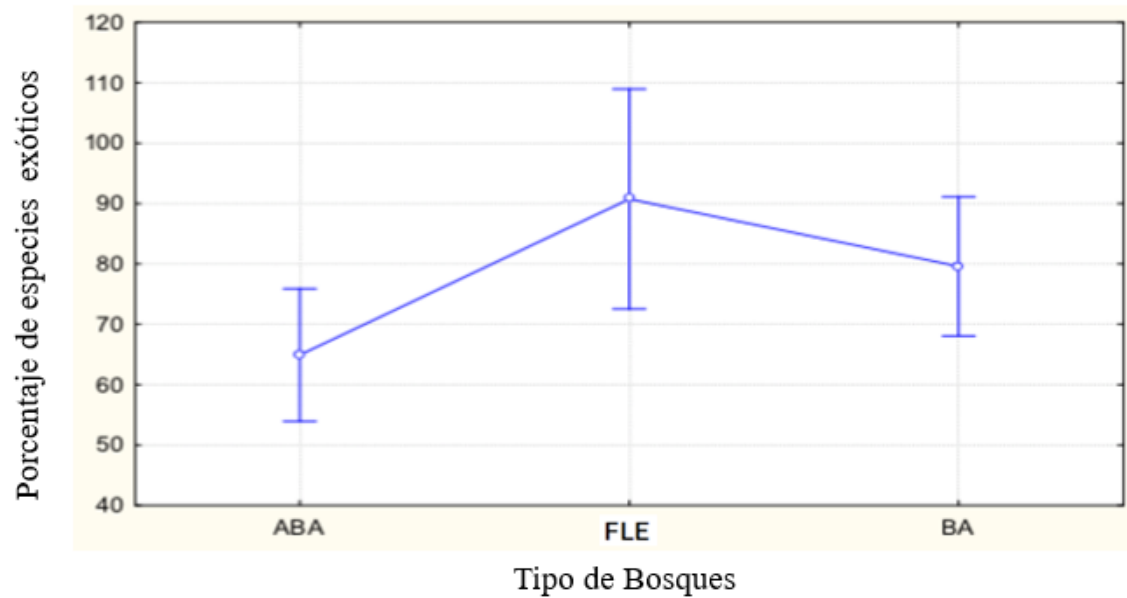


Figura 18. Grado de invasión (media del % especies exóticas, $\pm$ Intervalo de confianza del 95%) por tipo de bosque (ABA, FLE y BA).

El grado de invasión observando en % de especies exóticas no dependió del uso previo. Las parcelas que tuvieron previamente un uso agrícola (agricultura, forestación y horticultura), así como las que no presentaron uso agrícola (campo natural y bosque), no presentaron diferencias significativas en el grado de invasión (ANOVA, $p=0,505150$) (Anexo 4).

SECCIÓN 4- Potenciales servicios ecosistémicos brindados por los neoecosistemas boscosos surgidos en la CAT



Fotografía de personas realizando actividades recreativas sobre la costa del arroyo Toledo, Ruta 102, km 26. Tomada de Google Maps 2021.

En esta sección dirigimos nuestra atención a los servicios ecosistémicos (SSEE) ofrecido por los neoecosistemas (NE), evaluando el papel que desempeñan en el almacenamiento de carbono en la biomasa leñosa aérea, proceso esencial para mitigar el cambio climático, regular el clima local y otros aspectos de relevancia (Chave et al., 2005; IPCC 2006). Además, nos enfocamos en la identificación de las especies de árboles nativos que persisten en la cuenca, a pesar de la presencia de especies exóticas e invasoras (Evers et al., 2018). Asumimos que en estos entornos arbolados se crean condiciones propicias para el crecimiento de cierto grupo de especies nativas leñosas, y nuestro objetivo es comprender cuáles son estos grupos que enfrentan procesos de invasión intensos y aún no han desaparecido. Teniendo presente que estas especies han estado presentes en el área durante los últimos 50 años, pero están siendo desplazadas por especies exóticas e invasoras, tema de crucial importancia para los gestores locales de la CAT, ya que esto podría orientar la implementación de programas de restauración ecológica en la región (IUCN & WRI, 2014).

De esta manera, se cumple con el objetivo específico 3 de este estudio: identificar los posibles SSEE generados por los neoecosistemas boscosos (nuevos bosques de avance ABA + FLE) presentes en la CAT.

4.1 Materiales y Métodos

Utilizando los datos colectados, de los tres tipos de bosques identificados, y durante el muestreo realizado a lo largo de la cuenca (Sección 3), específicamente en relación con las variables dasométricas como la altura y el DAP de los árboles por especie, se aplicaron ecuaciones alométricas para estimar la biomasa aérea. Se buscó el modelo alométrico más apropiado para la situación climática del área de estudio y el tipo de bosque, siguiendo las recomendaciones de investigadores como Casanoves et al., (2017), Eggleston et al., (2006), Picard et al., (2012) y Brown et al., (1989).

Dado que no existen ecuaciones alométricas desarrolladas para las condiciones locales de los bosques de Uruguay, fue necesario estimar la biomasa en base a la ecuación regional sugerida para bosques tropicales secos (Chave et al., 2005):

$$AGB=0,112 (D. DAP^2 h)^{0,916}$$

AGB = Biomasa por encima del suelo (kg)

D = Densidad de la madera (kg/m³)

DAP = Diámetro a la altura del pecho (m)

h= Altura (m)

Estos autores desarrollaron ecuaciones para distintos tipos de bosques según valores de precipitación promedio anual. Esta ecuación en particular es considerada para los casos de los llamados bosques secos, aquellos que tiene regímenes de precipitaciones menores a 1500 mm/año (Casanova et al., 2017.pag 53), condición que se ajusta a la realidad de precipitaciones de Uruguay.

La densidad de la madera (DM) de las especies registradas en los muestreos fue obtenida a partir de la Global Wood Density database (Zanne et al., 2009), tabla de Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (Atencia,2003) entre otros (Neumann, 2002; Zanne et al., 2009, Benítez 2013), que contiene información de 8410 especies, pertenecientes a 1683 géneros y 191 familias.

Luego de obtenida la biomasa aérea, se estimó el stock de C contenido, mediante la aplicación de un factor de conversión de 0,47, estimado mediante análisis químicos y recomendado para bosques templados y boreales (IPCC, 2006; Andreae et al., 2001; Gayoso et al., 2002; Matthews, 1993).

Una vez procesada toda la información colectada en campo, se llevó a cabo una estimación del stock de C en la CAT para comprender el papel de la masa boscosa y las especies individuales en este contexto. Se realizaron estimaciones del stock de C a diferentes niveles, así como el análisis estadístico. Inicialmente, se calculó el stock de C en toda el área boscosa de la CAT, así como para las áreas específicas correspondientes a los distintos tipos de bosque que se determinaron (BA, ABA y FLE). Además, se desglosó el stock de C según el origen de las especies (exóticas y nativas) a nivel de parcela, lo que permitió identificar las especies más relevantes y su contribución al stock de C en la CAT. Se evaluó el stock de C promedio por hectárea y el desvío estándar para cada especie. También se realizó una estimación del stock de C promedio según el tipo de bosque. Por último, se analizó el porcentaje correspondiente del stock atribuible al aporte de las especies exóticas. Este enfoque cuantitativo proporciona una visión precisa de la contribución de las especies exóticas e invasoras a los SSEE (IPBES Bacher et al., 2023).

Por otra parte, usando los datos de las parcelas, se llevó a cabo un análisis cuantitativo de la presencia de especies nativas leñosas en las áreas de muestreo. Se elaboró un listado de especies nativas leñosas presentes en el área y se calcularon los parámetros estructurales correspondientes, incluyendo: Abundancia absoluta, Abundancia relativa, Dominancia Absoluta y Relativa, Frecuencia Absoluta y Relativa, Índice de Valor de Importancia (Anexo 2). De esta manera, se cuantificó la contribución de las especies de árboles nativos a la comunidad vegetal y su relevancia en la dinámica de los neoecosistemas, considerando que estas especies crecen en algunas zonas donde avanzan las especies exóticas e invasoras. Es importante tener en cuenta que las especies nativas estaban presentes antes y están siendo desplazadas por las especies exóticas e invasoras. Sin embargo, se observan cierta persistencia de las especies nativas en la CAT. Buscando comprender, qué especies nativas

arbóreas aparecen en estos NE, con el fin de determinar si los NE brindan el servicio ecosistémico de soporte en la generación de un hábitat propicio para que ciertas especies nativas estén presentes en la zona y no desaparezcan.

Finalmente, se llevó a cabo una comparación con sitios de referencia utilizando la información del Inventario Nacional Forestal de Bosque Nativo (IFN-BN, DGF-MGAP, 2011). Se seleccionaron 30 parcelas de bosque ribereño cercanas a la CAT, pero alejadas de centros poblados (probablemente menos perturbadas). Se compararon los listados de especies entre el IFN y la CAT, teniendo en cuenta la presencia o ausencia de cada especie en ambos conjuntos de datos. Además, se sumó la información del nivel de severidad de invasión que presentó cada una de las 30 parcelas del IFN usada como referencia. El IFN se basó en los criterios de IUCN-CMP, donde mide la severidad de invasión como: *“el grado de reducción de la población de una especie. Para ecosistemas la severidad se mide como el grado de degradación o declinación de la integridad ecológica (de uno o más indicadores clave). Los 4 niveles de referencias para la severidad de invasión son los siguientes: Severidad 1. Extrema. Dentro del alcance, la amenaza es capaz de destruir o eliminar las ocurrencias de una comunidad ecológica o ecosistema, o reducir la población de una especie en un 71– 100%. 2. Seria. Dentro del alcance, la amenaza es capaz de destruir o eliminar las ocurrencias de una comunidad ecológica o ecosistema, o reducir la población de una especie en un 31– 70%. 3. Moderada. Dentro del alcance, la amenaza es capaz de destruir o eliminar las ocurrencias de una comunidad ecológica o ecosistema, o reducir la población de una especie en un 11– 30%. 4. Ligera. Dentro del alcance, la amenaza es capaz de destruir o eliminar las ocurrencias de una comunidad ecológica o ecosistema, o reducir la población de una especie en un 1–10%”* (IFN-BN, DGF-MGAP, 2011; Proyecto REDD+ Uruguay, 2020).

4.3 Resultados

4.3.1 Estimación del stock de C para la CAT

La estimación del stock de C secuestrado en el área boscosa de la CAT dio como resultado una media de 24,3 t de C por ha, con un desvío estándar de 24,4 t de C. La estimación del stock de C en el total de las áreas boscosas de la CAT dio un total de 21.910 t de C, en una superficie de 899,6 ha de bosques (contempladas en ABA y BA más las FLE). Dividiendo el área boscosa entre zonas de avances (ABA y FLE) y bosques antiguos (BA), el stock de C fue respectivamente 17.930,1 t de C (81,8%) y 3.979,6 t de C (18,1%).

Analizando la contribución de las especies exóticas y nativas al stock de C, se estimó que, en promedio, 6,1 t de C por ha correspondió a nativas, y 18,1t de C por hectárea correspondió a exóticas. El porcentaje de stock de carbono en ejemplares de especies exóticas, en adelante (C exótico), fue en promedio un 75% del total. A nivel de parcelas, el porcentaje de C exótico varió fuertemente, entre 13,3-100%, pero la mayoría de las parcelas (16 parcelas, 64 %) presentan valores entre el 80-100 %. Solo el 16 % (4) de las parcelas presentaron valores de C exótico por debajo del 50 % (Fig.19).

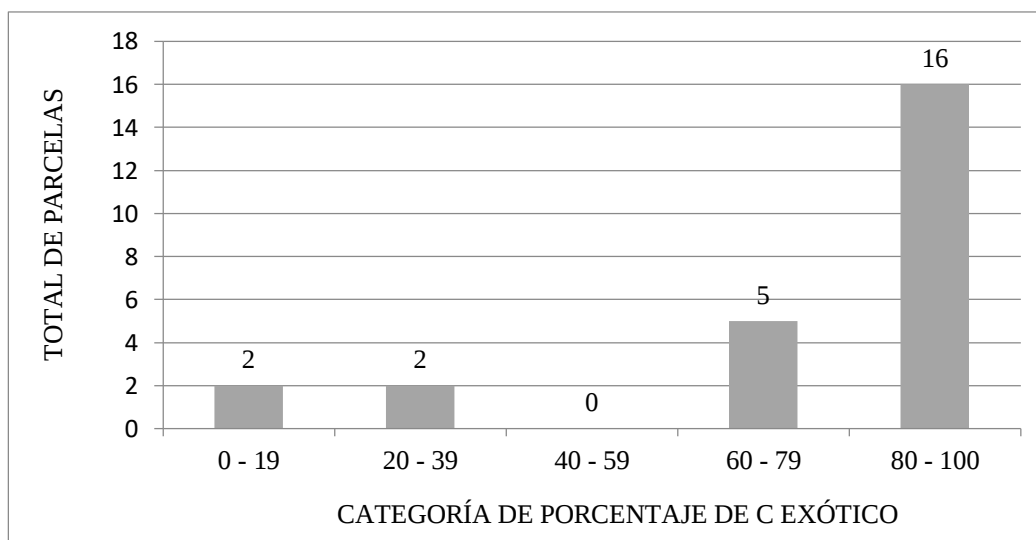


Figura 79. Histograma de categorías del porcentaje de C exótico en las parcelas relevadas. Distribución del porcentaje de C exótico en las parcelas relevadas.

La distribución es asimétrica y está sesgada hacia los porcentajes más altos de C de exótico, sugiriendo que, en la mayoría de las parcelas, las especies exóticas dominan en términos de stock de C.

4.3.1.1 Estimación del stock de C en las especies arbóreas identificadas de la CAT

El valor promedio de stock de C por árbol fue 4,0 kg C con un desvío estándar de 31,42 kg C y un coeficiente de variación de 783,4% respecto a la media. La mediana fue 0,22 kg de C, mucho menor que la media, indicando que la distribución no es normal, y tiene sesgo hacia los valores bajos. El valor máximo encontrado fue del 1312,5 kg C y el mínimo de 0,001 kg C.

La especie más importante a nivel de stock de C fue nativa, *Salix humboldtiana* (Sauce criollo), con un valor promedio de 5.243,1 kg C/ha. En el orden de los 1000-3600 kg/ha le siguió un grupo de ocho especies exóticas, en las que se destacan *Gleditsia triacanthos*, *Eucalyptus grandis*, *Fraxinus* spp (Fresnos), *Ligustrum lucidum*, *Populus* spp. (Alamos), *Salix* spp. (Sauces exóticos), *Eucalyptus* spp. y *Acer* spp. (Tabla 7, Fig. 21). Los resultados muestran que, por debajo de estos niveles de stock, se da una tendencia intercalada en el stock de C entre especies nativas y exóticas (Tabla 7 y Figura 20).

Tabla 7. Stock de carbono promedio por hectáreas aportado por las especies de árboles de la CAT. Se indica origen (E: exóticas y N: nativas), promedio, desvío estándar.

Nº	ESPECIES (nombre común)	ORIGEN	Promedio Kg C / ha	Desvío Estándar Kg C
1	<i>Salix humboldtiana</i> (Sauce criollo)	N	5243,1	10520,0
2	<i>Gleditsia triacanthos</i>	E	3609,8	12364,6
3	<i>Eucalyptus grandis</i>	E	2835,1	14175,5
4	<i>Fraxinus</i> spp. (Fresnos)	E	2262,1	5948,6
5	<i>Ligustrum lucidum</i>	E	2168,9	3096,5
6	<i>Populus</i> spp. (Alamos)	E	1845,1	4462,3
7	<i>Salix</i> spp. (Sauce)	E	1274,2	4395,1
8	<i>Eucalyptus</i> spp.	E	1102,9	4530,9
9	<i>Acer</i> spp.	E	1092,5	2903,4
10	<i>Morus</i> spp. (Mora)	E	745,3	2263,9
11	<i>Celtis tala</i> (Tala)	N	289,0	1192,8
12	<i>Quercus robur</i> (Roble)	E	257,9	1289,3
13	<i>Ulmus</i> spp. (Olmos)	E	237,4	1187,2
14	<i>Taxodium distichum</i> (Ciprés calvo)	E	206,7	717,9
15	<i>Cephalanthus glabratus</i> (Sarandí colorado)	N	156,0	772,1
16	<i>Phoenix canariensis</i> (Palma Fenix)	E	147,6	737,2
17	<i>Schinus molle</i> (Anacahuita)	N	120,0	599,6
18	<i>Acanthosyris spinescens</i> (Quebracho flojo)	N	113,9	355,2
19	<i>Pyracantha</i> spp.	E	78,1	233,0
20	<i>Erythrina crista-galli</i> (Ceibo)	N	75,8	263,8
21	<i>Ligustrum sinense</i> (Ligustrina)	E	55,2	155,0
22	<i>Acer negundo</i>	E	49,9	238,3

Nº	ESPECIES (nombre común)	ORIGEN	Promedio Kg C / ha	Desvío Estándar Kg C
23	<i>Fraxinus excelsior</i> (Fresno)	E	47,1	235,6
24	<i>Laurus nobilis</i> (Laurel)	E	42,8	108,8
25	<i>Bauhinia fortificata</i> (Pata de vaca)	N	40,5	202,3
26	<i>Populus alba</i> (Alamo plateado priamidal)	E	37,9	189,6
27	<i>Pouteria salicifolia</i> (Mataojo)	N	37,7	131,1
28	<i>Acacia</i> spp.	E	30,8	133,7
29	<i>Phytolacca dioica</i> (Ombú)	N	30,1	150,5
30	<i>Eucalyptus globulus</i>	E	22,3	79,8
31	<i>Phyllanthus sellowianus</i> (Sarandí blanco)	N	19,1	95,0
32	<i>Manihot grahamii</i> (Cafetero)	N	17,2	85,9
33	<i>Scutia buxifolia</i> (Coronilla)	N	14,7	67,0
34	<i>Vachellia caven</i> (Espinillo)	N	8,2	40,3
35	<i>Myrrhinium atropurpureum</i> (Palo de Fierro)	N	8,0	38,9
36	<i>Myrsine laetevirens</i> (Canelón)	N	6,4	31,3
37	<i>Schinus longifolius</i> (Molle)	N	6,0	24,3
38	<i>Cydonia oblonga</i> (Membrillo)	E	4,2	15,9
39	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Arrayán)	N	3,9	10,6
40	<i>Melia azedarach</i> (Paraíso)	E	3,0	14,8
41	<i>Maclura pomifera</i> (Naranja de lusiana)	E	1,9	9,1
42	<i>Eugenia uniflora</i> (Pitanga)	N	1,9	4,0
43	<i>Solanum mauritianum</i> (Tabaquillo)	N	1,7	8,3
44	<i>Ligustrum ovalifolium</i> (Ligustrina)	E	1,1	5,3
45	<i>Pinus</i> spp.	E	0,8	4,2
46	<i>Pittosporum undulatum</i>	E	0,6	3,1
47	<i>Catalpa</i> spp.	E	0,5	2,7
48	<i>Grevillea robusta</i>	E	0,3	1,7
	Total general		24354,9	24454,2

●



Figura 20. Ranking de importancia del stock de C promedio (Kg) capturado por especies arbóreas de la CAT. Comparación entre especies exóticas y nativas en el stock de C. Las especies están ordenadas de izquierda a derecha, de mayor a menor, según la cantidad promedio de stock de C.

4.3.1.2 Estimación del stock de C según el tipo de bosque

El stock de C promedio estimado para el total de parcelas BA fue de 553,7 kg C, con un desvío estándar de 380,5 kg C, seguidos por los ABA de 490,8 kg C, con un desvío estándar de 542,7 kg C. Por último, El stock de C promedio estimado para el total de parcelas de FLE mostraron un promedio de 84,9 kg de C con un desvío estándar de 68,6 kg C (Fig. 21). El ANOVA no mostró diferencias significativas entre los 3 tipos de bosques (ANOVA, $p= 0,2057$) (Anexo 6).

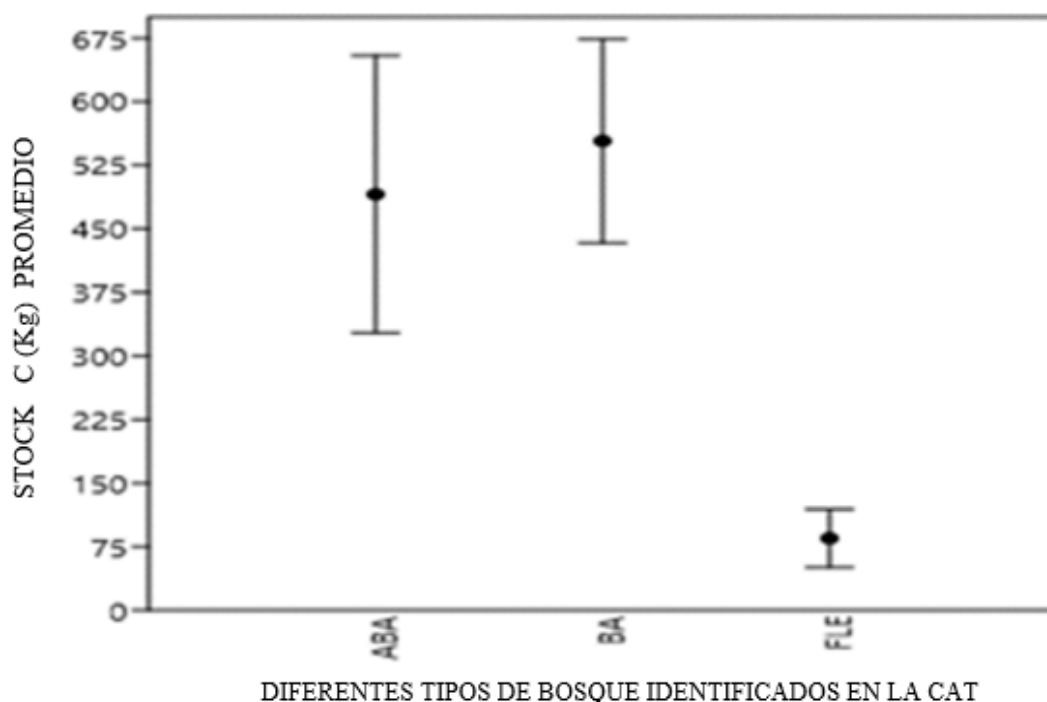


Figura 21. Stock de C promedio estimado para el total de parcelas, por tipo de bosque identificado en la CAT (ABA: Avances Boscosos. BA: Bosques Antiguos. FLE: Formaciones Leñosas Espontaneas).

4.3.1.3 Porcentaje de Carbono exótico en los tres tipos de bosques

A nivel del porcentaje del stock de C exótico, entre los tres tipos de bosques se observó que, FLE fue el que presentó la proporción más alta con una media de 96,3 % del stock de C, un desvío estándar de 6,02 % y con un coeficiente de variación de 6.2 %. Seguidos por BA con una media de 79,52 %, el desvío estándar de 29,93 % y un coeficiente de variación de 37,6 %. Por último, los ABA con un 73.8 %, el desvío estándar de 30,1 % y el coeficiente de variación de 40,8 (Fig. 22). El ANOVA mostró que no hay diferencias significativas entre los 3 tipos de bosques (ANOVA, $p = 0,4054$) (Anexo 6).

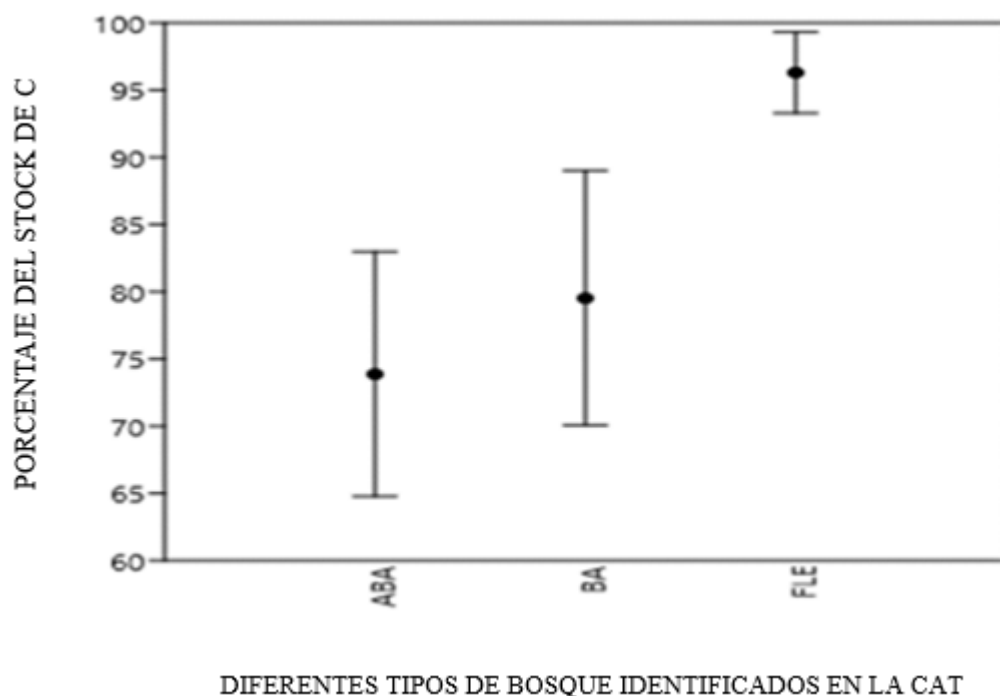


Figura 22. Porcentaje del stock de C, según el tipo de bosque (ABA: Avances Boscosos. BA: Bosques Antiguos. FLE: Formaciones Leñosas Espontáneas).

4.3.2 Flora nativa identificada en la CAT

Se identificaron 48 especies arbóreas en la CAT, incluyendo 19 especies nativas (Tabla 8). En las figuras 23 a 27 se muestran fotos de algunas especies nativas registradas a campo.

En el 72 % de las parcelas relevadas se identificaron árboles nativos, en rangos que fueron desde 14 al 60 % para las especies y desde 2 a 25 % para número de individuos, respecto a los totales por parcela.

Se observó en campo que la conformación de las comunidades leñosas de los bosques tuvo diferentes patrones en el espacio, desde pequeños rodales de árboles nativos mono-específicos (e.g., *Acanthosyris spinescens* (Quebracho flojo), *Eugenia uniflora* (Pitanga), *Erythrina crista-galli* (Ceibo) (Fig. 23-24), a la presencia de árboles aislados (e.g., *Myrsine laetevirens* (Canelón), *Blepharocalyx salicifolius* (Arrayán), *Scutia buxifolia* (Coronilla)) (Fig. 25).

Además, en la zona de relevamiento se evidenció la presencia de distintos componentes de la flora nativa, como plantas herbáceas (*Bromus* spp., *Commelina erecta* (Leandro Gómez), epífitas (*Tillandsia* spp. (Clavel del aire), *Microgramma mortoniana* (suela consuela), y algunos líquenes (*Evernia* spp. y *Ramalina* spp.) (Fig. 26).



Figura 23. ABA. Predio del Vivero Dr. A. Gallinal. Imagen de la izquierda, pequeño rodal de *Acanthosyris spinescens* (Quebracho flojo) en área invadida por *Ligustrum lucidum*. En la imagen central se observa la regeneración de *Acanthosyris spinescens* (Quebracho flojo) y debajo otra nativa herbácea *Bromus spp.* La imagen de la derecha, se observan semillas de *Acanthosyris spinescens* (Quebracho flojo), en el suelo, partidas por los animales del lugar.



Figura 24. Parcela ABA. Predio de H. Romeo. Ruta 84, km 5. 500, Andaluz, Canelones. A la izquierda se observa el área invadida por *Acacia* spp. y *Baccharis* spp. En la imagen del centro, se observa el crecimiento de la regeneración de *Eugenia uniflora* (Pitanga) entre *Acacia* spp. y *Baccharis* spp. A la derecha se observa un rodal de *Erythrina crista-galli* (Ceibo) con plantas epifitas nativas de *Microgramma mortoniana* (suelta consuelda).



Figura 285. Parcela BA. Predio de N.A. Área invadida por *Ligustrum lucidum*, a la izquierda de la imagen se ven árboles de *Blepharocalyx salicifolius* (Arrayán). En la imagen del centro se observa la especie *Myrsine laetevirens* (Canelón). La imagen de la derecha muestra un juvenil de *Scutia buxifolia* (Coronilla). Abajo, se observa un parche de plantas herbáceas nativas *Commelina erecta* (Leandro Gómez).



Figura 26. Parcela FLE. Predio de F. Leal. Ubicado en camino Dr. Laudelino Vazquez esquina camino Agrarios, Montevideo. A la izquierda se observa árbol de *Myrrhinium atropurpureum* (Palo fierro), con distintos tipos de líquenes. En el centro y a la derecha se observan dos tipos de líquenes distintos *Evernia* spp. y *Ramalina* spp. respectivamente.

En la zona estudiada se identificaron un total de 201 individuos nativos, pertenecientes a 13 familias distintas. Las ocho familias más representadas fueron Myrtaceae con 26% (53 ind), Ulmaceae con un 15% (30 ind), Fabaceae 14% (29 ind), Salicaceae 11% (23 ind), Rhamnaceae 7% (14 ind), Anacardiaceae 6% (13 ind), Primulaceae 6% (12 ind), Rubiaceae 5% (11 ind). Por otra parte, las familias con menor presencia fueron: Santalaceae 3,5 % (7 ind), Euforbiaceae 2,5 % (5 ind), Sapotaceae 2% (1 ind), Phytolaccaceae 0,5% (1 ind) y Solanaceae 0,5% (1 ind).

Dentro de las 19 especies nativas identificadas, hay dos especies con marcada dominancia, *Salix humboldtiana* (Sauce criollo) y *Celtis tala* (Tala) (Tabla 8). Los resultados del Índice de Valor de Importancia (IVI) para las especies identificadas en la CAT mostraron el siguiente orden: siendo los valores más altos los de *S. humboldtiana* (Sauce criollo) con un IVI de 8,43 %⁷, seguido por *C. tala* (Tala) con 0,91%, y *Eugenia uniflora* (Pitanga) con 0,76%. Por último, se observó un total de 16 especies nativas restantes, con valores menores (Tabla 8).

⁷ Esta especie tienen el IVI más alto, en función principalmente de un área basal mayor, a pesar de no ser la especie que presenta el número más altos de individuos. Esta estrategia de ocupación puede ser observada en *Celtis tala*, con un alto número de individuos y una alta área basal.

Seguidamente se presentan los datos muestrales y medidas para las especies nativas identificados en la CAT: la altura promedio de los árboles muestreados fue de 5,82 m, la mediana de 3 m, el desvío estándar de 6,2 m, el coeficiente de variación de 106,8 %. La altura máxima se ubicó en los 28 m y la mínima en 0,5 m. El DAP promedio fue de 9,08 cm con un desvío estándar de 19,1 cm, la mediana se ubicó en 2,5 cm y el coeficiente de variación de 210,3 %. El DAP máximo fue de 174,5 cm y el mínimo 0,5 cm.

El área basal total para todas las especies nativas encontradas en la CAT fue de 1516,3 m²/ha siendo el área basal promedio de 3,5 m² por especie, el desvío estándar de 19,6 m², la mediana de 0,05 m², y el coeficiente de variación fue de 561,89 %.

Tabla 8. Listado y parámetros fitosociológicos (IVI) de especies nativas encontradas en la CAT. N°: número ordinal de la lista de especies identificadas. D: Dominancia absoluta. D%: Dominancia relativa. G: Área basal promedio que ocupan los árboles en m²ha. G %: indica el porcentaje del área basal de una especie con respecto a la suma de las Área basal de todas las especies, referido en porcentaje. Fr: Frecuencia en valores absolutos. Fr%: Frecuencia en porcentaje. IVI: Índice de Valor de Importancia. $IVI = Ab + D + Fr$. $IVI\% = Ab\% + D\% + Fr\%$.

N°	ESPECIE	ORIGEN	N° DE ARBOLES	D	D %	ÁREA BASAL	G	G %	Fr	Fr %	IVI	IVI %
				(N°. ha ⁻¹)		(m ²)	(m ² . ha ⁻¹)		Abs		Abs	
1	<i>Salix humboldtiana</i> (Sauce criollo)	NATIVO	23	50	0,82	597,31	1292,9	23,6	23	0,82	25,28	8,43
2	<i>Celtis tala</i> (Tala)	NATIVO	30	65	1,07	15,02	32,5	0,6	30	1,07	2,73	0,91
3	<i>Eugenia uniflora</i> (Pitanga)	NATIVO	32	69	1,14	0,42	0,9	0,0	32	1,14	2,29	0,76
4	<i>Erythrina crista-galli</i> (Ceibo)	NATIVO	5	11	0,18	29,13	63,0	1,2	5	0,18	1,51	0,50
5	<i>Cephalanthus glabratus</i> (Sarandí colorado)	NATIVO	11	24	0,39	16,75	36,2	0,7	11	0,39	1,45	0,48
6	<i>Vachellia caven</i> (Espinillo)	NATIVO	16	35	0,57	1,29	2,8	0,1	16	0,57	1,19	0,40
7	<i>Scutia buxifolia</i> (Coronilla)	NATIVO	14	30	0,50	0,73	1,6	0,0	14	0,50	1,03	0,34
8	<i>Schinus molle</i> (Anacahuita)	NATIVO	9	19	0,32	7,58	16,4	0,3	9	0,32	0,94	0,31
9	<i>Acanthosyris spinescens</i> (Quebracho flojo)	NATIVO	7	15	0,25	10,29	22,3	0,4	7	0,25	0,91	0,30
10	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Arrayán)	NATIVO	12	26	0,43	0,91	2,0	0,0	12	0,43	0,89	0,30
11	<i>Myrsine laetevirens</i> (Canelón)	NATIVO	12	26	0,43	0,77	1,7	0,0	12	0,43	0,88	0,29
12	<i>Myrrhinium atropurpureum</i> (Palo de Fierro)	NATIVO	9	19	0,32	2,48	5,4	0,1	9	0,32	0,74	0,25
13	<i>Bauhinia fortificata</i> (Pata de vaca)	NATIVO	8	17	0,28	1,32	2,8	0,1	8	0,28	0,62	0,21
14	<i>Phytolacca dioica</i> (Ombú)	NATIVO	1	2	0,04	10,34	22,4	0,4	1	0,04	0,48	0,16
15	<i>Phyllanthus sellowianus</i> (Sarandí blanco)	NATIVO	4	9	0,14	1,68	3,6	0,1	4	0,14	0,35	0,12
16	<i>Schinus longifolius</i> (Molle)	NATIVO	4	9	0,14	1,20	2,6	0,0	4	0,14	0,33	0,11
17	<i>Pouteria salicifolia</i> (Mataojo)	NATIVO	2	4	0,07	2,33	5,0	0,1	2	0,07	0,23	0,08
18	<i>Manihot grahamii</i> (Cafetero)	NATIVO	1	2	0,04	0,66	1,4	0,0	1	0,04	0,10	0,03
19	<i>Solanum mauritianum</i> (Tabaquillo)	NATIVO	1	2	0,04	0,33	0,7	0,0	1	0,04	0,08	0,03
TOTAL			201	435	7,15	700,53	1516,3	27,70	201	7,15	42,03	14,01

Nota: Detalles de los parámetros estructurales de la tabla ver anexo 2.

La presencia de especies de árboles nativos se registró en 18 áreas de muestreo y en los tres tipos de bosques estudiados (Fig. 27), sin evidenciar ningún patrón espacial a lo largo de la CAT. La ocurrencia y abundancia de estas especies varió fuertemente a lo largo de toda la cuenca. De los 25 puntos de muestreo analizados, solamente 7 no evidenciaron la presencia de especies nativas durante el relevamiento de campo (Anexo 4).

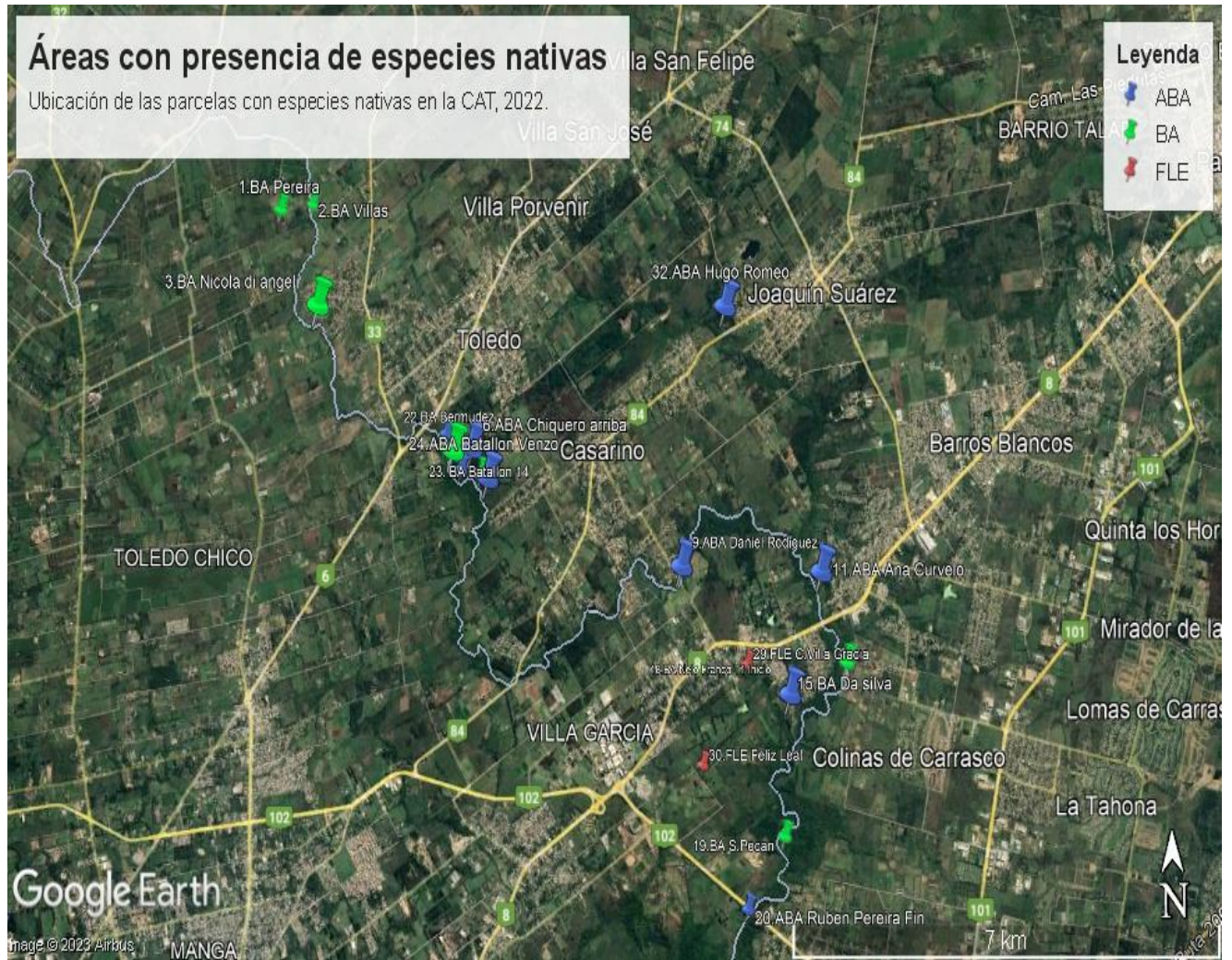


Figura 27. Ubicación de las 18 parcelas con presencia de especies nativas. Los tamaños de los iconos indican el porcentaje de especies nativas presentes en el lugar de muestreo. Iconos grandes: 30 a 60 %, Iconos pequeños: 14-29%.

Las 30 parcelas de bosque fluvial del Inventario Nacional Forestal de Bosque Nativo más cercanas a la CAT se localizan en los departamentos de Canelones, San José, Florida y Maldonado (Fig. 28). En estas 30 parcelas de bosque fluvial, se registró un total de 28 especies nativas (Tabla 10).

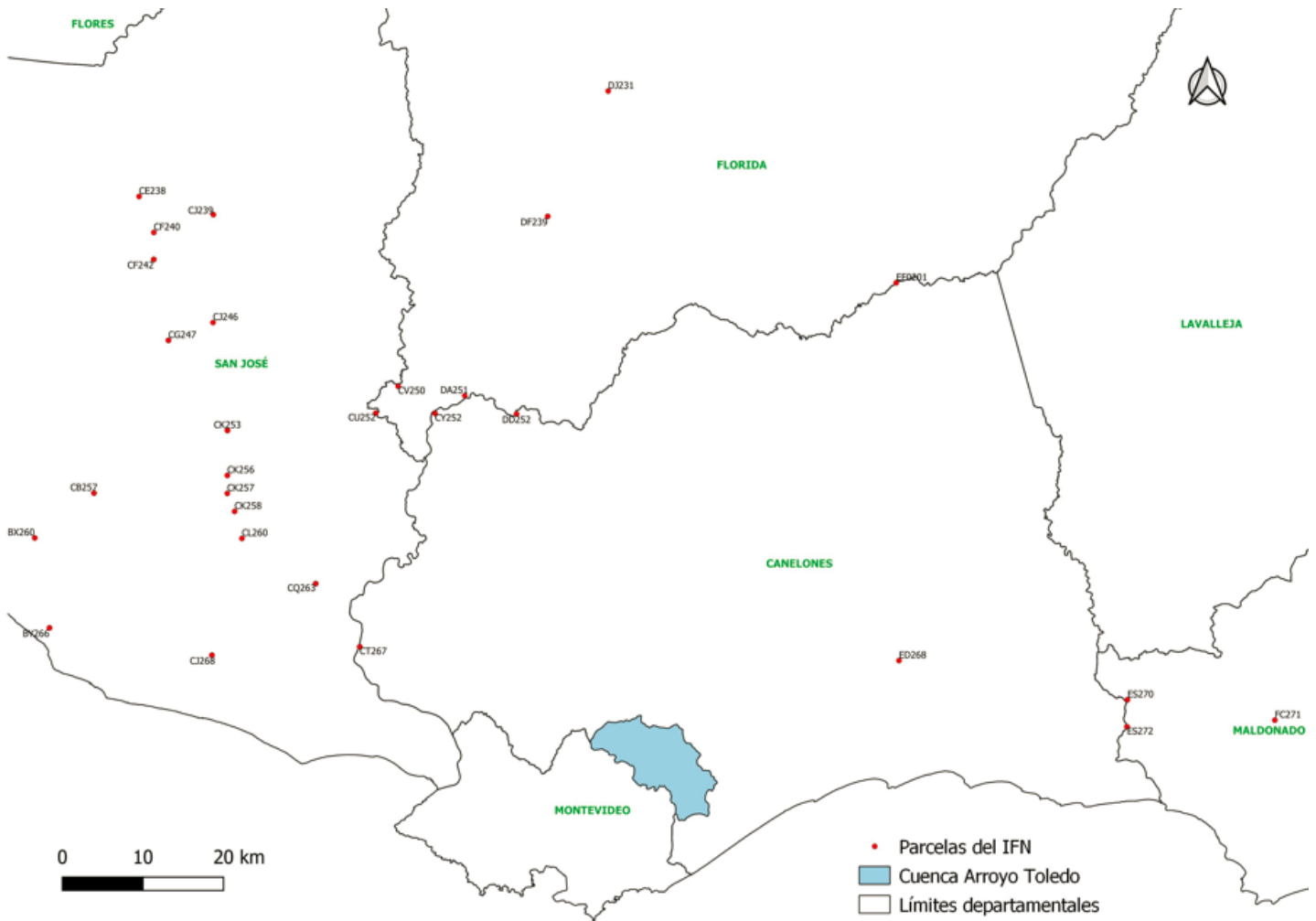


Figura 98. Mapa de parcelas Inventario Nacional Forestal de Bosque Nativo, Gentileza de Ing. Agr. Mag. Mariana Boscana (DGF-MGAP. 2011).

En el Inventario Nacional Forestal (INF) se evaluó la severidad de la invasión en base a la abundancia relativa de las especies exóticas en la parcela, usando una escala de 4 niveles de severidad, 1: Extrema (71–100%), 2: Seria (31–70%), 3: Moderada (11–30%) y 4: Ligera (1–10%). La severidad de la invasión registrada en las 30 parcelas del INF se presenta en la Tabla 9.

Se observó que el 33 % de las parcelas presentaron una severidad Extrema, el 30 % una severidad Seria, el 33 % una severidad Moderada y el 3 % restante, una severidad Ligera.. En síntesis, un 66% de las parcelas tuvieron altos grado de invasión, y solo un 3% una invasión leve, mostrando un panorama similar al observado en la CAT.

Tabla 9. Nivel de Severidad de invasión en las 30 parcelas del IFN (DGF-MGAP. 2011) más cercanas a la CAT, usada como referencia. Niveles de severidad en base a la abundancia relativa (expresa entre paréntesis) de las especies exóticas en la parcela: 1 = Severidad Extrema (71– 100%). 2 = Severidad Seria (31– 70%). 3 = Severidad Moderada. (11– 30%). 4 = Severidad Ligera (1–10%).

Nº	PARCELA	DEPARTAMENTO	SEVERIDAD
1	CY252	Canelones	3
2	DA251	Canelones	3
3	CT267	Canelones	3
4	ES272	Canelones	2
5	ED268	Canelones	1
6	DJ231	Florida	4
7	CV250	Florida	3
8	DD252	Florida	3
9	DF239	Florida	2
10	CU252	Florida	1
11	EF0201	Florida	1
12	FC271	Maldonado	1
13	ES270	Maldonado	1
14	CL253	San José	3
15	BX260	San José	3
16	CK253	San José	3
17	BY266	San José	3
18	CJ268	San José	3
19	CG247	San José	2
20	CK258	San José	2
21	CE238	San José	2
22	CJ246	San José	2
23	CJ239	San José	2
24	CF242	San José	2
25	CB257	San José	2
26	CL260	San José	1
27	CK256	San José	1
28	CK257	San José	1
29	CQ263	San José	1
30	CF240	San José	1

4.3.3.1 Índice de valor de importancia (IVI) para las 30 parcelas IFN

Las especies que se destacaron por los mayores valores de importancia fueron: *Pouteria salicifolia* (matajojo), *Allophylus edulis* (chal-chal), *Scutia buxifolia* (coronilla), *Sebastiania commersoniana* (blanquillo) (Tabla 10).

Se identificaron 10 especies en común entre la CAT y las parcelas del IFN: *Acanthosyris spinescens* (Quebracho flojo), *Blepharocalyx salicifolius* (Arrayán), *Celtis tala* (Tala), *Eugenia uniflora* (Pitanga), *Myrrhinium atropurpureum* (Palo de Fierro), *Myrsine laetevirens* (Canelón), *Pouteria salicifolia* (Matajojo), *Salix humboldtiana* (Sauce criollo), *Vachellia caven* (Espinillo).

En la CAT aparecieron 9 especies no registradas en las 30 parcelas del IFN: *Bauhinia fortificata* (Pata de vaca), *Cephalanthus glabratus* (Sarandí colorado), *Erythrina crista-galli* (Ceibo), *Manihot grahamii* (Cafetero), *Phyllanthus sellowianus* (Sarandí blanco), *Phytolacca dioica* (Ombú), *Schinus longifolius* (Molle), *Schinus molle* (Anacahuita), *Solanum mauritianum* (Tabaquillo), (Tabla 11).

Tabla 10 Índice de valor de importancia (IVI) para las 30 parcelas del IFN más cercanas a la CAT. N°: número ordinal de la lista de especies identificadas. D: Dominancia absoluta. D%: Dominancia relativa. G: Área basal promedio que ocupan los árboles. G %: indica el porcentaje del área basal de una especie con respecto a la suma de las Área basal de todas las especies, en porcentaje. Fr: Frecuencia en valores absolutos. Fr%: Frecuencia en porcentaje. IVI: Índice de Valor de Importancia. IVI%: Índice de Valor de Importancia en porcentaje. Nota: Detalles de los parámetros estructurales de la tabla ver nexa 2.

N°	NOMBRE DE LA ESPECIE	NOMBRE COMÚN	N° ARBOLES	D	D	ÁREA BASAL	G	G	Fr	Fr	IVI	IVI
				(N° ha)	(%)	(m ²)	(m ² ha)	(%)	Abs	%	Abs	%
1	<i>Pouteria salicifolia</i>	Mataojo	565	942	26,1	2,541	4,235	22,15	565	26,12	74,4	24,8
2	<i>Allophylus edulis</i>	Chal-Chal	378	630	17,5	1,339	2,232	11,67	378	17,48	46,6	15,5
3	<i>Scutia buxifolia</i>	Coronilla	301	502	13,9	1,316	2,194	11,47	301	13,92	39,3	13,1
4	<i>Sebastiania commersoniana</i>	Blanquillo	258	430	11,9	1,246	2,077	10,86	258	11,93	34,7	11,6
5	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	Arrayán	196	327	9,1	0,926	1,544	8,07	196	9,06	26,2	8,7
6	<i>Celtis tala</i>	Tala	92	153	4,3	1,093	1,821	9,53	92	4,25	18	6
7	<i>Schinus longifolius</i>	Molle	65	108	3	0,971	1,619	8,47	65	3,01	14,5	4,8
8	<i>Sebastiania brasiliensis</i>	Palo de leche	100	167	4,6	0,301	0,502	2,63	100	4,62	11,9	4
9	<i>Myrsine laetevirens</i>	Canelón	30	50	1,4	0,409	0,681	3,56	30	1,39	6,3	2,1
10	<i>Myrcianthes cisplatensis</i>	Guayabo Colorado	37	62	1,7	0,236	0,394	2,06	37	1,71	5,5	1,8
11	<i>Vachellia caven</i>	Espinillo	42	70	1,9	0,179	0,298	1,56	42	1,94	5,4	1,8
12	<i>Lithraea brasiliensis</i>	Aruera Dura	26	43	1,2	0,168	0,28	1,46	26	1,2	3,9	1,3
13	<i>Nectandra angustifolia</i>	Laurel mini	11	18	0,5	0,172	0,286	1,5	11	0,51	2,5	0,8
14	<i>Myrrhinium atropurpureum</i> var.	Palo de fierro	16	27	0,7	0,05	0,083	0,44	16	0,74	1,9	0,6
15	<i>Jodina rhombifolia</i>	Sobra de toro	12	20	0,6	0,083	0,138	0,72	12	0,55	1,8	0,6
16	<i>Terminalia australis</i>	Palo amarillo	1	2	0	0,169	0,282	1,48	1	0,05	1,6	0,5
17	<i>Sapium glandulosum</i>	Curupi	7	12	0,3	0,062	0,103	0,54	7	0,32	1,2	0,4
18	<i>Acanthosyris spinescens</i>	Quebracho blanco	7	12	0,3	0,04	0,067	0,35	7	0,32	1	0,3
19	<i>Salix humboldtiana</i>	Sauce crillo	1	2	0	0,097	0,162	0,85	1	0,05	0,9	0,3
20	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Tembetará	7	12	0,3	0,032	0,053	0,28	7	0,32	0,9	0,3
21	<i>Lithraea molleoides</i>	Aruera	2	3	0,1	0,021	0,035	0,18	2	0,09	0,4	0,1
22	<i>Eugenia uruguayensis</i>	Guayabo Blanco	3	5	0,1	0,003	0,005	0,02	3	0,14	0,3	0,1
23	<i>Ocotea acutifolia</i>	Laurel	1	2	0	0,007	0,011	0,06	1	0,05	0,2	0,1
24	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Pindo	1	2	0	0,007	0,011	0,06	1	0,05	0,2	0,1
25	<i>Eugenia uniflora</i>	Pitanga	1	2	0	0,002	0,004	0,02	1	0,05	0,1	0
26	<i>Guettarda uruguensis</i>	Guayabo Blanco	1	2	0	0,002	0,004	0,02	1	0,05	0,1	0
27	<i>Celtis iguanaea</i>	Tala trepador	1	2	0	0,001	0,001	0,01	1	0,05	0,1	0
28	<i>Zanthoxylum fagara</i>	Tembetará	1	2	0	0,001	0,001	0,01	1	0,05	0,1	0
TOTAL			2163	3605			19,1		2163		300	100

Por último, en las 30 parcelas de las IFN aparecieron 17 especies que no se encuentran en la CAT: *Allophylus edulis* (Chal-Chal), *Celtis iguanaea* (Tala trepador), *Eugenia uruguayensis* (Guayabo Blanco), *Guettarda uruguensis* (Jazmín del Uruguay), *Jodina rhombifolia* (Sombra de toro), *Lithraea brasiliensis* (Aruera Dura), *Lithraea molleoides* (Aruera), *Myrcianthes cisplatensis* (Guayabo Colorado), *Nectandra angustifolia* (Laurel mini), *Ocotea acutifolia* (Laurel), *Sapium glandulosum* (Ártbol de la leche), *Sebastiania brasiliensis* (Palo de leche), *Sebastiania commersoniana* (Blanquillo), *Syagrus romanzoffiana* (Pindó), *Terminalia australis* (Palo amarillo), *Zanthoxylum fagara* (Tembetari) y *Zanthoxylum rhoifolium* (Tembetari) (Tabla 11).

Tabla 11. Tabla comparativa de especies que fueron identificadas en la CAT y/o en las 30 parcelas (Canelones, San José, Florida y Maldonado) del Inventario Nacional Forestal de Bosque Nativo (DGF-MGAP. 2011), 1 indica presencia de la especie, 0 ausencia de la especie en las parcelas.

ESPECIES	CAT	IFN
<i>Allophylus edulis</i> (Chal-Chal)	0	1
<i>Celtis iguanaea</i> (Tala trepador)	0	1
<i>Eugenia uruguayensis</i> (Guayabo blanco)	0	1
<i>Guettarda uruguensis</i> (Jazmín del Uruguay)	0	1
<i>Jodina rhombifolia</i> (Sombra de toro)	0	1
<i>Lithraea brasiliensis</i> (Aruera Dura)	0	1
<i>Lithraea molleoides</i> (Aruera)	0	1
<i>Myrcianthes cisplatensis</i> (Guayabo colorado)	0	1
<i>Nectandra angustifolia</i> (Laurel mini)	0	1
<i>Ocotea acutifolia</i> (Laurel)	0	1
<i>Sapium glandulosum</i> (Ártbol de la leche)	0	1
<i>Sebastiania brasiliensis</i> (Palo de leche)	0	1
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Blanquillo)	0	1
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Pindó)	0	1
<i>Terminalia australis</i> (Palo amarillo)	0	1
<i>Zanthoxylum fagara</i> (Tembetari)	0	1
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> (Tembetari)	0	1
<i>Bauhinia fortificata</i> (Pata de vaca)	1	0
<i>Cephalanthus glabratus</i> (Sarandí colorado)	1	0
<i>Erythrina crista-galli</i> (Ceibo)	1	0
<i>Manihot grahamii</i> (Cafetero)	1	0
<i>Phyllanthus sellowianus</i> (Sarandí blanco)	1	0
<i>Phytolacca dioica</i> (Ombú)	1	0
<i>Schinus longifolius</i> (Molle)	1	0
<i>Schinus molle</i> (Anacahuita)	1	0
<i>Solanum mauritianum</i> (Tabaquillo)	1	0

<i>Acanthosyris spinescens</i> (Quebracho flojo)	1	1
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Arrayán)	1	1
<i>Celtis tala</i> (Tala)	1	1
<i>Eugenia uniflora</i> (Pitanga)	1	1
<i>Myrrhinium atropurpureum</i> (Palo de fierro)	1	1
<i>Myrsine laetevirens</i> (Canelón)	1	1
<i>Pouteria salicifolia</i> (Mataojo)	1	1
<i>Salix humboldtiana</i> (Sauce criollo)	1	1
<i>Scutia buxifolia</i> (Coronilla)	1	1
<i>Vachellia caven</i> (Espinillo)	1	1

SECCIÓN 5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

5.1 DISCUSIÓN

Identificación y mapeo de las áreas boscosas surgidas (bosques de avance) en la CAT en los últimos 50 años

Este trabajo permitió documentar los cambios en el uso del suelo en la CAT durante los últimos 50 años, que estuvieron dominados por el avance de las áreas urbanizadas y el retiro de las zonas rurales, tal cual ha sido descrito previamente (Laquinta et al., 2000, Schelotto, 2008, IMM, 2013; INE, 2014; INE, 2020). A su vez, se registró una marcada expansión en la superficie del área boscosa, la cual aumentó casi 5 veces su área de ocupación, tanto por expansión desde bosques ribereños preexistentes, como por la aparición de nuevas formaciones boscosas desconectadas de bosques previos. Se ha planteado que medio siglo atrás el bosque nativo de Uruguay se encontraba en sus peores condiciones en cuanto a superficie ocupada (Porcile et al., 2006), pero se ha observado que desde entonces ha venido creciendo, especialmente durante los últimos 20 años, teniendo las condiciones para que esto ocurra (MGAP-DGF, 2011; Bernardi et al., 2022). Asimismo, debemos considerar que este crecimiento debe contemplar las últimas mediciones cuantitativas sobre la invasión de EEI en el bosque nativo a nivel nacional. Se reporta que aproximadamente 22.009 hectáreas de bosque nativo están invadidas por EEI, lo que equivale al 2,63% del total de 835.349 hectáreas en todo el territorio, según la Cartografía Nacional de Bosque Nativo de 2018. Los departamentos costeros de Montevideo, Canelones, San José y Colonia son los que presentan la mayor incidencia de EEI en Uruguay (Proyecto REDD+ Uruguay, 2020).

En el caso de la CAT, el incremento en la extensión de las áreas boscosas se ha observado en entornos que han experimentado considerables impactos de perturbaciones antropogénicas. Estos incluyen la expansión urbana, el desarrollo de parques industriales, la ocupación irregular de asentamientos en diversos ecosistemas cercanos a los centros urbanos sin una planificación previa y el abandono de tierras destinadas a la agricultura, entre otros (Goldaracena, 2008), así como diversos problemas ambientales (Arocena et al., 1989; Arocena et al., 1991; Arocena et al., 1994; Chalar, 1994). Se pudo observar que las áreas urbanas pasaron de ocupar el 11,6% en 1966 al 20,6% en 2018, mientras que las zonas de producción agropecuaria disminuyeron del 80,6% al 62,2% en el mismo período. En estos lugares, los niveles de perturbación asociados al uso del suelo han alterado la estructura del ecosistema boscoso nativo que originalmente podría haber estado presente. Estas perturbaciones incrementan la vulnerabilidad de las comunidades biológicas al provocar cambios en la disponibilidad de recursos y/o en las condiciones ambientales (Hobbs et al., 1992). En los últimos 50 años, el área de bosque ha aumentado significativamente, principalmente a través de la expansión de bosques preexistentes y, en menor medida, mediante la aparición espontánea de bosques aislados.

Existen varias explicaciones para este fenómeno. Por un lado, se ha observado un incremento a nivel nacional en el área de bosques, favorecido por la disminución de la actividad agrícola (Bernardi et al., 2022). Además, las condiciones climáticas de las últimas décadas, especialmente la mayor pluviosidad estival, han sido más propicias para la expansión de los bosques (Brazeiro et al., 2018). La reducción de la presión ganadera también ha contribuido al crecimiento de la superficie forestal (Brazeiro et al., 2018). Estas condiciones podrían estar influyendo en la expansión de los bosques en la CAT, donde factores como la mayor pluviosidad estival, la reducción de las actividades ganaderas y agrícolas debido al abandono de estas prácticas, podrían ser los responsables de esta expansión.

Por otro lado, la mayor severidad en la invasión de especies exóticas en el suroeste del país ha generado una alta presión de propágulos y un elevado grado de perturbación por actividades humanas en la CAT. Esto hace que la región sea altamente susceptible (con alta invasibilidad) a la invasión, lo cual podría explicar el alto grado de invasión observado.

Los Neoecosistemas boscosos como producto del fenómeno de invasión de árboles exóticos

En la CAT se ha identificado una masa boscosa con una importante diversidad arbórea (49 especies distintas), predominantemente compuesta por especies exóticas y en menor medida por especies nativas. En las tierras bajo uso productivo agrícola abandonadas de la cuenca, han surgido condiciones propicias para el desarrollo de una vegetación alterada respecto a la cubierta vegetal original, dando origen a diferentes tipos de "neoecosistemas" (Hobbs et al., 2006). Estos neoecosistemas se caracterizan por la presencia de una variedad de especies arbóreas y arbustivas, especialmente en el área conocida como el "cinturón verde" de Montevideo (IMM, 1998), contigua al departamento de Canelones.

Los datos recopilados en el campo concuerdan con la información de diversos estudios a nivel nacional, los cuales indican que el sur del país presenta el mayor número de EEI (Carrere, 1994; Brugnoli et al., 2009; Búrmida, 2011; Brazeiro et al., 2018). Sin embargo, los neoecosistemas boscosos de la región de la CAT exhiben sus particularidades. Se observó un grado de invasión muy elevado y similar en los tres tipos de bosques estudiados (BA, ABA, FLE), independientemente de su historial de uso previo. Sin embargo, se evidencian variaciones en el grado de invasión entre estos diferentes tipos de bosques. Los resultados revelaron que tanto el promedio general como la mediana de individuos exóticos en las parcelas son considerablemente elevados (93,1% y 94%, respectivamente), lo que indica una presencia significativa de estas especies en los bosques estudiados. Es importante resaltar que los bosques de tipo FLE muestran una media de porcentaje (abundancia) más alta de especies exóticas (90%), seguidos por los BA (80%) y los ABA (65%). Estos datos plantean algunas interrogantes sobre el estado de las especies nativas en estos neoecosistemas. Se observa que, a nivel de especies, estas representan entre el 10% y el 45% en los tres tipos de bosques, con un promedio cercano al 7% de individuos

nativos en las parcelas evaluadas. Surgen así las siguientes preguntas: ¿Es el aumento en superficie de la vegetación leñosa en la CAT atribuible al avance tanto de especies exóticas como de algunas especies nativas?, ¿estamos ante evidencia del proceso de pérdida de diversidad de especies nativas frente al avance de las exóticas? Estas interrogantes son clave para comprender mejor los procesos de cambio ecológico que están teniendo en diferentes lugares en estos neoecosistemas boscosos, y que este trabajo no pudo resolver. Sin embargo, es fundamental realizar una distinción entre los diversos procesos que ocurren en los entornos arbóreos identificados en esta cuenca del sur del país, como se ha evidenciado. Por un lado, se encuentran los bosques antiguos (BA), donde la invasión puede estar afectando a las especies nativas que ya estaban establecidas en la región, generando cambios en su composición, estructura y funcionamiento. Por otro lado, se observó un aumento en la extensión de la cobertura boscosa en áreas de bosques en avance (ABA) y en formaciones leñosas espontáneas (FLE), desarrolladas en base a una nueva composición de especies vegetales leñosas que no existía previamente (Hobbs et al., 1992). Este cambio se atribuye a la llegada de propágulos y al establecimiento de especies exóticas e invasoras (Mack et al., 2000; Richardson et al., 2000; Lockwood et al., 2005), aunque también puede influir la persistencia de algunas especies nativas (Evers et al., 2018).

Los procesos que ocurren en las áreas productivas agropecuarias una vez que estas son abandonadas, son fundamentales para entender los principales factores que contribuyeron al proceso de invasión en la CAT. Por lo tanto, resulta crucial entender cómo se interrelacionan los tres factores clave del proceso de invasión, la invasibilidad, la invasividad y la presión de propágulos, para desencadenar la alta invasión de la CAT (Vilà et al., 2008; Mack et al., 2000; Thompson et al., 2001):

La invasibilidad de la CAT es afectada por altos niveles de perturbación antrópica que ha venido sufriendo a lo largo de la historia de la cuenca. Estos cambios han generado un ambiente propicio para la invasión, impulsados por la degradación y pérdida del bosque nativo, así como por el intenso uso agropecuario de las tierras y su posterior abandono. Además, los cambios urbanos, como la construcción de caminos y nuevos asentamientos, y la contaminación, han contribuido a esta situación (Hobbs et al., 1992). Estas condiciones han facilitado el establecimiento de nuevas especies exóticas en el área (Thompson et al., 2001).

La invasividad de las EEI, refiere a las características biológicas y ecológicas que les confieren una alta capacidad competitiva. Estas cualidades, que incluye en el caso de las plantas leñosas, la longevidad de las semillas, la eficacia en la dispersión, el rápido crecimiento, el vigor competitivo y la capacidad de adaptación a diversos entornos (Pysek et al., 2007; Godoy et al., 2008), son características que el 66% de los individuos identificados (*Ligustrum lucidum*, *Gleditsia triacanthos*, *Populus alba*, *Fraxinus excelsior*, *Pittosporum undulatum*) en las 25 parcelas de

relevamiento de campo han presentado, dado que son especies identificadas como EEI prioritarias por el comité nacional (CEEI-MVOTMA, 2009).

La presión de propágulos describe a la cantidad y frecuencia con la que estos propágulos ingresan al sistema. Cuanto más perturbado esté el sistema, más probable es que se favorezca el ingreso de los propágulos de EEI. Además, este concepto está relacionado con la cantidad de organismos introducidos en una región donde no son nativos (Lockwood et al., 2005). Asumimos que las diversas actividades humanas, como la urbanización, la densificación de caminos y la proximidad a centros urbanos y áreas agrícolas, actúan como vectores de introducción de propágulos, lo que ha influido en la evolución del alto grado de invasión de la CAT. Una amplia bibliografía a nivel internacional y nacional, refieren a la expansión de las áreas urbanizadas, y hacen referencia a el uso de árboles exóticos e invasores en el arbolado urbano y jardines, lo cual ha contribuido a esta problemática, sin conocer los impactos que esto pueda tener en la biodiversidad de los ecosistemas circundantes (Richarson et al., 2007; Vitousek et al., 1997; Wittenberg, 2001; Bresciano, 2014; Brazeiro, 2015, 2018).

Los Neoecosistemas de la CAT se encuadran dentro de las áreas boscosas fuertemente invadidas presentes en la región sur del país (Burmida, 2011, Proyecto REDD+ Uruguay, 2020), están ubicados colindantes, o en su mayoría, en predios privados, lo que dificulta aún más las estrategias de control. A nivel nacional, el país cuenta con algunas experiencias para implementar programas de control de exóticas en áreas concretas, pero carece aún de los recursos necesarios para elaborar estrategias de acción a nivel de cuencas (Sosa et al., 2018), fundamentalmente con las características específicas de la CAT. Son pocos los casos de control e investigación, en los que existen programas de acción continuos a lo largo del tiempo (Aber et al., 2010; Brugnoli et al., 2018; Brazerio, 2018).

El aumento en la superficie del bosque nativo con especies exóticas, muchas de ellas invasoras, representa un compromiso negativo desde el punto de vista ambiental, considerando que son la segunda principal amenaza para la conservación de la diversidad biológica a escala global (CDB, 1992) y ponen en peligro la integridad de los ecosistemas boscosos nativos (Porcile et al., 2006; Brazeiro, 2015). Sus impactos suelen ser irreversibles y pueden tener consecuencias profundamente perjudiciales a nivel ecológico (Wilcove et al., 1998; Sala et al., 2000), por lo que se debe evitar su expansión. Es especialmente preocupante, considerando casos a nivel mundial donde los protocolos de manejo de áreas invadidas por especies exóticas no logran la recuperación ecológica total, lo que enfatiza la importancia de la prevención y el control de estas amenazas en el territorio (Prior et al., 2017; Abella, 2014; Richarson et al., 2007).

Los datos recopilados en este trabajo sirven como línea de base, facilitando el análisis del estado ambiental presente y la evaluación del nivel de degradación del bosque nativo en la cuenca. La información de campo contribuyó a comprender la diversidad y la composición

de especies en la región de la CAT. La cual cambió totalmente la interpretación digital que se realizó en la primera sección del trabajo, en donde solamente se interpretó la cobertura boscosa con imágenes digitales, mostró una inexactitud al confundir un bosque ribereño característico con un nuevo tipo de cobertura boscosa (NE). Por lo que quedó demostrado que a futuro sería importante considerar estos tipos de impactos en cuencas adyacentes a centros poblados, considerando una nueva categoría de tipo de bosque (NE), que de idea del alto grado de invasión y la pérdida de las características del bosque nativo, que es lo que en este trabajo se evidencia.

En la actualidad, es necesario usar metodologías complejas para la interpretación de imágenes satelitales con el objetivo de identificar bosques invadidos, con características de NE (MGAP-MVOMA, 2019). Sin embargo, para el caso de la invasión de bosques por *Ligustum lucidum* y *Gleditsia triacanthos*, se ha podido cartografiar recientemente los bosques altamente invadidos de Uruguay, a través de la clasificación de imágenes satelitales (Proyecto REDD+ Uruguay, 2020; Olivera, 2024 sin publicar). Es importante señalar que actualmente no existe una disposición específica para abordar este tipo de casos en la normativa forestal nacional (Ley Forestal N° 15.939, 1987). Esta información puede ser de utilidad tanto para los gestores de recursos naturales del área como para futuras investigaciones y programas de restauración ecológica en la zona metropolitana (Herou et al., 2023; IMM, 2023).

SSEE generados por los neoecosistemas boscosos (nuevos bosques de avance) en la CAT

Esta sección de la Tesis abordó la interacción entre las especies exóticas invasoras arbóreas y los SSEE en Uruguay, centrándose en la CAT y las áreas metropolitanas de Montevideo y Canelones. Se destaca primeramente la importancia de los bosques como reservorios de carbono en la biosfera, acumulando biomasa vegetal viva, hojarasca y suelo orgánico, lo que les confiere un papel crucial en el almacenamiento de carbono por unidad de superficie en comparación con otros tipos de vegetación (Brown, 1987; IPCC, 2001; Ruiz et al., 2014; REDD+ Uruguay, 2020).

Se reconoce que las especies exóticas e invasoras arbóreas, al colonizar áreas naturales, inducen la pérdida de diversidad vegetal y modifican las características del bosque nativo, resultando en la configuración de un nuevo perfil boscoso con atributos de NE (Hobbs et al., 2009), no deseables, pero que ocurren. Se reconoce la existencia de un sin número de impactos negativos generados por estas invasiones (Richardson et al., 2000; Sala, 2000; CDB, 2002; CDB, 2020), los cuales no son objeto de análisis en este estudio. Sin embargo, existen investigaciones que sugieren que estas especies podrían paralelamente desempeñar determinadas funciones catalogadas como impactos positivos en el ecosistema (IPBES Bacher et al., 2023; Calviño et al., 2015; Quine et al., 2010; Hobbs et al., 2009; Porcile et al., 2006). En base a estos argumentos, resultó imperativo evaluar los potenciales impactos positivos en los SSEE ofrecidos por los NE, aspecto que además cobra especial relevancia en una de las áreas con menor cobertura arbórea en el país.

Montevideo y Canelones, juntos, presentan una pequeña proporción (1,72%) del total del bosque nativo a nivel nacional, pero enfrentan un porcentaje significativo de invasión por especies exóticas (20,3%) (Proyecto REDD+ Uruguay, 2020). Por otro lado, se determinó que la superficie boscosa de la CAT representa 6,2 % del total del área reportada como bosque nativo en los dos departamentos. La vegetación leñosa ribereña en la CAT, a pesar de estar compuesta por especies exóticas, desempeña algunas funciones relevantes que puede tener impactos positivos para los pobladores de su entorno (IPBES Bacher et al., 2023; Miller et al., 2016; Hobbs et al., 2009; Porcille et al., 2006). Dentro de los posibles servicios que brinda el conjunto de leñosas identificados a lo largo de la cuenca, se ha logrado cuantificar uno de los SSEE más destacados, el stock de C, el cual representa un aspecto fundamental en la mitigación del cambio climático (IPCC, 2006).

Este estudio, cuantificó el stock de carbono en todas las áreas boscosas de la CAT, lo que equivale al 1,2% de las emisiones totales de CO₂ a nivel nacional. Teniendo en cuenta que la emisión per cápita de Uruguay es de aproximadamente 1,94 t de CO₂ (Banco Mundial, 2019), y utilizando la valoración del stock de carbono en estas áreas, se estima que esto equivale a aproximadamente 80.409,7 t de CO₂ emitidas a nivel nacional (utilizando una relación de conversión de 3,62 t de C por t de CO₂) (EPA, 2023; IPCC, 2006; Rüginitz et al., 2009). También es importante destacar que el stock total de carbono en la biomasa viva del bosque nativo en Uruguay se estima en 61.299.100 t de C para unas 850.000 hectáreas aproximadas (Proyecto REDD+ Uruguay, 2020; MGAP, 2022). Por lo que, la estimación del carbono en todas las áreas boscosas de la CAT (bosque ribereño más las FLE) dio un total de 21.910 t de C en stock en la biomasa vegetal arbórea en las 899,6 ha de bosques estimado. Las especies exóticas son responsables de un stock de 16.433 t de C, mientras que las nativas generan 5.477 t de C.

De esta manera, teniendo en cuenta que el promedio estimado para los bosques de Uruguay está en el entorno de las 63,2 t de C por ha para el promedio realizado a partir de los datos del IFN, considerando el contenido total de carbono en la biomasa viva del bosque nativo (aérea y radicular) (Proyecto REDD+ Uruguay, 2020). Es importante remarcar que el C en la biomasa de los árboles se distribuye de la siguiente manera: 41% de este está ubicado en el tronco y las ramas (24,3 t de C), pero existe un 59% a nivel subterráneo (39,96 t de C) (IPCC, 2006; Mokany et al., 2006; Proyecto REDD+ Uruguay, 2020; Kanninen, 1995). Por lo cual el stock de C en la CAT se estimó en el entorno de 59,2 t de C por ha, valor muy próximo al promedio nacional para bosques nativos. Al compararlos con bosques tropicales, los cuales se ubican entre 60 y 230 t C/ha (aéreo y radicular) en bosques primarios, y en bosques secundarios entre 25 y 190 t C/ha (aéreo y radicular) (Kanninen, 1995), el stock de C en la CAT es significativo en el contexto geográfico en el que se encuentra.

Al mismo tiempo, estos bosques, en general ribereños, podrían desempeñar un rol de amortiguación, pudiendo contribuir a reducir la erosión de los suelos, disminuir la llegada de nutrientes y pesticidas al curso de agua. La urbanización, industrialización y agricultura son de las actividades que más contribuyen al aporte difuso de nutrientes hacia el ambiente,

generando deterioro de la calidad del agua a nivel local y global (Novotny, 1999; Sharpley, 2016), y por lo tanto el posible rol de estos bosques de la CAT podrían ser de gran relevancia.

Existen en la actualidad marcadas evidencias que indican la función clave que realiza la vegetación ribereña entre las zonas antropizadas y los cuerpos de agua. Como se muestra en este trabajo, el área boscosa creció 5 veces su tamaño, y en particular asociados a los márgenes ribereños, pudiendo contribuir a disminuir el aporte de nutrientes desde la cuenca hacia los arroyos (Dodds et al., 2006; Aguiar et al., 2015). Además, proteger a las riberas de los arroyos de la erosión fluvial y de la escorrentía, aumentar la infiltración en el suelo, así como del pisoteo del ganado (McKergow et al., 2003; Rodríguez-Gallego et al., 2020; Lee et al., 2000; Otto et al., 2008) y proporcionar el hábitat para la vida silvestre (Gene et al., 2019).

Flora nativa identificadas en los NE

La diversidad de especies florísticas en las formaciones boscosas de Uruguay varía según la región. En los bosques ribereños ubicados en el centro del país se encuentran entre 15 y 20 especies. En contraste, los bosques situados cerca del río Uruguay o en ambientes diversos como los sistemas de quebradas y cerros chatos pueden albergar entre 50 y 60 especies (Escudero, 2004). En la CAT se identificó un total de 48 especies arbóreas, de las cuales, 19 fueron nativas (Tabla 8). Los resultados del muestreo de campo revelan una diversidad considerable de especies, aunque esta varía notablemente entre los diferentes puntos de muestreo en términos de riqueza y abundancia. Sin embargo, es evidente que la proporción de especies nativas es relativamente baja en comparación con las especies exóticas, sin dejar de tener presente que, en Uruguay, hay pocos registros históricos que puedan ser utilizados para contrastar las características actuales de las comunidades forestales con su composición florística original (Grela, 2003; MGAP, 2018). La presencia de especies nativas en el 72% de las parcelas muestreadas sugiere una distribución amplia de estas especies dentro de la CAT.

La estructura de la comunidad arbórea nativa presenta diferentes patrones espaciales, desde rodales monoespecíficos hasta la presencia de árboles aislados. Esta variabilidad en la distribución puede deberse a factores como la geomorfología del área, la historia de perturbación y la dinámica de sucesiones (Grela, 2004). El análisis fitosociológico muestra como algunas especies nativas, como *Salix humboldtiana* (Sauce criollo), *Celtis tala* (Tala), *Eugenia uniflora* (Pitanga), *Erythrina crista-galli* (Ceibo), *Vachellia caven* (Espinillo), *Schinus molle* (Anacahuita) (Tabla 6), exhiben una marcada dominancia en términos de valor de importancia. Estas especies tienen un papel crucial en la estructura y función de los bosques de la CAT, contribuyendo a la diversidad vegetal y a la biomasa (Haretche et al., 2012; Picard, 2012).

Aunque el enfoque principal del estudio se centró en las especies arbóreas nativas, se llevaron a cabo registros fotográficos, como se muestra en las figuras 24 a 27, que ilustran

la diversidad de especies nativas herbáceas, epifitas y líquenes presentes en diversas partes de la cuenca.

De la comparación de la flora arbórea nativa de la CAT con sitios de referencia cercanos, se observa cierta similitud en la composición de especies. Sin embargo, también se identifican diferencias, como la presencia de especies exclusivas en cada área (MGAP IFN-2011). Esto sugiere que la CAT alberga una comunidad arbórea representativa del lugar influenciadas posiblemente por su ubicación geográfica y las condiciones ambientales locales, que permiten la sobrevivencia de la especie en el área (Tabla.11). Surge la interrogante sobre las posibles razones de la ausencia de algunas especies, lo que lleva a cuestionarse: ¿podrían las perturbaciones antropogénicas históricas en la cuenca, junto con el proceso invasivo, estar restringiendo las oportunidades de encontrar hábitats adecuados para la permanencia y establecimiento de estas especies? (Hobbs et al., 1992; Sosa, 2021).

La composición y estructura del bosque, reflejado en la lista de especies de árboles nativos y sus características (Tabla 8), proporciona una perspectiva como es el comportamiento en cuanto a la composición y estructura de las formaciones leñosas nativas que están presentes en los NE de la cuenca. Este análisis resalta la importancia relativa de cada especie en cuanto a su abundancia, dominancia y frecuencia. Sin embargo, el alto porcentaje de especies exóticas plantea interrogantes sobre la viabilidad a largo plazo de estas especies nativas en estos ambientes. Por ejemplo, considerando que la mayoría de las especies nativas son heliófilas (75%) (Brussa et al., 2007), surge la preocupación sobre cómo el avance de las EEI está alterando las características ambientales del lugar y, en particular, frente a las distintas estrategias competitivas, que estas presentan, en el uso de recursos como espacio, luz, agua y nutrientes (Davis et al., 2000). Esta competencia puede reducir significativamente las oportunidades de supervivencia y regeneración de las especies nativas (Elton, 1958; Godoy et al., 2008; Pysek et al., 2007).

Muchas de las especies nativas de la zona están experimentando posiblemente una disminución significativa en su abundancia e incluso están en proceso de extinción a nivel local, debido al fenómeno severo de invasión (Brazeiro et al., 2018). Sin embargo, es importante tener claro que se identificó un grupo de especies nativas que muestran un grado de tolerancia a la presencia de especies exóticas e invasoras. Es crucial comprender el impacto de la invasión en la capacidad de las especies nativas para persistir en el ecosistema a medida que se enfrentan a la competencia y otros cambios asociados con la presencia de la especie invasora. Además, estas especies que presentan cierta tolerancia deben ser consideradas como parte integral de los insumos para futuros programas de restauración en la cuenca (Newton et al., 2011).

En términos generales, estos hallazgos subrayan la importancia de conservar y gestionar de manera adecuada los bosques nativos frente a las perturbaciones antropogénicas, así como la necesidad continua de investigación y monitoreo de la flora arbórea nativa (Hobbs et al., 1992). Este trabajo es un aporte que va en línea a la comprensión de los factores que

influyen en la propagación de las especies invasoras y la evaluación de los efectos de las invasiones en los ecosistemas boscoso y su biodiversidad (Fridley et al., 2007).

Esta situación subraya la necesidad de comprender en profundidad los efectos de las invasiones biológicas en los ecosistemas locales y enfocar los esfuerzos de conservación hacia la protección y restauración de la biodiversidad nativa. Es fundamental desarrollar estrategias de manejo efectivas que aborden tanto la prevención de la introducción de nuevas especies exóticas como el control y erradicación de aquellas que ya han invadido los ecosistemas, con el fin de preservar la integridad ecológica y promover la resiliencia de los bosques nativos frente a estas amenazas emergentes (Simberloff et al., 2013).

5.2 CONCLUSIÓN

Se evidenció que existieron cambios en el uso del suelo desde el año 1966 al año 2018 a lo largo de toda la Cuenca del Arroyo Toledo. Se registró un aumento en el área urbana y una disminución en las zonas de producción agropecuaria, así como una expansión marcada en la superficie del área boscosa surgidas en los últimos 52 años.

Se comprobó que las áreas boscosas crecieron en tamaño, ocupando áreas que eran de uso agropecuario en el pasado. En la actualidad estas áreas boscosas están dominadas por especies exóticas, y en su mayoría identificadas entre las principales invasoras que se encuentran en los reportes oficiales del país : 1) *Ligustrum lucidum*, 2) *Acacia longifolia*, 3) *Pyracantha coccinea*, 4) *Fraxinus lanceolata*, 5) *Gleditsia triacanthos*, 6) *Pittosporum undulatum*, 7) *Populus alba*, 8) *Rubus ulmifolius* (CEEI-MVOTMA 2009), y en una menor proporción por especies nativas, conformando una nueva forma de bosque no presentes en el pasado, por lo que podría calificarse como un neoecosistema boscoso.

Se observa un nivel muy elevado de invasión en los tres tipos de bosques estudiados, independientemente de su historial de uso previo. Los datos revelan una presencia significativa de especies exóticas, con una media de individuos exóticos del 93,1% en las parcelas evaluadas. Además, se plantea la preocupación sobre el estado de las especies nativas en estos neoecosistemas, ya que representan solo entre el 10% y el 45% de las especies en los tres tipos de bosques. Este fenómeno plantea preguntas sobre la pérdida de diversidad de especies nativas frente al avance de las exóticas.

La gestión de estos NE boscosos y los SSEE que proporcionan representan, sin lugar a duda, un gran desafío para las autoridades ambientales. Deben considerarse el balance entre los impactos negativos asociados al alto grado de invasión, y los impactos positivos, tales como el papel de estos NE en el almacenamiento de carbono y el soporte de algunas especies nativas leñosas que aún persisten en el área.

Aunque no se aporte información específica sobre el manejo de los bosques, los hallazgos revelan las transformaciones que experimentan las áreas productivas agropecuarias una vez que son abandonadas a lo largo del tiempo. Este estudio subraya la importancia crucial de preservar, manejar y proteger los bosques adyacentes a los cuerpos de agua y a los centros poblados. La falta de atención a este aspecto aumenta la probabilidad de que estos espacios evolucionen hacia NE boscosos altamente invadidos, los cuales difieren significativamente de los bosques nativos en términos de funciones ecosistémicas complejas y beneficios para la flora y fauna autóctona (Brazeiro et al., 2018). La evidencia recopilada en este trabajo resalta la necesidad urgente de implementar estrategias efectivas de conservación y gestión de nuestros bosques, considerando las consecuencias negativas que pueden surgir cuando no se controla adecuadamente su estado de conservación durante las actividades de manejo y explotación.

Por último, es sumamente importante que los administradores y propietarios de áreas naturales en la CAT se enfoquen en los fenómenos de invasión que están viviendo en sus predios y generen estrategias de control. Ser consciente de que, frente a distintos niveles de perturbaciones, las comunidades nativas boscosas a menudo son fácilmente invadidas por especies exóticas y una vez que estas se establecen en el área son muy difíciles de erradicar.

6 BIBLIOGRAFÍA

Abella, S. R. (2014). Effectiveness of Exotic Plant Treatments on National Park Service Lands in the United States. *Invasive Plant Science and Management*, 7(01), 147–163. doi:10.1614/ipsm-d-13-00058.1

Aber, A.; Ferrari, G. (2010). Lineamientos para la gestión nacional de especies exóticas invasoras. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras, DINAMA (Dirección Nacional de Medio Ambiente), and UNESCO, Montevideo, Uruguay.

Abril Saltos R.V., López Torres A.C. & J.J. Reyes Mera. (2017). Influencia del dosel y sotobosque en pérdida de suelo por escorrentía en bosque de realce. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 38(2), pp.17-28.

Achkar, M., Cantón, V., Cayssials Brissolèse, R. L., Domínguez, A., Fernández, G., & Pesce, F. (2005). Ordenamiento ambiental del territorio. Área Científico Tecnológica.

Agee, J. K. (1993). "Fire Ecology of Pacific Northwest Forests." Island Press.

Aguilar, T. R., Rasera, K., Parron, L. M., Brito, A. G., & Ferreira, M. T. (2015)(a). Nutrient removal effectiveness by riparian buffer zones in rural temperate watersheds: The impact of no-till crops practices. *Agricultural Water Management*, 149, 74-80.

Ah-Peng, C., A. W. Cardoso, O. Flores, A. West, N. Wilding, D. Strasberg y T. A. J. Hedderson. (2017). The role of epiphytic bryophytes in interception, storage, and the regulated release of atmospheric moisture in a tropical montane cloud forest. *Journal of Hydrology* 548: 665-673. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.043>

Andreae, M.O. and Merlet, P. (2001). Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochemical Cycles* 15: 955-966.

Alston, K. P., & Richardson, D. M. (2006). The roles of habitat features, disturbance, and distance from putative source populations in structuring alien plant invasions at the urban/wildland interface on the Cape Peninsula, South Africa. *Biological Conservation*, 132(2), 183-198.

Alvarez, A., Blum, A., & Gallego, F. (2015). Atlas de cobertura del suelo del Uruguay. Cobertura de suelo y cambios 2000–2011. DINAMA—FAO, Montevideo. Disponible en: <http://www.fao.org/3/i4372s/i4372s.pdf>

Allen, A. (2003). La interfase periurbana como escenario de cambio y acción hacia la sustentabilidad del desarrollo. *Cuadernos del CENDES*, 20(53), 7-21.

Arocena Real de Azúa, R., Chalar Marquisá, G., León, R. D., Pérez, P., & Armando, W. (1989). Variaciones físicas y químicas del arroyo Toledo-Carrasco, en verano (No. DOC 0057).

Arocena, R., Chalar, G., De León, R., & Pintos, W. (1992). Evolución anual de algunos parámetros fisicoquímicos del arroyo Toledo-Carrasco (Uruguay). *Acta Limnologica Brasiliensia*, IV, 225-237.

Arocena, R., & Mazzeo, N. (1994). Macrófitas acuáticas de un arroyo urbano en Uruguay: su relación con la calidad del agua. *Revista de biología tropical*, 723-728.

Arocena, R., G. Chalar, and MJ Cardezo Sección Limnología. (1991). "Análisis granulométrico y contenido de materia orgánica de los sedimentos del arroyo toledo—carrasco (Uruguay)." *Biología acuática* n°15 “: (1991) 18.

Atencia, M. E. (2003). Densidad de maderas (kg/m³) ordenadas por nombre común. INTI, CITEMA, Argentina, 8.

Apodaca, M.J., Palacio, F.X., Crisci, J.C. (2020). 1a ed. Análisis multivariado para datos biológicos : teoría y su aplicación utilizando el lenguaje R. Ciudad Autónoma de Buenos Aires : Fundación de Historia Natural Félix de Azara. ISBN 978-987-3781-49-0.

Ávila Sánchez, H. (2001). Ideas y planteamientos teóricos sobre los territorios periurbanos: Las relaciones campo-ciudad en algunos países de Europa y América. *Investigaciones geográficas*, (45), 108-127.

Bacher, S., Galil, B. S., Nuñez, M. A., Ansong, M., Cassey, P., Dehnen-Schmutz, K., Fayvush, G., Hiremath, A. J., Ikegami, M., Martinou, A. F., McDermott, S. M., Preda, C., Vilà, M., Weyl, O. L. F., Fernandez, R. D., and Ryan-Colton, E. (2023). Chapter 4: Impacts of invasive alien species on nature, nature's contributions to people, and good quality of life. In: Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Roy, H. E., Pauchard, A., Stoett, P., and Renard Truong, T. (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. Disponible en: <https://doi.org/10.5281/zenodo.7430731>

Banco Mundial (03/06/23). Emisiones de CO₂ (toneladas métricas per cápita) – Uruguay. Datos. Disponible en: <https://datosmacro.expansion.com/energia-y-medio-ambiente/emisiones-co2/uruguay>

Bartorila, M. Á. (2011). De las áreas ecológicas significativas al Plan de Ordenamiento Territorial de Montevideo. *Nova scientia*, [revista en la Internet] 3(5), 64-84. Disponible en: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-07052011000100005&lng=es.

Barsky, A. (2005). El periurbano productivo, un espacio en constante transformación. Introducción al estado del debate, con referencias al caso de Buenos Aires. Scripta Nova, 9(194), 36.

Benítez, D., Velásquez, C., & Cogollo, Á. (2013). Densidad básica del fuste de árboles del bosque seco en la costa Caribe de Colombia. Intropica: Revista del Instituto de Investigaciones Tropicales, 8(1), 17-28.

Bernardi, R., Raftópulos, P., Berazategui, M., & Etchebarne, V. (2022). Efectos de la ganadería en las dinámicas del bosque nativo en Uruguay. En: Oportunidades y desafíos del uso de los bosques nativos integrados a la producción ganadera de Uruguay. Disponible en: <http://inia.uy/Publicaciones/Documentos%20compartidos/st-261-2022.pdf#page=61>

Blumetto, O. (2021). Índice de Integridad ecosistémica (IIE): una práctica herramienta para la evaluación del estado de los ecosistemas bajo uso productivo- Sustentabilidad Revista INIA -Nº 67. DO - 10.13140/RG.2.2.11513.80485. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/357835876_Indice_de_Integridad_ecosistemica_IIE_una_practica_herramienta_para_la_evaluacion_del_estado_de_los_ecosistemas_bajo_uso_productivo-_Sustentabilidad_Revista_INIA_-N_67

Blumetto, O.; Castagna, A.; Cardozo, G.; García, F.; Tiscornia, G.; Ruggia, A.; Scarlato, S.; Albicette, M.; Aguerre, V. and Albin, A. (2019) Ecosystem Integrity Index, an innovative environmental evaluation tool for agricultural production systems Ecological Indicators. vol: 101 pp: 725-733

Braun-Blanquet, J., & Lalucat Jo, J. (1979). Fitosociología: bases para el estudio de las comunidades vegetales/Pflanzensoziologie.

Brazeiro, A. (2001). Rescatando el Humedal de Carrasco: Un patrimonio natural en extinción. Asociación Pro-Recuperación del Arroyo Carrasco (APRAC), Montevideo. 17pp.

Brazeiro, A. (2015). Eco-regiones de Uruguay: Biodiversidad, Presiones y Conservación. Aportes a la Estrategia Nacional de Biodiversidad. Facultad de Ciencias, CIEDUR, VS-Uruguay, SZU. Montevideo. 122p.

Brazeiro, A. (2018). Recientes avances en investigación para la gestión y conservación del bosque nativo de Uruguay. Facultad de Ciencias, MGAP, BMEL. Montevideo. 101pp.

Bresciano D'angelis, R. D. (2014). Resistencia biótica a la invasión de exóticas en las comunidades de pastizales en Uruguay. Disponible en:

<https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/bitstream/20.500.12008/23966/1/BrescianoD%E2%80%99AngelisRossanaDaniella.pdf>

Brugnoli, E., & Laufer, G. (2018). Ecología, manejo y control de especies exóticas e invasoras en Uruguay, del diagnóstico a la acción.

Brugnoli E, Masciadri S & P Muniz. (2009). Base de datos de especies exóticas e invasoras en Uruguay, un instrumento para la gestión ambiental y costera. ECOPLATA, Montevideo. 23pp.

Brussa, C. A., & Grela, I. (2007). Flora Arbórea del Uruguay. Con énfasis en las especies de Rivera y Tacuarembó. COFUSA. Mosca. Montevideo, Uruguay, 543.

Brown, S., Gillespie, A. J., & Lugo, A. E. (1989). Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *Forest science*, 35(4), 881-902.

Brown, S. (1997). Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer (Vol. 134). Food & Agriculture Org. Disponible en:
<https://books.google.com.uy/books?hl=es&lr=&id=uv-ISEzvitwC&oi=fnd&pg=PA1&ots=ODpbOq7XGI&sig=6NU0VZeDHn-XJMSnP6cccCwxkX0#v=onepage&q&f=false>

Boerema A., AJ Rebelo, MB Bodi, KJ Esler, P. Meire. (2017) ¿Se cuantifican adecuadamente los servicios de los ecosistemas? *J. Appl. Ecol.*, 54 (2), págs. 358 – 370.

Bruijnzeel L.A. & E. J Veneklaas (1998). Climatic conditions and tropical montane forest productivity: the fog has not lifted yet. *Ecology*, 79(1), pp.3-9.

Buck, W. R. & B. Goffinet (2000). Morphology and classification of Mosses. In: Goffinet, B. y A. J. Shaw (eds.). *Bryophyte Biology*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. Pp.71-123. Disponible en:
https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_nlinks&pid=S0187-7151202000010012000008&lng=en

Búrmida, M. (2011). Leñosas exóticas en bosques fluviales de la zona sur de Uruguay: perturbación antrópica y grado de invasión.

Callaway, R. M., & Ridenour, W. M. (2004). Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(8), 436-443.

Carabio Foti, M., & Vaz Canosa, P. (2020). VSUy, y REDD+, Producto 5 – Estado de conservación del bosque. Subproducto 4. Evaluación del estado de conservación de diferentes sitios de interés.

Carrere, R. (1994). Monte indígena: La invasión de las exóticas. Tierra amiga. 22. Montevideo.

Casanoves, F., Cifuentes Jara, M., & Chacón León, M. (2017). Estimación del carbono a partir de inventarios forestales nacionales Buenas prácticas para la recolección, manejo y análisis de datos. Disponible en: https://www.researchgate.net/profile/Fernando-Casanoves/publication/320310160_Estimacion_del_carbono_a_partir_de_inventarios_forestales_nacionales_Buenas_practicas_para_la_recoleccion_manejo_y_analisis_de_datos/inks/59dd0d5345851561891388e2/Estimacion-del-carbono-a-partir-de-inventarios-forestales-nacionales-Buenas-practicas-para-la-recoleccion-manejo-y-analisis-de-datos.pdf

Canham CD, Coates KD, Bartemucci P & S Quaglia. (1999). Measurement and modeling of spatially explicit variation in light transmission through interior cedar-hemlock forests of British Columbia. Canadian Journal of Forest Research, 29(11), pp.1775-1783.

CDB. Convenio sobre la diversidad biológica. 1992. BIOLÓGICA, S. L. D. (1992). Convenio sobre la diversidad biológica. Texto y Anexos. Disponible en: <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf>

CDB. Convenio sobre la diversidad biológica. (2002). Sexta Conferencia de las Partes, La Haya, Países Bajos, 7 al 19 de abril de 2002: Decisión VI/23: Especies exóticas que amenazan a los ecosistemas, los hábitats o las especies, a la que se incorporan como anexo los Principios de orientación para la prevención, introducción y mitigación de impactos de especies exóticas que amenazan los ecosistemas, los hábitats o las especies. Disponible en: <http://www.cbd.int/decision/cop/default.shtml?id=7197>

CDB. Convenio sobre la diversidad biológica. (2010). Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica 3. Montreal, 2010. 94 páginas. Disponible en: <https://www.cbd.int/doc/publications/gbo/gbo3-final-es.pdf>

CDB. Convenio sobre la diversidad biológica. (2020). CDB. UNEP/CBD/COP/6/20 (pág. 255). Disponible en: <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-06-dec-23-es.pdf>

CDB. Convenio sobre la diversidad biológica. (2002). Decisión VI/23: Estrategia para la movilización de recursos financieros [PDF]. Disponible en: <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-06-dec-23-es.pdf>

Collier, M. J. (2014). Novel ecosystems and the emergence of cultural ecosystem services. Ecosystem Services, 9, 166-169.

- Collier, M. J. (2015, 12). Novel ecosystems [Video]. Conferencia TED. UCD School of Architecture, Planning and Environmental Policy. Disponible en: <https://youtu.be/JavSmCl0lks>
- Costanza, R. and B. C. Patten. (1995). Defining and predicting sustainability. *Ecological Economics* 15(3): 193-196.
- Chalar, G. (1994). Composición y abundancia del zoobentos del Arroyo Toledo (Uruguay) y su relación con la calidad de agua. *Revista chilena de historia natural*, 67, 129-141. Disponible en: https://rchn.biologiachile.cl/pdfs/1994/2/Chalar_1994.pdf
- Chapin, F. S., & Starfield, A. M. (1997). Time lags and novel ecosystems in response to transient climatic change in arctic Alaska. *Climatic change*, 35(4), 449-461.
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M. A., Chambers, J. Q., Eamus, D., Yamakura, T. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145(1), 87-99.
- Chávez León G. (2016). Importancia de los Árboles Muertos en Pie para la Fauna Silvestre. Folleto Técnico Núm. 20, Cenid-Comef, INIFAP, Coyoacán, Ciudad de México, México. 36p.
- Calviño-Cancela, M., & Neumann, M. (2015). Ecological integration of eucalypts in Europe: Interactions with flower-visiting birds. *Forest Ecology and Management*, 358, 174-179.
- Davis, M. A., Grime, J. P., & Thompson, K. (2000). Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of ecology*, 88(3), 528-534.
- D'antonio, C., & Meyerson, L. A. (2002). Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. *Restoration Ecology*, 10(4), 703-713.
- De Oliveira, J. P., Balaban, O., Doll, C. N., Moreno-Peñaranda, R., Gasparatos, A., Iossifova, D., & Suwa, A. (2011). Cities and biodiversity: Perspectives and governance challenges for implementing the convention on biological diversity (CBD) at the city level. *Biological Conservation*, 144(5), 1302.
- Delgado, J.M. (2015). Importancia de los doseles arbóreos para mejorar la producción y generar Servicios Ecosistémicos. *Revista Agroforestería Neotropical*, 1(5).
- Díaz Villa, M. V. E., Madanes, N., Cristiano, P. M. y Goldstein, G. (2016). Composición del banco de semillas e invasión de *Ligustrum lucidum* en bosques costeros de Buenos

Aires, Argentina. Bosque (Valdivia), 37 (3), 581-590. Disponible en: <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002016000300015>

Di Gregorio, A. (2005). Land cover classification system: classification concepts and user manual: LCCS (Vol. 2). Food & Agriculture Org. Disponible en: [https://books.google.com.uy/books?hl=es&lr=&id=xUyVnK98gTkC&oi=fnd&pg=PR3&dq=Land+cover+classification+system+classification+concepts+and+user+manual+\(Di+Gregorio+A,+et+2005\).+++&ots=qsY8xqHLs-&sig=IPOG3bSC6MYrp5geQjwD7bcD4b0#v=onepage&q=Land%20cover%20classification%20system%20classification%20concepts%20and%20user%20manual%20\(Di%20Gregorio%20A%2C%20et%202005\).&f=false](https://books.google.com.uy/books?hl=es&lr=&id=xUyVnK98gTkC&oi=fnd&pg=PR3&dq=Land+cover+classification+system+classification+concepts+and+user+manual+(Di+Gregorio+A,+et+2005).+++&ots=qsY8xqHLs-&sig=IPOG3bSC6MYrp5geQjwD7bcD4b0#v=onepage&q=Land%20cover%20classification%20system%20classification%20concepts%20and%20user%20manual%20(Di%20Gregorio%20A%2C%20et%202005).&f=false)

Dierkes, C. (2011). Accounting for carbon in Great Lakes Forests. OSU Climate Change Webinar Series, 1-3. Disponible en: <https://changingclimate.osu.edu/assets/pubs/articles/accounting-for-carbon.pdf>

Dirección General Forestal. (2019). Resultados del Inventario Nacional Forestal de Bosque Nativo. Etapas 2009-2016. 44pp. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/datos-y-estadisticas/datos/resultados-del-inventario-nacional-forestal-bosque-nativo>

Dodds W.K. & R.M. Oakes. (2006). Controls on nutrients across a prairie stream watershed: land use and riparian cover effects. Environmental Management, 37(5), 634-646.

Eggleston, H. S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., & Tanabe, K. (2006). Metodologías genéricas aplicables a múltiples categorías de uso de la tierra. Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero.

Elton, C.S. (1958). Las razones de la conservación (págs. 143-153). Springer Estados Unidos.

Escudero, R. 2004. Informe de Consultoría. Manejo integrado de ecosistemas y recursos naturales en Uruguay. Componente: Manejo y conservación de la diversidad Biológica. Subcomponente Bosque nativo. Proyecto Combinado GEF/IBRD, Montevideo. 46 pp.

EPA. Environmental Protection Agency (EPA). (s.f.). Calculador de equivalencias de gases de efecto invernadero [Sitio web]. Recuperado de : <https://espanol.epa.gov/la-energia-y-el-medioambiente/calculador-de-equivalencias-de-gases-de-efecto-invernadero>

Etchebarne V, Carabio M, Dimitriadis C, Fernández A & G Cortés-Capano. (2018). Conservación voluntaria de la naturaleza en Uruguay: perspectivas de productores rurales de las Quebradas del Norte. ENTREGABLE 5. PRODUCTO 15: PROTOCOLO DE

EVALUACIÓN RÁPIDA DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN. Fundamentos, Guías y Fichas. Vida Silvestre Uruguay – SNAP. En el marco del Proyecto URU/13/G35: “Fortalecimiento de la efectividad del Sistema Nacional de Áreas Protegidas incluyendo el enfoque de paisaje en la gestión”. 272pp. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/documentos/publicaciones/Cortes-Capano%20et%20al.%20Informe%20final%20VSUy-SNAP%20Eje%201.pdf>

Etchebarne V & A Brazeiro. (2016). Effects of livestock exclusion in forests of Uruguay: soil condition and tree regeneration. *Forest Ecology and Management*, 362, 120-129.

Evers, C. R., Wardropper, C. B., Branoff, B., Granek, E. F., Hirsch, S. L., Link, T. E., ... & Wilson, C. (2018). The ecosystem services and biodiversity of novel ecosystems: A literature review. *Global Ecology and Conservation*, 13, e00362.

Ewel, J.J. and Putz, F.E. (2004) A place for alien species in ecosystem restoration. *Front. Ecol. Environ.* 2, 354–360

Flores, S., Katunaric, M., Rovira, J. y Rebolledo, M. (2013). Identificación de áreas favorables para la riqueza de fauna vertebrada en la zona urbana y periurbana de la Región Metropolitana, Chile. En *Revista chilena de historia natural*, Vol.86, No.3, septiembre.

Fabio Alberto Kalesnik. (2000). Relación entre las comunidades vegetales de los neoecosistemas de Albardón y la heterogeneidad ambiental del Bajo Delta del Río Paraná: Tendencias sucesionales y proyecciones sobre la composición futura, Exóticas Invasoras

Food Aricultural Organization (FAO). (2013). El comercio internacional y las especies exóticas invasoras. Documento en línea: <https://www.oie.int/doc/ged/D13296.PDF>

Food Aricultural Organization (FAO). (1999). Documento en línea: <http://www.fao.org/ecosystem-services-biodiversity/es/#:~:text=Los%20servicios%20ecosist%C3%A9micos%20hacen%20posible,beneficios%20recreativos%2C%20culturales%20y%20espirituales>

Fridley, JD; JJ Stachowicz; S Naeem; DF Sax; W Seabloom; et al. (2007). The invasion paradox: reconciling pattern and process in species invasions. *Ecology*, 88:3-17.

Gann GD, McDonald T, Walder B, Aronson J, Nelson CR, Jonson J, Hallett JG, Eisenberg C, Guariguata MR, Liu J, Hua F, Echeverria C, Gonzalez E, Shaw N, Decler K, Dixon KW. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology* S1-S46 www.ser.org/standards.

Gayoso, J., Guerra, J. and Alarcón, D. (2002). Contenido de carbono y funciones de biomasa en especies natives y exóticas. Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.

García de Souza M.L, Justo C, Miguel C & D Martino. (2019). Análisis de las Especies Exóticas Invasoras (EEI) en Bosques Nativos del Uruguay, en base a parcelas del Inventario Forestal Nacional (IFN). Proyecto REDD+ Uruguay. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca - Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Montevideo.

Gavier, G.I., and Bucher, E.H. (2004). Deforestación de las Sierras Chicas de Córdoba (Argentina) en el período 1970-1997. Academia nacional de ciencias 101, 1-27.

German I. Andrade. (2020). Hacia una agenda Latinoamericana, and "Panel 1-Servicios Ecosistémicos y bienestar humano en ambientes urbanos."

Gene, S., Hoekstra, P., Hannam, C., White, M., Hanson, M., Prosser, R. (2019). The role of vegetated buffers in agriculture and their regulation across Canada and the United States. J. Environ. Manag. 243, 12–21.

Godoy, O., Valladares, F., Castro, P., & Costa, M. (2008). Características de las plantas invasoras. M. Vilà & otros (eds.) Invasiones biológicas. CSIC. Madrid.

Goldracena de las Carreras, C. P. (2008). Las nuevas urbanizaciones en el periurbano este metropolitano: la planificación física, la gestión y el diseño del territorio.

Gradstein, S. R., N. Salazar-Allen y S. P. Churchill. (2001). Guide to the Bryophytes of Tropical America. The New York Botanical Garden Press. New York, USA. 577 pp. Disponible en: https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_nlinks&pid=S0187-7151202000010012000030&lng=en

Grela, I (2003). Evaluación del estado sucesional de un bosque subtropical de quebradas en el norte del Uruguay. Acta Botánica Brasilica, v. 17, n. 2, p. 315-324. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/26360452_Evaluacion_del_estado_sucesional_de_un_bosque_subtropical_de_quebradas_en_el_norte_de_Uruguay

Gropp, P., & Toselli, P. (1997). Desde la ciudad al territorio: la nueva problemática periurbana. Land Reform Bulletin, 2.

Guzmán G, Quilhot W & D Galloway. (1990). Decomposition of species Pseudocyphellaria and Sticta in a southern chilean forest. Lichenologist 22: 325-331.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. 2013. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1):9pp. https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/past.pdf

Haretche F, Mai P y Brazeiro A. (2012). Woody flora of Uruguay: inventory and implication within the Pampean region. *Acta Botanica Brasilica*. 26(3): 537-552.

Harris, J. A., Hobbs, R. J., Higgs, E., & Aronson, J. (2006). Ecological restoration and global climate change. *Restoration Ecology*, 14(2), 170-176.

Hasse, D. (2019). The Rural-Urban Gradient and Ecosystem Services. In: M. Sroeter (ed). Pp. 141- 146. *Atlas of Ecosystem Services*. Disponible en: https://doi.org/10.1007/978-3-319-96229-0_23

Herou, L. G. D. G., Acosta y Lara, G., Acosta, M., Aintablian, G., Detomasi, S., Mollica, F., & Villarmarzo, J. (2023, abril). Plan de restauración ecológica en el departamento de Canelones. Disponible en: https://www.imcanelones.gub.uy/sites/default/files/pagina_sitio/archivos_adjuntos/plan_r_estauracion_ecologica_final_abr23.pdf

Hobbs, R. J., & Huenneke, L. F. (1992). Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation biology*, 6(3), 324-337.

Hobbs, R. J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J. S., Bridgewater, P., Cramer, V. A., ... & Zobel, M. (2006). Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global ecology and biogeography*, 15(1), 1-7.

Hobbs, R. J., Higgs, E., & Harris, J. A. (2009). Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in ecology & evolution*, 24(11), 599-605.

Hobbs, R. J., Higgs, E. S., & Hall, C. (2013). Novel ecosystems: intervening in the new ecological world order. John Wiley & Sons. Disponible en line : https://books.google.com.uy/books?hl=es&lr=&id=QgKqKGruEyMC&oi=fnd&pg=PA1953&ots=zVazRSpOTH&sig=yiKgZJgdvS2Pqv76Oll_o6WtIhM#v=onepage&q&f=false

Infraestructura de Datos Espaciales de Uruguay (IDEuy) (Sin Fecha). Recomendaciones. Sistema de Referencia y Sistema de Proyecciones. Disponible en: http://ide.uy/wps/wcm/connect/f747910040a1150ebbc7ffff29651486/Sistema_Referencia_Proyecciones.pdf?MOD=AJPERES

Instituto Nacional De Estadística. Anuario Estadístico Nacional (2020), 97ª versión. Disponible en:

<https://www.ine.gub.uy/documents/10181/697245/Anuario+Estad%C3%ADstico+2020/5e981c54-2a50-47f8-a62e-78516edcad69>

Instituto Nacional De Estadística. Censo (2011). Disponible en:
<https://www.ine.gub.uy/web/guest/censos-2011>

Intendencia Municipal de Canelones, Centro de Estudios Estratégicos Canario (CEEC). (2006). Plan Estratégico Canario “Canelones 2015”. Montevideo.

Intendencia Municipal de Canelones. (Sin Fecha). II- Memoria de Información y Diagnóstico. CAPÍTULO 1. Información Disponible en :
https://www.imcanelones.gub.uy/sites/default/files/pagina_sitio/archivos_adjuntos/a2_informacion_y_diagnostico-aprob_prev.pdf

Intendencia Municipal de Montevideo. (1998). Plan Montevideo. Plan de Ordenamiento Territorial 1998-2005. Versión electrónica disponible en ::
<http://sit.mvotma.gub.uy/docs/instrumentos/1137/DECRETO%20N%C2%BA%2028242-998.pdf>

Intendencia Municipal de Montevideo. (1998). Documento original. Decreto IM Montevideo. N° 28242/998. Fecha de Publicación: 30/09/1998. Página: 538-A Carilla: 14. Intendencia Municipal De Montevideo. Montevideo. Disponible en:
<https://sit.mvotma.gub.uy/docs/instrumentos/1137/DECRETO%20N%C2%BA%2028242-998.pdf>

Intendencia Municipal de Montevideo (IMM). (2001). Informe Ambiental Montevideo XXI. 84 pp. Disponible en:
http://www.montevideo.gub.uy/ambiente/documentos/infoamb_mv21.pdf

Intendencia Municipal de Montevideo (IMM). (2006). Informe Ambiental de Montevideo 2006. Disponible en:
https://montevideo.gub.uy/sites/default/files/infoambiental06_0_0.pdf

Intendencia Municipal de Montevideo (IMM). (2010). Programa de Monitoreo de Cuerpos de Agua. Informe año 2010. Disponible en:
https://montevideo.gub.uy/sites/default/files/programa_monitoreo_cuerpos_agua_2010.pdf

Intendencia Municipal de Montevideo (IMM). (2013). Informe Censos 2011: Montevideo y Área Metropolitana. Unidad de Estadística y Planificación Estratégica. Disponible en:
https://montevideo.gub.uy/sites/default/files/informe_censos_2011_mdeo_y_area_metro.pdf

Intendencia Municipal de Montevideo (IMM). (2023). Montevideo.gub.uy. (s.f.). Renaturalización. Recuperado de <https://montevideo.gub.uy/renaturalizacion>

Initiative 20x20. (2014). Disponible en: <http://www.wri.org/our-work/project/initiative-20x20/about-initiative-20x20#project-tabs>

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. (2008). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories – A primer, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Miwa K., Srivastava N. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan. Disponible en: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/support/Primer_2006GLs.pdf

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. (2006). Forest lands, Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Hayama, Japan: Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Disponible en: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/support/Primer_2006GLs.pdf.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. (2001). Intergovernmental Panel on Climate Change (Climate Change 2001: Synthesis Report. A Contribution of Working Groups I, II, and III to the Third Assessment Report. Cambridge University Press. Cambridge, UK. 398 p.

IUCN & WRI. (2014). A guide to the Restoration Opportunities Assessment Methodology (ROAM): Assessing forest landscape restoration opportunities at the national or sub-national level. Working Paper (Road-test edition). Gland, Switzerland: IUCN. 125pp.

Jones, H. P., Jones, P. C., Barbier, E. B., Blackburn, R. C., Rey Benayas, J. M., Holl, K. D., & Mateos, D. M. (2018). Restoration and repair of Earth's damaged ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1873), 20172577.

Kalesnik, F. A. (2000). Relación entre las comunidades vegetales de los neoecosistemas de Albardón y la heterogeneidad ambiental del Bajo Delta del Río Paraná: Tendencias sucesionales y proyecciones sobre la composición futura (Doctoral dissertation, Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales).

Kalesnik, F., Sirolli, H., Collantes, M. (2012). Seed bank composition in a secondary forest in the Lower Delta of the Paraná River (Argentina). *Acta Botánica Brasilica* 27(1): 40-49.

Kanninen, M. (1995). FAO. Stock de C en bosques, su papel en el ciclo global CATIE, Turrialba, Costa Rica. Disponible en: <https://www.fao.org/3/y4435s/y4435s09.htm>

- Kanninen, M., Sanchez, M. D., & Rosales Mendez, M. (2003). Secuestro de carbono en bosques, su papel en el ciclo global. Disponible en:
<https://www.fao.org/3/y4435s/y4435s09.htm>
- Kauffman, J., Krueger, W. (1984). Livestock impacts on riparian ecosystems and streamside management implications. *Journal of range management* 37(5), 430-438.
- Knapp, S., D. Hasse, S. Klotz, & N. Schwartz. (2018). Do Urban Biodiversity and Urban Ecosystem Services Go Hand in Hand, or Do We Just Hope It Is That Easy? *Urban Transformations*. DOI 10.10007/978-3-3219-59324-1_16.
- Kowarik, I. (2011). Nuevos ecosistemas urbanos, biodiversidad y conservación. *Contaminación ambiental* 159: 1974-1983. Disponible en:
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>
- Kowarik, I. (2011). Nuevos ecosistemas urbanos, biodiversidad y conservación. *Contaminación ambiental* 159: 1974-1983. Disponible en:
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>
- Laquinta, D. L., & Drescher, A. W. (2000). Defining the peri-urban: rural-urban linkages and institutional connections. *Land reform*, 2, 8-27. Biblioteca de FAO. Disponible en :
<http://www.fao.org/3/x8050t/x8050t02.htm>
- Lee, K., Isenhardt, T. M., Schultz, R. C., & Mickelson, S. K. (2000). Multispecies riparian buffers trap sediment and nutrients during rainfall simulations. *Journal of Environmental Quality*, 29(4), 1200-1205.
- Ley N° 15.939. Diario Oficial de la República de Uruguay, 28 de diciembre de 1987.
- Ley N° 16.408. Diario Oficial de la República de Uruguay, 27 de agosto de 1993.
- Ley N° 18.308. Diario Oficial de la República de Uruguay, 18 de junio de 2008.
- Le Houérou, H. N. (2002). Man-made deserts: desertization processes and threats. *Arid land research and management*, 16(1), pp.1-36. DOI: 10.1080/153249802753365296
- Lockwood, J. L., Cassey, P., & Blackburn, T. (2005). The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in ecology & evolution*, 20(5), 223-228.
- Lonsdale, W. M. (1999). Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, 80(5), 1522-1536.

Lowe, S., Boudjelas, S., Browne, M. and De Poorter, M. (2000). 100 of the World's Worst Invasive Alien Species a selection from the Global Invasive Species Database. Auckland: The Invasive Species Specialist Group (ISSG) of the World Conservation Union (IUCN).

Lowe S., Browne M., Boudjelas S., De Poorter M. (2004) 100 de las Especies Exóticas Invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database. Publicado por el Grupo Especialista de Especies Invasoras (GEEI), un grupo especialista de la Comisión de Supervivencia de Especies (CSE) de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN), 12pp. Primera edición, en inglés, sacada junto con el número 12 de la revista Aliens, diciembre 2000. Versión traducida y actualizada: noviembre 2004. Disponible en: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2000-126-Es.pdf>

Mack, R. N., Simberloff, D., Mark Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M., & Bazzaz, F. A. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological applications*, 10(3), 689-710.

Madrigal, L. A & Vargas-Chacón, V. (2016). Densidad del estrato herbáceo y su relación con luminosidad, pH y cantidad de hojarasca en la Reserva Biológica Alberto Manuel Brenes, San Ramón, Costa Rica. *Research Journal of the Costa Rican Distance Education University* (ISSN: 1659-4266), 8(2), pp.195-199.

Maron, J. L., & Vila, M. (2001). When do herbivores affect plant invasion? Evidence for the natural enemies and biotic resistance hypotheses. *Oikos*, 95(3), 361-373.

Martino, L. (2006). Especies exóticas invasoras, propuesta para la estrategia a nivel del sistema Nacional de Áreas protegidas. Montevideo: MVOTMA-DINAMA, SNAP. Disponible en: https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/documentos/publicaciones/dt8_martino_08.pdf

Manson, R., Jardel-Peláez, J. E. M., & Escalante-Sandoval, C. (2009). Perturbaciones y desastres naturales: impactos sobre las ecorregiones, la biodiversidad y el bienestar socioeconómico. *Capital natural de México*, 2, 131-184.

Matthews, G.A.R. (1993). The carbon content of trees. UK Forestry Commission, Edinburgh, UK. Disponible en: <https://cdn.forestresearch.gov.uk/1993/09/fctp004.pdf>

McKergow, L.A., D.M. Weaver, I.P. Prosser, R.B. Grayson & A.E.G. Reed. (2003). Before and after riparian management: sediment and nutrient exports from a small agricultural catchment, Western Australia. *Journal of Hydrology* 270, 253-272.

Mello De Carvalho, L. (2013). Distribución espacial de metales pesados en la Cuenca del Arroyo Carrasco y su relación con los usos de la cuenca asociada. Disponible en: <https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/bitstream/20.500.12008/4031/1/uy24-16169.pdf>

Meurk, C. D., Blaschke, P. M., & Simcock, R. (2013). Ecosystem services in New Zealand cities. Ecosystem services in New Zealand: conditions and trends. Manaaki Whenua Press, Lincoln, 254-273.

Microsoft Corporation. (2019). Microsoft Excel [Software]. Recuperado de <https://www.microsoft.com>

Ministerio de Vivienda y Urbanismo (Minvu). (2013). Manual De Elementos Urbanos Sustentables Tomo I: Sustentabilidad En El Espacio Público Y Recomendaciones Para Chile Versión N° 2 - Agosto 2017 Disponible en: <https://csustentable.minvu.gob.cl/wp-content/uploads/2018/03/MANUAL-DE-ELEMENTOS-URBANOS-SUSTENTABLES-TOMO-I.pdf>

Ministerio de Ambiente. (2023). Lista de especies exóticas invasoras en Uruguay. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/comunicacion/publicaciones/lista-especies-exoticas-invasoras-uruguay#:~:text=El%20Comit%C3%A9%20de%20Especies%20Ex%C3%B3ticas,requieren%20de%20atenci%C3%B3n%20prioritaria%20dado>

Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca- Dirección Estadísticas Agropecuarias (2012). Censo general agropecuario 2011. Disponible en : <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/datos-y-estadisticas/estadisticas/censo-general-agropecuario-2011>

Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. (2018). Estrategia Nacional de Bosque Nativo (1ª ed.). Montevideo, Uruguay: Tradinco S.A. Disponible en: https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/documentos/publicaciones/estrategia_nacional_de_bosque_nativo.pdf

Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. (2018). Mapa integrado de cobertura/uso del suelo del Uruguay año 2018. Disponible en : <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agriculturapesca/comunicacion/publicaciones/mapa-integrado-coberturauso-del-suelo-del-uruguay-ano-2018>

Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca – Mvotma (Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente). (2019). Metodología aplicada en la elaboración del mapa de cobertura de bosque nativo de Uruguay para el año 2016 con

imágenes Sentinel 2. Bernardi, L., Bocco, A., Miguel, C., Olivera, J., Penengo, C. y Rama, G., Serafini, J., Kindgard, A. Proyecto REDD+ Uruguay. Montevideo, Uruguay, págs. 1- 35

Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Dirección General Forestal. Año Internacional de los bosques. 22/06/2011. Disponible en <https://www.gub.uy/presidencia/comunicacion/noticias/ultimos-20-anos-uruguay-aumento-40-superficie-bosques-nativos>

Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Dirección General Forestal. Inventario Forestal Nacional Resumen para Div. Manejo Forestal Sostenible. 06-05-2015. Disponible en : https://issuu.com/dgfuruguay/docs/informe_ifn_resultados_preliminares

Miller, J. R., & Bestelmeyer, B. T. (2016). What's wrong with novel ecosystems, really?. *Restoration Ecology*, 24(5), 577-582.

Mitchell, K. (2010). Quantitative analysis by the point-centered quarter method. *arXiv preprint arXiv:1010.3303*.

Montes, C., & Sala, O. (2008). La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. Las relaciones entre el funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar humano. *Revista Ecosistemas*, 16(3).

Montti, L., Carrillo, V. P., Gutiérrez-Angonese, J., Gasparri, N. I., Aragón, R., & Grau, H. R. (2017). The role of bioclimatic features, landscape configuration and historical land use in the invasion of an Asian tree in subtropical Argentina. *Landscape Ecology*, 32(11), 2167-2185.

Morello, J. (2000). Funciones del sistema periurbano: el caso de Buenos Aires. Universidad Nacional de Mar del Plata, Centro de Investigaciones Ambientales, 36 p., Mar del Plata

Morello, J; Buzai, G; Baxendale, C; Matteucci, S; Rodriguez, A; Godagnone, R y Casas, R. (2000). "Urbanización y consumo de tierra fértil". *Ciencia Hoy*. Vol.10, Nro. 55.

Morse, N.B., P.A. Pellissier; E.N. Cianciola; R.L. Brereton, M.M. Sullivan, N.K. Shonka, T.B. Wheeler, y W.H. McDowell. (2014). Nuevos ecosistemas en el Antropoceno: una revisión del concepto de ecosistema novedoso para aplicaciones pragmáticas. *Ecología y sociedad* 19 (2): 12. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.5751/ES-06192-190212>

Mokany, K., Raison, R. J., & Prokushkin, A. S. (2006). Critical analysis of root: shoot ratios in terrestrial biomes. *Global change biology*, 12(1), 84-96.

Muñoz-Iniestra, D. J., López, G. F., Hernández, M. M., Soler, A. A., & López, G. J. (2009). Impacto de la pérdida de la vegetación sobre las propiedades de un suelo aluvial. *Terra Latinoamericana*, 27(3), 237-246. Recuperado en 24 de marzo de 2023, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792009000300008&lng=es&tlng=.

Naciones Unidas. (2020). Informe de los Objetivos de Desarrollo Sostenible 2020. Disponible en https://unstats.un.org/sdgs/report/2020/The-SustainableDevelopment-Goals-Report-2020_Spanish.pdf

Nathan, R.; H.C. Muller-Landau. (2000). Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in ecology & evolution*, 15(7), pp.278-285.

Neumann, M., de Moraes, W. W. C., & Arce, J. E. (2002). Caracterización de las propiedades físicas de maderas de rápido crecimiento para su uso en estructuras de madera.

Newton, A.C. y Tejedor, N. (Eds.). (2011). Principios y práctica de la restauración del paisaje forestal: Estudios de caso en las zonas secas de América Latina. Gland, Suiza: UICN y Madrid, España: Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas. xxiv + 409 pp. Disponible:

<https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2011-017-Es.pdf>

Novotny, V. (1999). Diffuse pollution from agriculture a worldwide outlook. *Water Science and Technology*, 39(3), 1-13.

Odum, H.T. (1962). Ecological tools and their use: man and the ecosystem. In: Waggoner, P.E., Ovington, J.D. (Eds.), *Proceedings of the Lockwood Conference on the Suburban Forest and Ecology*. The Connecticut Agricultural Experiment Station Bulletin 652. pp. 57–75 Disponible en :

<https://portal.ct.gov//media/CAES/DOCUMENTS/Publications/Bulletins/b652pdf.pdf>

Otto, S., Vianello, M., Infantino, A., Zanin, G., Di Guardo, A. (2008). Effect of a fullgrown vegetative filter strip on herbicide runoff: maintaining of filter capacity over time. *Chemosphere* 71, 74–82.

Paolino, C., Pittaluga, L., & Mondelli, M. (2014). Cambios en la dinámica agropecuaria y agroindustrial del Uruguay y las políticas públicas.

Petraglia, C., Dell'Acqua, M., Pereira, G., & Yussim, E. (2018). MAPA INTEGRADO DE COBERTURA/USO DEL SUELO DEL URUGUAY AÑO 2018.

Picard, N., Saint-André, L.; Henry, M. (2012). Manual de construcción de ecuaciones alométricas para estimar el volumen y la biomasa de los árboles: del trabajo de campo a la predicción.

Porcile J. F., Nebel J. P. (2006). La Contaminación del Bosque Nativo por Especies Arbóreas y Arbustivas Exóticas. 27 p. Disponible en:

http://www.guayubira.org.uy/monte/Contaminacion_monte_nativo_exoticas.pdf

Porcille, Maderni, J.F. (2018). Estrategia de manejo sostenible de especies exóticas invasoras leñosas para Uruguay.

Prince, S. D., J. Haskett, M. Steininger, H. Strand, and R. Wright. (2001). Net primary production of U.S. Midwest croplands from agricultural harvest yield data. *Ecological Applications* 11, 1194–1205.

Prior, K.M.; Adams, D.C.; Klepzig, K.D. (2017). ¿Cuándo conduce la eliminación de especies invasoras a la recuperación ecológica? Implicaciones para el éxito de la gestión. *Biol Invasiones* 20, 267–283.

Proyecto REDD+ Uruguay. (2020). Monitoreo de especies exóticas invasoras del bosque nativo de Uruguay mediante sensoramiento remoto. Olivera, J.M., Riaño, M.E., Etchebarne, V., García de Souza, M.L. y Justo, C. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca-Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Montevideo.

Proyecto REDD+ Uruguay. (2020). Mapa de carbono en la biomasa viva del bosque nativo de Uruguay. Riaño, M. E., Penengo, C., Bernardi, L., Boccardo, A., Olivera, J. y Miguel, C. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca - Ministerio de Ambiente. Montevideo.

Proyecto REDD+ Uruguay. (2020). Análisis de las Especies Exóticas Invasoras (EEI) en Bosques Nativos del Uruguay, en base a parcelas del Inventario Forestal Nacional (IFN). García, M.L., Justo, C., Martino, D and Miguel, C. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca-Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Montevideo, Uruguay.

Pyšek, P.; Richardson, D. M. (2007). Traits associated with invasiveness in alien plants: where do we stand?. *Biological invasions*, 97-125. Disponible en :

https://www.researchgate.net/profile/Piero-Genovesi/publication/227097357_Ecological_Studies/links/0fcfd50b005e75f185000000/Ecological-Studies.pdf#page=114

Quine, C. P.; Humphrey, J. W. (2010). Plantations of exotic tree species in Britain: irrelevant for biodiversity or novel habitat for native species?. *Biodiversity and Conservation*, 19, 1503-1512.

Ramírez-Correa J.A.; Zapata-Duque C.M.; León-Peláez J.D.; M.I. González-Hernández. (2007). Caída de hojarasca y retorno de nutrientes en bosques montanos andinos de Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Interciencia*, 32(5), pp.303-311.

Rejmánek, M., Richardson, D.M. and Pyšek, P. (2005). Plant invasions and invasibility of plant communities. *Vegetation ecology* 20, 332-355.

Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., y West, C. J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and distributions*, 6(2): 93-107.

Richardson, D.M., Rejmánek, M. (2011). Árboles y arbustos como especies exóticas invasoras: una revisión global. *Diversidad y distribuciones*, 17 (5), 788-809.

Ritchie, H., & Roser, M. (2019). Urbanization. *Our World in Data*. Retrieved March 14, 2022. Disponible en: <https://ourworldindata.org/urbanization>

Rivas, M. (2005). Desafíos y alternativas para la conservación in situ de los palmares de *Butia capitata* (Mart.) Becc. *Agrociencia Uruguay* 9, 161-168.

Rodríguez-Gallego, M.G. (2006). Estructura y regeneración del Bosque de Ombúes (*Phytolacca dioica*) de la Laguna de Castillos (Rocha, Uruguay). En: Menafría M, Rodríguez-Gallego L, Scarabino F & Conde D (eds) Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Montevideo: Vida Silvestre Uruguay, GRAPHIS Ltd. 503 pp. Disponible en:

https://vidasilvestre.org.uy/wp-content/uploads/2012/09/04_Geomorfologi%CC%81a-y-procesos-erosivos-en-la-costa-atla%CC%81ntica-uruguaya-Gomez.pdf

Rodriguez, L. F. (2006). ¿Can invasive species facilitate native species? Evidence of how, when, and why these impacts occur. *Biological Invasions*, 8, 927-939.

Rodríguez, S. A., Delgado, M. I., Area, M. C., Lupi, A. M., & Escobar, P. (2021). Los bosques como reguladores del ciclo del agua para disminuir los riesgos de inundaciones. Disponible en:

https://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/130930/Documento_completo.pdf-PDFA.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Rodríguez Gallego, L., Calvo C., G. de León, A. Castagna, L. Cabrera-Lamanna, S. Costa, L. González, & M. Meerhoff. (2020). Evaluación de la dinámica del fósforo en zonas buffer en el Embalse de Paso Severino y propuestas de alternativas de manejo para la reducción de los aportes difusos de este nutriente. Convenio MVOTMA/DINAMA-UDELAR. CURE, UDELAR. 66 pp.

Romero, C. T. (2004). Informe Ambiental GEO Montevideo. Disponible en : <https://montevideo.gub.uy/sites/default/files/biblioteca/informeambiental2004.pdf>

Rosengurtt, B.; Gallinal, J. P.; Bergalli, L.; Aragone, L.; Campal, E. F. (1939). Estudios sobre praderas naturales del Uruguay: la variabilidad de la composición de las praderas. *Revista de la Asociación de Ingenieros Agrónomos*. 11(3): 28 - 33.

Ruiz D., C., G. Rodríguez O. y J. R. Enríquez del V. (2014). Metodologías para estimar biomasa y carbono en especies forestales de México. *Naturaleza y Desarrollo* 12(1): 28-45.

Ruiz-Jaén, M.C.; T.M., Aide. (2005). Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. *Forest Ecology and Management*, 218(1-3), pp.159-173.

Rügnitz, M.T.; Chacón, M. L.; Porro R. (2009). Guía para la Determinación de Carbono en Pequeñas Propiedades Rurales 1. Ed. Lima, Perú. Centro Mundial Agroflorestral (ICRAF) / Consorcio Iniciativa Amazónica (IA). 79 p.

Sagar, R., Pandey, A.; J.S., Singh. (2012). Composition, species diversity, and biomass of the herbaceous community in dry tropical forest of northern India in relation to soil moisture and light intensity. *The Environmentalist*, 32(4), pp.485-493.

Sala, O. E.; Chapin, F. S.; Armesto, J.J.; Berlow, E.; Bloomfield, J.; Dirzo, R.; Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *science*, 287(5459), 1770-1774.

Sanguinetti, J., Buria, L, Malmierca, L.; Valenzuela, A. E., Núñez, C., Pastore, H., ... & Chehébar, C. (2014). Manejo de especies exóticas invasoras en Patagonia, Argentina: Priorización, logros y desafíos de integración entre ciencia y gestión identificados desde la Administración de Parques Nacionales. *Ecología austral*, 24(2), 183-192.

Sendra, J. B.; García, R. C. (2000). El uso de los sistemas de Información Geográfica en la planificación territorial. In *Anales de Geografía de la Universidad complutense* (Vol. 20, p. 49).

Sharpley, A. (2016). Managing agricultural phosphorus to minimize water quality impacts. *Scientia Agricola*, 73(1), 1-8.

Schelotto, S. (2008). La ciudad de Montevideo: ¿Una metrópoli policéntrica? *Centro-h*, (2), 37-46.

Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., ... & Vila, M. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in ecology & evolution*, 28(1), 58-66.

Sosa, B.; Cantón, V.; Achkar, M. (2018). Oportunidades para el control de Especies Exóticas Invasoras. Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio. Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias. Universidad de la República.

Sosa, B. (2021). Bases ecológicas para el control integral de la especie exótica invasora *Gleditsia triacanthos* (Fabaceae) en el Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay. Tesis de doctorado. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias - PEDECIBA.

Stadtmüller T. (1994). Impacto hidrológico del manejo forestal de bosques naturales tropicales, medidas para mitigarlo: una revisión bibliográfica. Colección silvicultura y manejo de bosques naturales Serie técnica, Tropical Agricultural Research and Training Center, Informe técnico 246. IICA / CATIE, Turrialba, Costa Rica.

Sullivan, J. J., Meurk, C., Whaley, K. J., & Simcock, R. (2009). Restoring native ecosystems in urban Auckland: urban soils, isolation, and weeds as impediments to forest establishment. *New Zealand Journal of Ecology*, 60-71.

TEEB. The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations. (2010). Edited by Pushpam Kumar. Earthscan: London and Washington.

Theoharides, K. A. (2007). Plant Invasions Across Space and Time: Factors Affecting Non-indigenous Plant Species Success During Four Stages of Invasion; a Thesis (Doctoral dissertation, University of Massachusetts Boston).

Thompson, K., Hodgson, J. G., Grime, J. P., & Burke, M. J. (2001). Plant traits and temporal scale: evidence from a 5-year invasion experiment using native species. *Journal of Ecology*, 89(6), 1054-1060.

Trzyna, T., Edmiston, J. T., & Hyman, G. (2014). Urban Protected Areas: Profiles and best practice guidelines. Best practice protected area guidelines series, 22.

Vellend, M., Baeten, L., Myers-Smith, I. H., Elmendorf, S. C., Beauséjour, R., Brown, C. D., & Wipf, S. (2013). Global meta-analysis reveals no net change in local-scale plant biodiversity over time. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(48), 19456-19459.

Vilà, M., E. Garcia-Berthou, D. Sol & J. Pino. (2001). Survey of the naturalized plants and vertebrates in peninsular Spain. *Ecologia Mediterranea*. 27:55-67.

Vilà, M., Valladares, F., Traveset, A., Santamaría, L., & Castro, P. (2008). Invasiones biológicas (p. 215). Madrid: Consejo Superior de Investigaciones Científicas.

Vilà, M. and Ibáñez, I. (2011). Plant invasions in the landscape. *Landscape Ecology* 26(4), 461-472.

Villegas J.C. (2004). Análisis del conocimiento en la relación agua-suelo-vegetación para el Departamento de Antioquía. *Revista EIA*, (1), pp.73-79.

Vitousek, P. M., D'antonio, C. M., Loope, L. L., Rejmanek, M., & Westbrooks, R. (1997). Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*, 1-16.

Wang BC & TB Smith. (2002). Closing the seed dispersal loop. *Trends in ecology & evolution*, 17(8), pp.379-386.

With, K.A. (2002). The Landscape Ecology of Invasive Spread. *Conservation Biology* 16(5), 1192-1203.

Wilcove, D.S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., Losos, E., (1998). Quantifying threats to imperiled species in the United States. *Bioscience* 48:607–615

Wittenberg, R., Cock, M.J.W. (eds.). (2001). *Especies exóticas invasoras: Una guía sobre las mejores prácticas de prevención y gestión*. CAB Internacional, Wallingford, Oxon, Reino Unido, xvii - 228.

Williams, C.E. (1997). Potential valuable ecological functions of nonindigenous plants. In *Assessment and Management of Plant Invasions* (Luken, J.O. and Thieret, J.W., eds), pp. 26–36, Springer.

Zanne, A., Lopez-Gonzalez, G., Coomes, D., Ilic, J., Jansen, S., Lewis, S., Miller, R., Swenson, N., Wiemann, M. & Chave, J. (2009). Global Wood Density Database. Dryad Digital Repository.

7 ANEXOS

ANEXO 1

Listado de los responsables y/o propietarios de los predios en donde se realizaron las parcelas de muestreos de campo.

Nº	PARCELA	RESPONSABLES DE LAS ÁREAS DONDE SE REALIZARON LOS MUESTROS	VIA DE CONTACTO	UBICACIÓN DEL LA PARCELA
1	11.ABA	A.C	TELEFONICO	34°46'15.24"S
2	18.ABA	N. F	TELEFONICO	34°47'6.37"S
3	20.ABA	R.P	TELEFONICO	34°48'32.06"S
4	24.ABA	BATALLON 14 BARRIO VENZO	TELEFONICO	34°45'30.98"S
5	25.ABA	M.FE	TELEFONICO	34°45'48.00"S
6	31.ABA	MGAP-DGF-VIVERO ALEJANDRO GALLINAL	TELEFONICO	34°45'21.52"S
7	32.ABA	H. R	CONTACTO PERSONAL	34°44'20.35"S
8	5.ABA	MGAP-DGF-VIVERO ALEJANDRO GALLINAL	CONTACTO PERSONAL	34°45'7.50"S
9	6.ABA	MGAP-DGF-VIVERO ALEJANDRO GALLINAL	CONTACTO PERSONAL	34°45'17.20"S
10	7.ABA	J. R	TELEFONICO	34°46'18.11"S
11	9.ABA	D. R	TELEFONICO	34°42'45.80"S
12	1.BA	R. P	TELEFONICO	34°43'34.27"S
13	10.BA	HOGAR ESPERANZA INAU	TELEFONICO	34°45'49.71"S
14	15.BA	D H	TELEFONICO	34°46'50.71"S
15	19.BA	S. N	TELEFONICO	34°47'59.02"S
16	2. BA	F.V	CONTACTO PERSONAL	34°43'34.40"S
17	21.BA	V T C S	TELEFONICO	34°45'5.71"S
18	22.BA	M. B	CONTACTO PERSONAL	34°45'21.15"S
19	23.BA	BATALLON 14	TELEFONICO	34°45'24.49"S
20	3.BA	N. D	TELEFONICO	34°44'19.61"S
21	8.BA	B. P	TELEFONICO	34°46'45.40"S
22	27.BNE	D.M	CONTACTO PERSONAL	34°42'45.80"S
23	28.BNE	A. M	TELEFONICO	34°46'15.24"S
24	29.BNE	H. C	TELEFONICO	34°46'48.06"S
25	30.BNE	F.L	TELEFONICO	34°43'34.40"S

ANEXO 2

Fórmulas para el análisis de los datos de campo de los parámetros estructurales (Sorrentino 1997):

Abundancia

Mide la participación de las diferentes especies de la comunidad en base a la cantidad de individuos.

Abundancia absoluta (Ab)

Es el número total de individuos de una misma especie por unidad de superficie

$Ab = \Sigma n^{\circ} \text{ de individuos en parcela} / \Sigma \text{ de áreas parcelas en ha}$

$Ab = n^{\circ} \text{ de individuos misma especie} / \text{ha}$

Abundancia relativa (Ab%)

Indica la participación de cada especie con respecto a las sumas de las Ab para todas las especies. Ab de todos los individuos registrados.

$Ab\% = Ab \text{ especie} / Ab \text{ total}$

Dominancia

Mide la cobertura de cada especie en base a la proyección horizontal de la copa, evaluada por medio del área basal.

Dominancia absoluta (D)

Es la suma de las áreas de las secciones transversales de los individuos de una especie por unidad de superficie para rebrotes, cada rebrote es un individuo.

$D = \text{área basal de cada especie} / \text{superficie en ha}$

Dominancia relativa (D%)

Indica el porcentaje de la dominancia absoluta de una especie con respecto a la suma de las dominancias absolutas de todas las especies.

$D\% = D \text{ especie} / D \text{ total}$

Frecuencia

Es una expresión de la distribución espacial que indica la ocurrencia de una especie en un número de áreas de igual tamaño, dentro de una comunidad.

Cuantifica la regularidad de aparición de una especie (Presencia – Ausencia).

Frecuencia absoluta (Fr)

Se expresa como el resultado de parcelas en que aparece una especie, considerando el número total de parcelas.

$Fr = \text{número de parcelas en la que aparece esa especie} / \text{número total parcelas.}$

Frecuencia relativa (Fr%)

Se calcula relacionando a Fr de una especie con la suma total de las Fr de todas las especies.

$Fr\% = Fr \text{ especie} / Fr \text{ total}$

Índice de Valor de Importancia (IVI)

Cuantifica la incidencia de cada especie en la composición florística de la comunidad. Es la suma de los valores relativos de abundancia, dominancia y frecuencia de CADA especie.

$IVI = Ab\% + D\% + Fr\%$

ANEXO 3

Familias botánicas identificadas.

Para toda el área de estudio se lograron identificar 26 Familias botánicas. Siendo las 5 más numerosas las siguientes: Oleaceae con un total de 1422, seguida Fabáceae con un total de 398 individuos, Aceraceae 269, Salicaceae 211, Rosaceae 166. Y en un menor número las 20 familias restantes, dentro de las que se destacan son las familias Moraceae 78, Myrtaceae 71, Ulmaceae 41, Lauraceae 29, Fagaceae 19 entre otras.

Tabla 1. Anexo. Listado de familias botánicas identificadas en la CAT.

Nº	FAMILIA	TOTAL DE INDIVIDUOS
1	OLEACEAE	1422
2	FABACEAE	398
3	ACERACEAE	269
4	SALICACEAE	211
5	ROSACEAE	166
6	MORACEAE	78
7	MYRTACEAE	71
8	ULMACEAE	41
9	LAURACEAE	39
10	FAGACEAE	19
11	RHAMNACEAE	14
12	ANACARDIACEAE	13
13	PRIMULACEAE	12
14	RUBIACEAE	11
15	BIGNONIACEAE	8
16	MELIACEAE	8
17	SANTALACEAE	7
18	EUFORBIACEAE	5
19	TAXODIACEAE	5
20	PITTOSPORACEAE	4
21	ARECACEAE	3
22	PROTACEAE	2
23	SAPOTACEAE	2
24	PHYTOLACCACEAE	1
25	PINACEAE	1
26	SOLANACEAE	1
	TOTAL	2811

ANEXO 4

Características boscosas de la CAT

Densidad de arboles

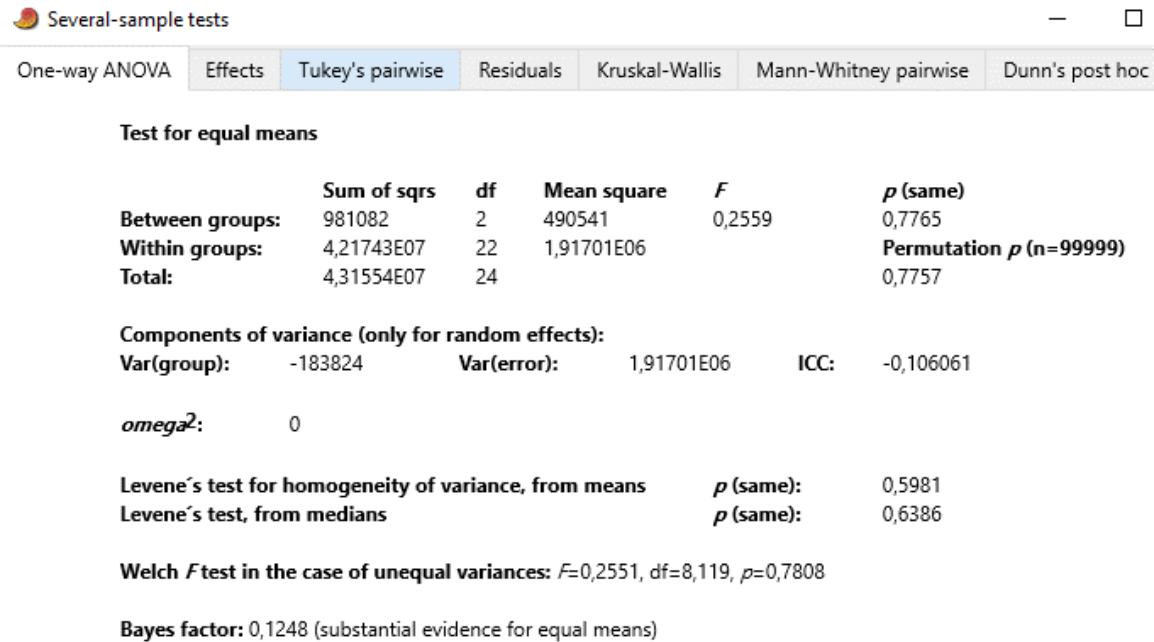


Figura 1. Anexo 4. ANOVA de la Densidad de arboles

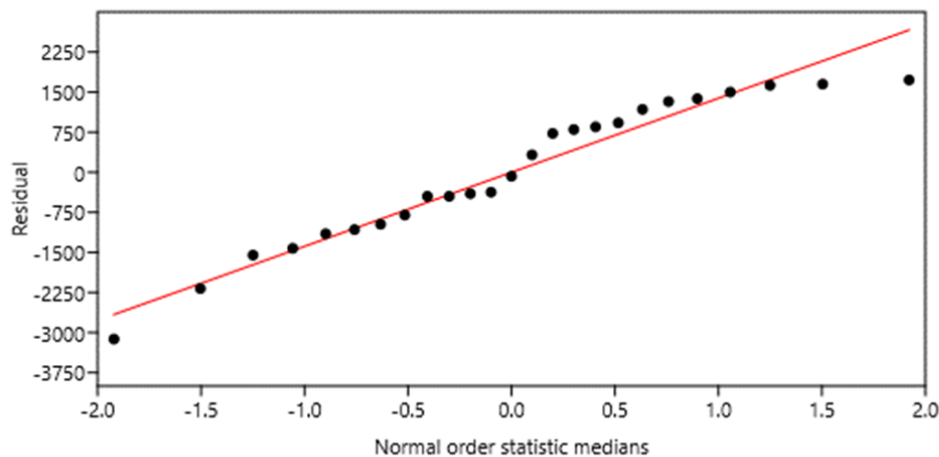


Figura 2. Anexo 4. Residuales de densidad de árboles.

Altura


Several-sample tests

One-way ANOVA

Effects

Tukey's pairwise

Residuals

Kruskal-Wallis

Mann-Whitney pairwise

Dunn's post hoc

Test for equal means

	Sum of sqrs	df	Mean square	<i>F</i>	<i>p</i> (same)
Between groups:	16,5697	2	8,28487	2,665	0,09193
Within groups:	68,3814	22	3,10825		Permutation <i>p</i> (n=99999)
Total:	84,9511	24			0,09218

Components of variance (only for random effects):

Var(group):	0,66709	Var(error):	3,10825	ICC:	0,176697
<i>omega</i> ² :	0,1176				

Levene's test for homogeneity of variance, from means

p (same):

0,2581

Levene's test, from medians

p (same):

0,3686

Welch *F* test in the case of unequal variances: *F*=4,646, df=10,65, *p*=0,03543

Bayes factor: 0,6697 (no evidence for either equal or unequal means)

Figura 3. Anexo 4. ANOVA de la altura.

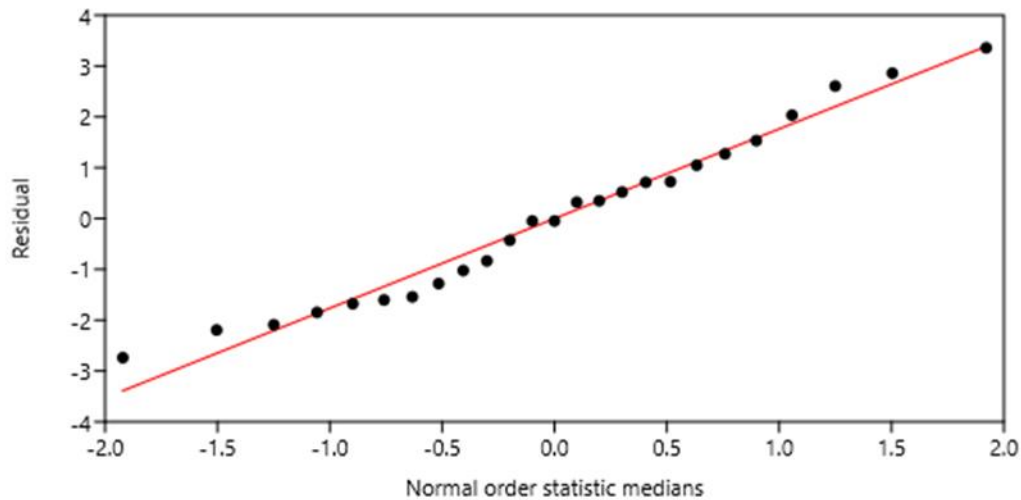


Figura 4. Anexo 4. Residuales de la altura.

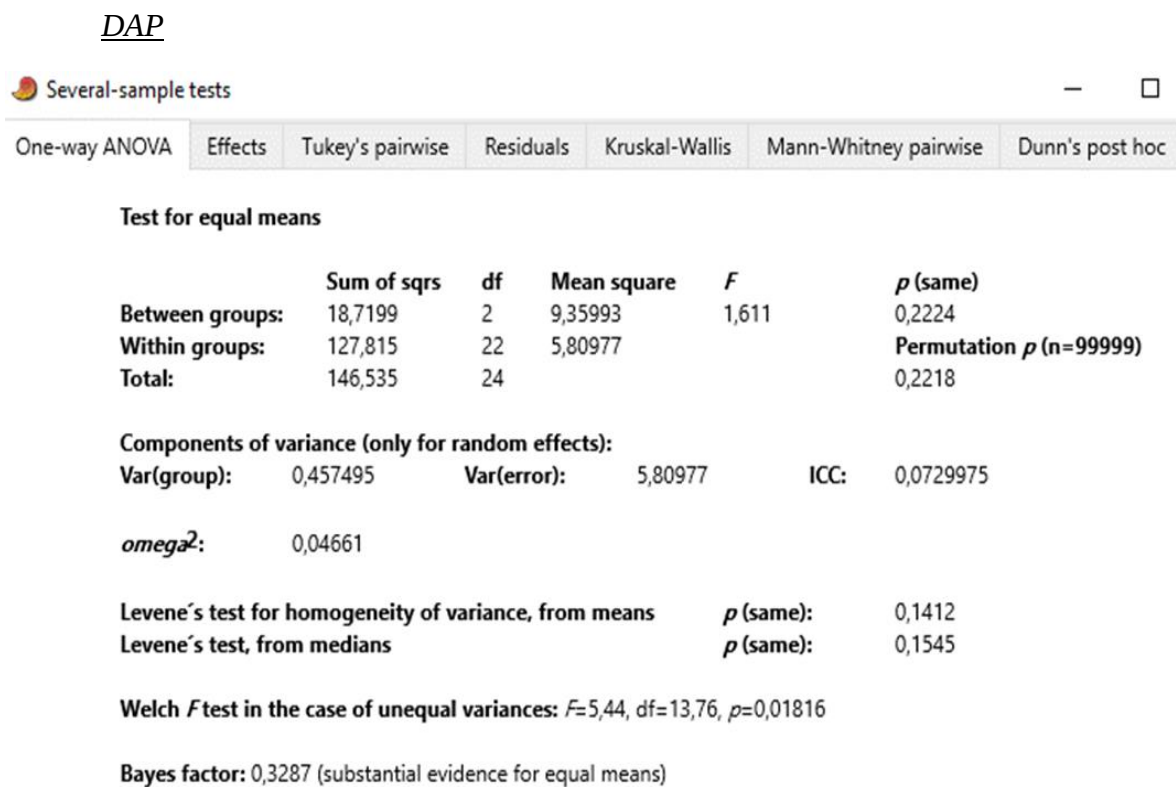


Figura 5. Anexo 4. ANOVA del DAP.

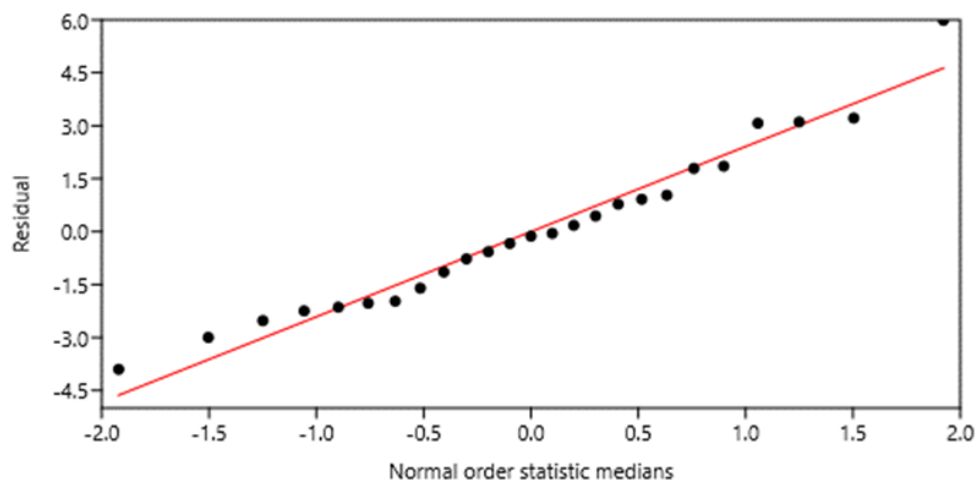


Figura 6. Anexo 4. Residuales del DAP.

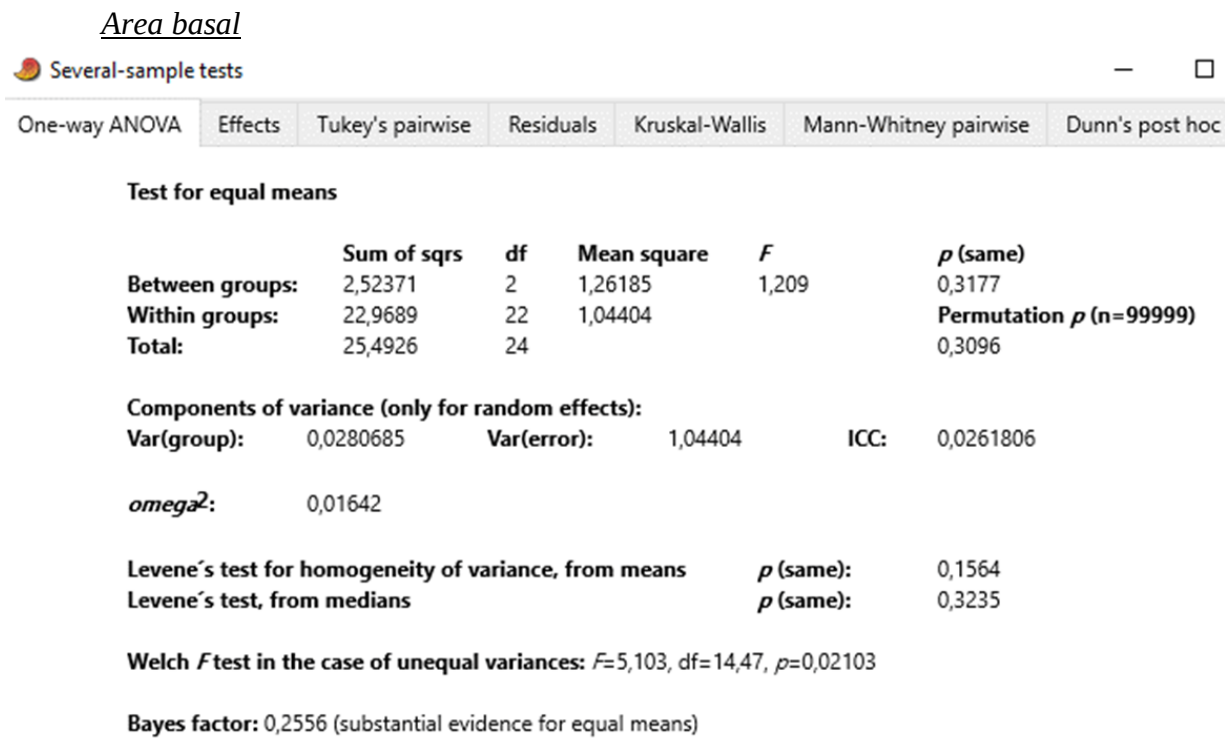


Figura 7. Anexo 4. ANOVA del área basal.

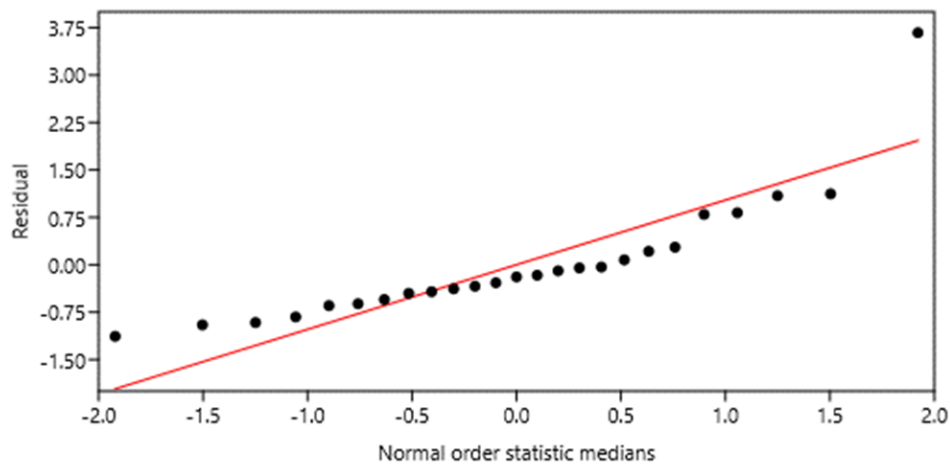


Figura 8. Anexo4. Residuales del área basal.

Grado de Invasión

% de Individuos Exóticos

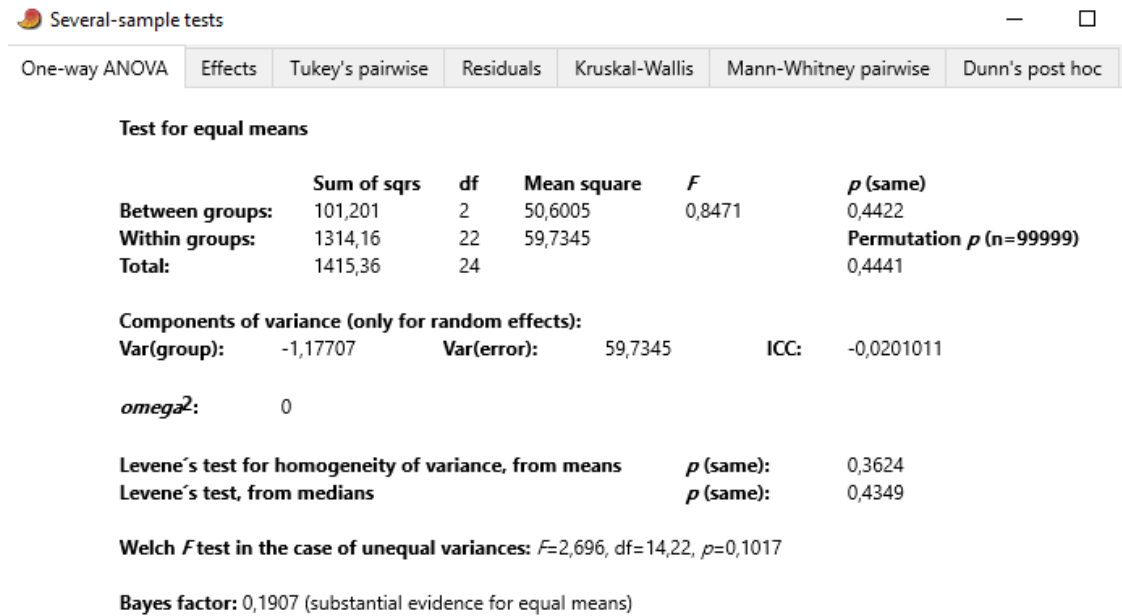


Figura 9. Anexo 4. ANOVA % de Individuos Exóticos.

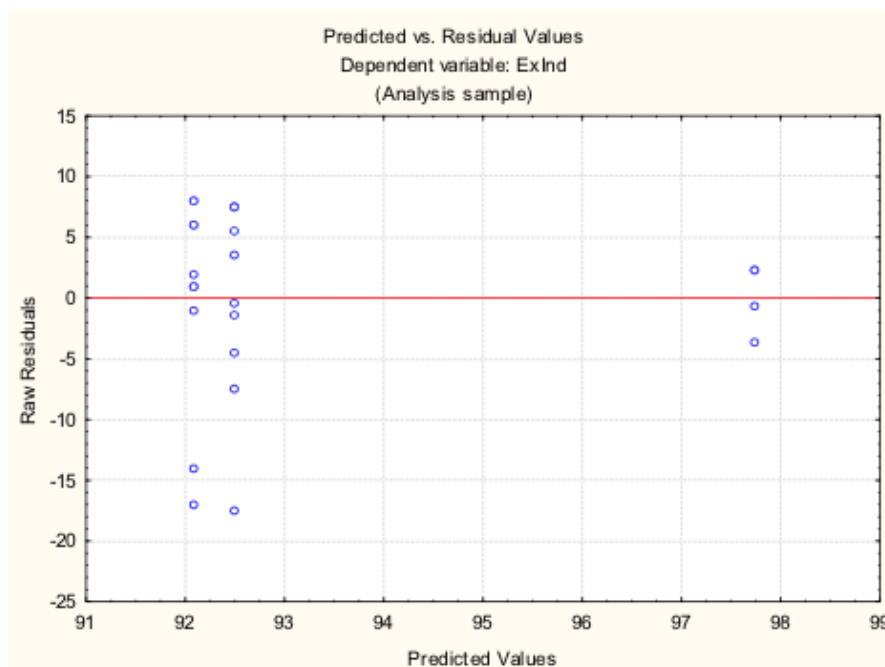


Figura 10 Anexo 4. Residuales del grado de invasión promedio según el % de exóticas (ABA 92%, BA 92,5%, FLE 98%).

% de Individuos Exóticos y Uso del Suelo

Reagrupación de los datos de uso del suelo en dos categorías

P: uso productivo

1: Agricultura, 2: bosque, 3: campo, 4: forestación, 5: Horticultura

N: ecosistema nativo

Bosque o campo natural.

Univariate Tests of Significance for ExInd (GradoInvasion) Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	213677,2	1	213677,2	3477,954	0,000000
"Uso2"	2,3	1	2,3	0,037	0,848439
Error	1413,1	23	61,4		

Figura 11. Anexo 4. ANOVA % de Individuos Exóticos y Uso del Suelo

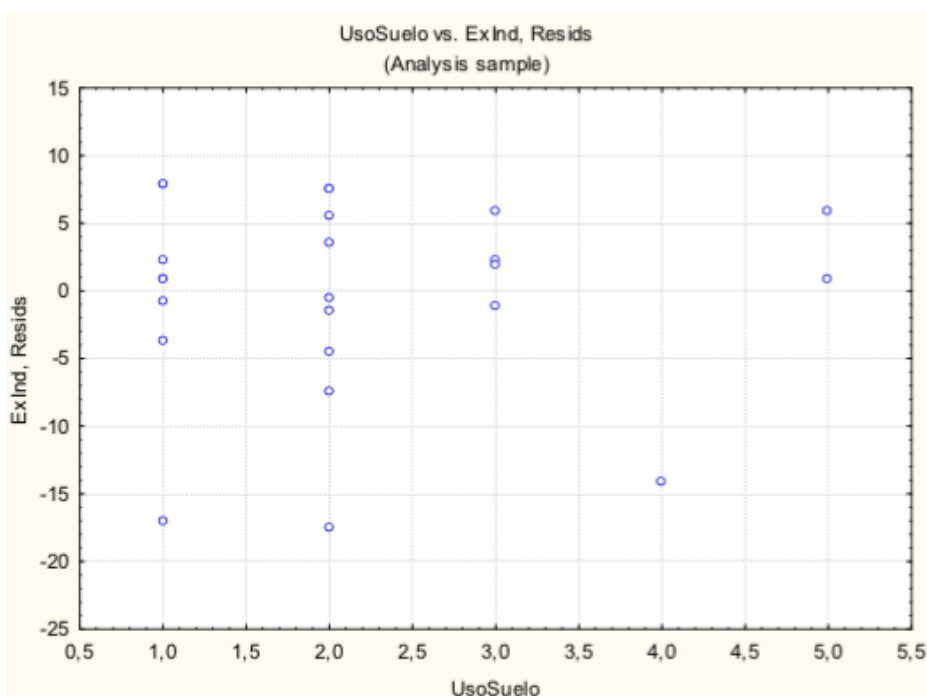


Figura 12. Anexo 4. Residuos según tipo de uso del suelo (1: Agricultura, 2: bosque, 3: campo, 4: forestación, 5: Horticultura. Hay pocos datos de los usos 3, 4 y 5.

% Especies Exóticas.

Univariate Tests of Significance for ExSpp (GradoInvasion) Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition					
	SC	GL	CM	F	p
Intercept	125528,9	1	125528,9	406,7175	0,000000
TipoBos	2323,8	2	1161,9	3,7646	0,039255
Error	6790,1	22	308,6		

Figura 13. Anexo 4. ANOVA % Especies Exóticas.

TEST DE TUKEY

Se ven en la comparación a posteriori entre tipo de bosques, observando entre quienes hay diferencias. Los ABA son distinto que los bosques de FLE, pero BA no se diferencia de FLE ni de ABA.

Tukey HSD test; variable ExSpp (GradoInvasion) Approximate Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = 308,64, df = 22,000				
	TipoBos	{1}ABA	{2}FLE	{3}BA
1	ABA		0,049375	0,158553
2	FLE	0,049375		0,540502
3	BA	0,158553	0,540502	

Figura 14. Anexo 4. Test deTukey % Especies Exóticas según tipo de bosque.

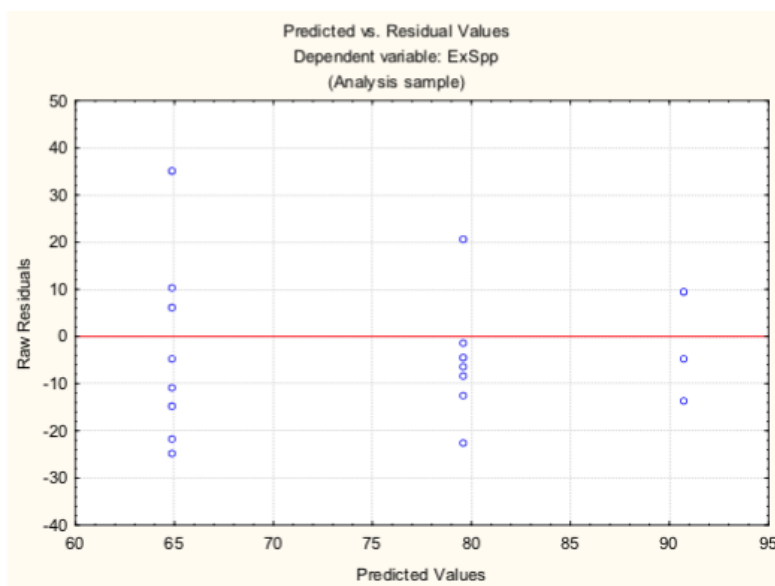


Figura 15. Anexo 4. Gráfico de los residuales. Muestra como el modelo predice que todas las ABA van a estar en el entorno a 65% y mostrando mucha variabilidad. Para los BA

mostró valores en el entorno de los 80%. Los BNE mostró valores en el entorno de los 90, con poca variabilidad.

% de Especies Exóticas y Uso del Suelo

Reagrupación entre Parcelas con uso previo productivos y no productivos.

P: uso productivo

1: Agricultura, 2: bosque, 3: campo, 4: forestación, 5: Horticultura.

N: ecosistema nativo

Bosque o campo natural.

Univariate Tests of Significance for ExSpp (GradoInvasion) Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	137116,0	1	137116,0	352,9264	0,000000
"Uso2"	178,1	1	178,1	0,4583	0,505150
Error	8935,8	23	388,5		

Figura 16. Anexo 4. ANOVA % de Especies Exóticas y Uso del Suelo

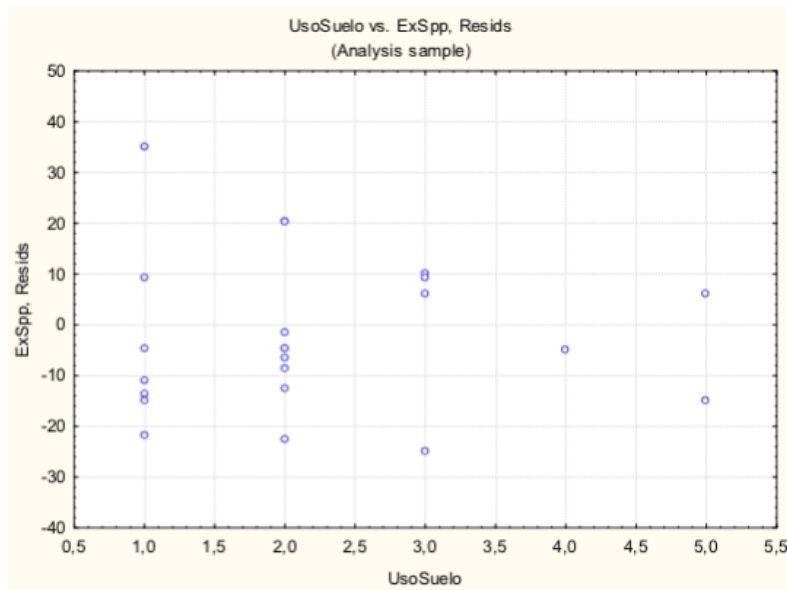


Figura 17. Anexo 4. Gráfico de los residuales. No se ve ninguna tendencia clara en los residuos con relación al uso del suelo previo. Aunque en bosque (2) parece que en general, se tiende a tener un menor % de spp exóticas que el resto (en 5 casos es menor, y en 1 es mayor).

Nivel de perturbación, por tipo de bosque.

El grado de perturbación (número total de signos de perturbación: fuego+ganado+tala+inundación) varía entre tipos de bosques. Mostrando diferencias significativas entre los 3 tipos de bosques.

A-

PARCELA	TIPO DE BOSQUE	% IND EXÓTICO	% ESP EXÓTICO	USOS DEL SUELO	Fuego	Inundación	Ganado	Tocones	TOTAL DE PERT
1.BA	BA	88	75	BOSQUE	2	3	1	2	8
10.BA	BA	100	100	BOSQUE	0	8	0	0	8
11.ABA	ABA	93	50	BOSQUE	0	10	0	1	11
15.BA	BA	98	71	BOSQUE	0	4	0	0	4
18.ABA	ABA	93	50	AGRICULTURA	0	8	0	0	8
19.BA	BA	96	75	BOSQUE	0	9	0	8	17
2.BA	BA	91	78	BOSQUE	0	3	0	0	3
20.ABA	ABA	98	75	CAMPO NATURAL	0	3	0	8	11
21.BA	BA	100	100	BOSQUE	0	2	0	1	3
22.BA	BA	92	67	BOSQUE	0	3	0	3	6
23.BA	BA	85	73	BOSQUE	4	2	0	2	8
24.ABA	ABA	75	54	AGRICULTURA	0	3	0	6	9
25.ABA	ABA	100	100	AGRICULTURA	0	3	0	0	3
27.BNE	BNE	100	100	AGRICULTURA	0	0	0	0	0
28.BNE	BNE	100	100	CAMPO NATURAL	0	0	0	0	0
29.BNE	BNE	97	77	AGRICULTURA	0	0	0	0	0
3.BA	BA	75	57	BOSQUE	0	6	6	1	13
30.BNE	BNE	94	86	AGRICULTURA	0	3	0	2	5
31.ABA	ABA	98	71	HORTICULTURA	0	0	5	0	5
32.ABA	ABA	78	60	FORESTACIÓN	1	4	0	4	9
5.ABA	ABA	94	71	CAMPO NATURAL	0	5	0	0	5
6.ABA	ABA	93	43	AGRICULTURA	0	4	0	0	4
7.ABA	ABA	100	100	AGRICULTURA	0	7	7	0	14
8.BA	BA	100	100	BOSQUE	0	0	0	0	0
9.ABA	ABA	91	40	CAMPO NATURAL	0	2	0	1	3
Total general					7	92	19	39	157
	ABA								Promedios
	BA								7,45
	FLE								7
									1,25

B-

Univariate Tests of Significance for ExSpp (GradoInvasion) Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	559,3732	1	559,3732	31,92461	0,000011
"Uso2"	121,5627	2	60,7814	3,46892	0,049037
Error	385,4733	22	17,5217		

Figura 18. Anexo 4. A -Nivel de perturbación promedio por tipo de bosque. % de individuo y % especies exóticas según parcela muestreadas. B- ANOVA del nivel de perturbación, por tipo de bosque.

TESTE DE TUKEY

Se realizó el teste de Tukey, mostrando las diferencias entre ABA y FLE (Tukey HSD test $p < 0,047419$).

Tukey HSD test; variable ExSpp (GradoInvasion) Approximate Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = 308,64, df = 22,000			
TipoBos	{1}BA	{2}ABA	{3}FLE

1	BA		0,966660	0,073668
2	ABA	0,966660		0,047419
3	FLE	0,073668	0,047419	

Figura 18. Anexo 4. Teste de Tukey del nivel de perturbación, por tipo de bosque.

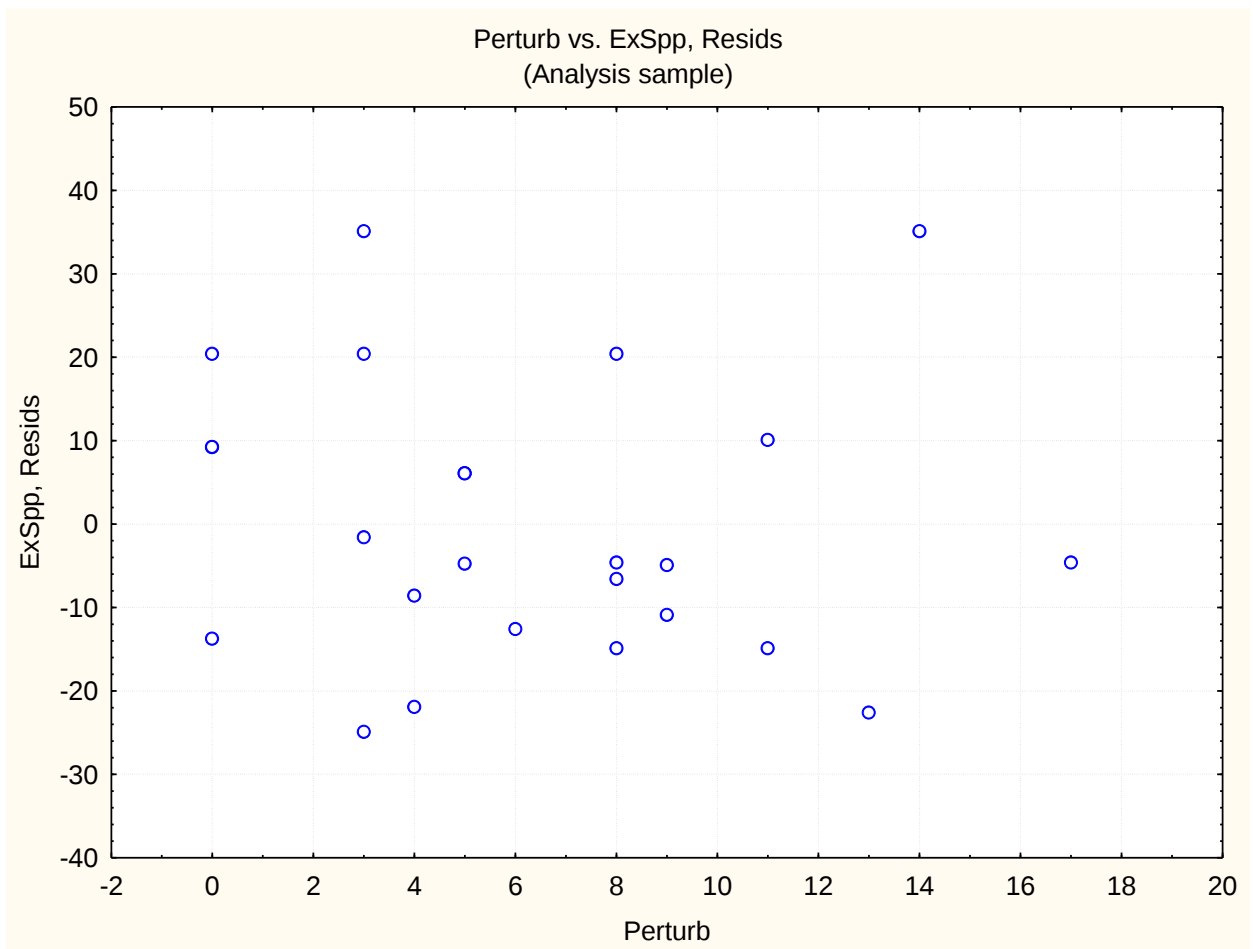


Figura 19. Anexo 4. Residuos. Grado de invasión según el nivel de perturbación.

ANEXO 5

Planilla para la toma de datos de campo en las parcelas y los sitios de muestreo ⁸.

Para cada sitio se completó la información que se muestra en las siguientes planillas (Datos Generales de la Parcela, Datos por Transepto, Datos por Cuadrante 1m x 1m).

Además, se utilizó la guía de referencias para todos los casos de muestreo.

[illegible]

Figura 1. Anexo 5. Ficha de Datos Generales de la Parcela.

⁸ Adaptado de Etchebarne et al., 2018; Brazeiro. A 2019 comunicación personal; Blumetto, 2019; Carabio y Vaz 2020.

[illegible]

Figura 2. Anexo 5. Planilla de la Transecto.

Datos del Cuadrante 1 x 1																							
Parcela																							
Transecta																							
Cuadrante	Coberturas (categoría de % / Altura (cm))													OTROS									
	Suelo desnudo	Mantillo	h	Troncos caídos	h	Herbáceas	h	Arbustos	h	Regeneración arbórea	h	Árboles sotobosque	h	Árboles dosel	h	Árboles emergentes	h	Musgos	Epifitas	Fuego	Inundación	Ganado	Tocones
1																							
2																							
3																							
4																							
5																							
6																							
7																							
8																							
9																							
10																							
														Presencia / Ausencia									
														Observaciones :									

Figura 3. Anexo 5. Planilla de campo para el relevamiento del cuadrante de 1m x 1m. Las coberturas se estimaron visualmente en base a la escala ajustada de Braun-Blanquet (1979)

Tabla 2. Anexo 5. Guía de referencias para completar la Planilla de Campo ⁹

DATOS GENERALES DEL PUNTO DE MUESTREO	
Sitio	Código de identificación del sitio donde está la parcela
Tipo de bosque	Indicar si se trata de bosque, Bosques Nuevos Espontáneos, Bosques Antiguos ,Avance de Bosques Antiguos
Ancho del Bosque	indicar ancho promedio estimado del bosque (a partir del mapa)
Pendiente	indicar los nombres de quienes participaron del relevamiento de datos

⁹ Adaptado de Blumetto, 2021; Carabio et al., 2020; Brazeiro. A 2019 comunicación personal; Etchebarne et al., 2018.

Orientación de la pendiente	indicar la orientación de la pendiente mediante brújula tomando como referencia el norte geográfico
DATOS GENERALES DEL PUNTO DE MUESTREO	
Fecha	
Hora inicio sitio	hora en que se comenzó el relevamiento en el sitio
Hora fin de sitio	hora en que se finalizó el relevamiento en el sitio
Cantidad de transectas	número de transectas establecidas en el sitio
Distancia entre transectas	Distancia establecida entre transectas consecutivas, dentro del sitio (en metros)
Coord. inicio (Trans.)	Para cada transecta indicar sus coordenadas de inicio
Coord. fin (Trans.)	Para cada transecta indicar sus coordenadas de finalización
Observaciones del sitio	Observaciones generales del sitio que se crea relevante incluir. Ej. datos de accesibilidad, tenencia, historia de uso, nombre de establecimiento
Croquis del bosque	Realizar un dibujo sencillo y esquemático de cómo se presenta el bosque a forma de mapa con indicación del norte
Transecta 100 m	
No. de Punto de Muestreo en la Transecta	Número del punto de muestreo en la transecta, rango que va del 1 al 10
Número del árbol	Número del árbol muestreado
Especie	Nombre de la especie identificada
CAP	Circunferencia a la altura del pecho
Total de Tallos	Total de tallos medidos. Cantidad de tallos presentes en un individuo.
Datos por Cuadrante de 1 x1	
% suelo desnudo	Estimar visualmente en cuadrante de 1x1m la superficie del suelo que no está cubierta por mantillo, roca o vegetación, en un rango entre 0 y 100%.
% Mantillo	Estimar visualmente en cuadrante de 1x1m la cobertura de la materia orgánica en descomposición que cubre el suelo, en un rango entre 0 y 100%.
% Troncos caídos	Estimar visualmente en cuadrante de 1x1m la superficie del suelo que está cubierta tronco caído en un rango entre 0 y 100%.
% Herbáceas	Estimar visualmente en cuadrante de 1x1m la cobertura del estrato más cercano al suelo (incluye helechos y gramíneas), en un rango entre 0 y 100%.
% Arbustos	Estimar visualmente en cuadrante de 1x1m la superficie del suelo que está cubierta arbustos, en un rango entre 0 y 100%.
% Regeneración arbórea	Estimar visualmente en cuadrante de 1x1m la superficie del suelo que está cubierta plántulas, en un rango entre 0 y 100%.

Datos por Cuadrante de 1 x1	
%Árboles sotobosque	El sotobosque es el estrato intermedio del bosque. Incluye vegetación leñosa (árboles regenerando y arbustos en diferentes estadios de desarrollo) entre 0.1 y 1.3m de altura.
Árboles dosel	El dosel arbóreo, también llamado en ocasiones canopia o canopeo da nombre al hábitat que comprende la región de las copas y regiones superiores de los árboles de un bosque.
Árboles emergentes	altura
	Otros
Musgos	registrar la presencia (1) o ausencia (0) de musgos en la parcela
Epífitas	registrar la presencia (1) o ausencia (0) de plantas Epifitas parcela
Fuego	registrar la presencia (1) o ausencia (0) de rastros de fuego por parcela
Inundación	registrar la presencia (1) o ausencia (0) de rastros de crecidas por parcela
Ganado	registrar la presencia (1) o ausencia (0) de rastros ganado por parcela. Rastros de ganado: signos de pastoreo, bosteo y huellas
Tocones	registrar la presencia (1) o ausencia (0) de tocones por parcela

Estructura Fisionómica del bosque

Para la estimación de la estructura fisionómica del bosque se tomó y adaptó las siguientes referencias bibliográficas nacionales las cuales desarrollaron distintas metodologías para la evaluación a este nivel: Etchebarne et al., 2018; Brazeiro. A 2019 comunicación personal; Blumetto, 2019, Carabio et al., 2020, respecto a el estado de conservación de los bosques nativos de Uruguay.

%Suelo desnudo

Descripción: Superficie del suelo que no está cubierta por mantillo, roca o vegetación.

Justificación: La presencia de suelo desnudo promueve la formación de una lámina en el suelo debido al impacto directo de las gotas de lluvia la cual reduce la infiltración de agua, aumentando el escurrimiento superficial (Le Houérou, 2002). A su vez, el escurrimiento superficial del agua puede causar la remoción de nutrientes del suelo. Estos factores contribuyen a la erosión del suelo, reduciendo

la disponibilidad de agua para el establecimiento y crecimiento de plántulas (Muñoz-Iniestra et al., 2009). La presencia de suelo desnudo, además puede favorecer la colonización y establecimiento de especies exóticas invasoras vegetales (Proyecto REDD+ Uruguay, 2020).

% Mantillo (Cobertura de hojarasca)

Descripción: Se trata de la materia orgánica depositada sobre el suelo y en diferentes estados de descomposición.

Justificación: Representa un porcentaje importante de los nutrientes que retornan al suelo por los detritos de árboles y plantas. Forma una capa protectora que disminuye la fuerza de las gotas de agua de lluvia que impactan sobre el suelo, disminuyendo su erosión (Villegas, 2004). Resulta importante conocer su cobertura, debido a su fuerte relación en la formación del suelo y el mantenimiento de su fertilidad (Ramírez et al., 2007, Madrigal et al., 2016).

% Troncos Caídos

Descripción: Se refiere a la presencia de los troncos caídos sin vida. Tener en cuenta que esto se refiere a la presencia de menos un árbol muerto de cualquier tamaño (mayor a 3m de altura) en un cuadrante de 1 x 1m.

Justificación: La presencia de troncos caídos resulta relevante ya que son hábitat para pequeños mamíferos, anfibios y reptiles. Éstos utilizan sus cavidades y los espacios que quedan entre la corteza como refugio para hacer frente a climas adversos y para protegerse de depredadores, así como para alimentarse y nidificar (Chávez-León, 2016). Del mismo modo, contribuyen al ciclado de nutrientes, manteniendo la materia orgánica en el bosque. La presencia de árboles muertos caído y/o en pie en bajas densidades, es algo deseado y se considera se asocia al régimen de vida de las especies del bosque.

% Herbáceas

Descripción: El estrato herbáceo es el más bajo y se encuentra a nivel del suelo. Incluye helechos, gramíneas, entre otras.

Justificación: El estrato herbáceo determina la distribución y dinámica de las plántulas, además de regular el establecimiento de las plántulas de mayor tamaño a través de la competencia por luz, agua y nutrientes. Asimismo, estas hierbas influyen en los ciclos de los nutrientes, en la producción primaria y el flujo de energía en los ecosistemas. Tiene un rol importante en la cadena alimenticia, debido a que es fuente de alimento de varias especies animales. Además, es hábitat de comunidades microbianas. Sumado a esto, las gramíneas colaboran en la unión de las partículas del suelo con sus sistemas radiculares fibrosos, lo cual reduce

significativamente la erosión del suelo y la pérdida de agua, generando un ecosistema más complejo y con mayor estabilidad (Sagar et al., 2012).

% Arbustivo

Descripción: Comprende los arbustos > 1,3m de altura.

Estimar visualmente en el cuadrante metálico de 1x1m la superficie del suelo que está cubierta arbustos, en un rango entre 0 y 100%.

Justificación: Los arbustos, aunque característicos del bosque parque y que presentan un rol importante en su estructura y función, pueden pasar a ser un factor negativo cuando su abundancia es muy alta, indicando que el ambiente puede estar sufriendo un proceso de arbustización (transición de ambiente de bosque a arbustal).

% Regeneración Arbórea

Descripción: La regeneración arbórea forma parte del estrato intermedio del bosque (sotobosque). Incluye árboles entre menores a 1,3 m de altura.

Justificación: La regeneración de especies arbóreas es la base para la renovación y continuidad del bosque en el tiempo. Siendo este uno de los procesos más importantes en el ciclo de vida de las plantas (Nathan et al., 2000; Wang et al., 2002). Este indicador brinda información de la abundancia de especies arbóreas que se regeneran en el bosque.

% Árboles sotobosque

Descripción: El sotobosque es el estrato intermedio del bosque. Incluye vegetación leñosa nativa (árboles regenerando y arbustos en diferentes estadios de desarrollo) entre 0.1 y 1,3 m de altura.

Justificación: El sotobosque brinda heterogeneidad ambiental y es importante en la protección del suelo frente a la erosión. Proporciona alta protección frente al golpe de las gotas de lluvia y de aquellas que caen desde las hojas de los árboles más altos (Stadtmüller, 1994, Abril Saltos et al., 2017). Por otro lado, los diferentes estratos presentes en un bosque, cumplen un rol fundamental en la mantención de la humedad y microclima del suelo. Las variadas coberturas del suelo, como puede ser el mantillo, la vegetación herbácea o de arbustos, favorecen los procesos de ciclado de nutrientes y fijación de carbono (Ruiz-Jaen et al., 2005, Newton, 2007).

% Árboles Dosel

Descripción: Comprende el estrato del bosque compuesto por las copas de los árboles dominante.

Justificación: La presencia de doseles arbóreos afecta la dinámica del agua de varias formas: actuando como barreras, las cuales controlan la escorrentía; como

cobertura, la cual reduce el impacto de gota; y como mejoradores del suelo, incrementando la infiltración y la retención de agua (Delgado 2015, Abril Saltos et al., 2017). Además, determina el ingreso de luz a los estratos inferiores del bosque, lo cual influye en el establecimiento de estas especies (Canham et al., 1999).

% Árboles Emergentes

Descripción: Comprende los árboles que se encuentran por encima del dosel dominante (por ejemplo, árboles que presentan un DAP > 40 cm a 1,3 m).

Justificación: Los árboles de gran porte son importantes como sustrato de otras especies vegetales (epífitas). A su vez, estos árboles son frecuentemente utilizados por la fauna ya que proporcionan refugio (ej. perchas de aves rapaces), así como sitio de alimentación y nidificación. Del mismo modo, aportan materia orgánica al suelo con la caída de sus ramas.

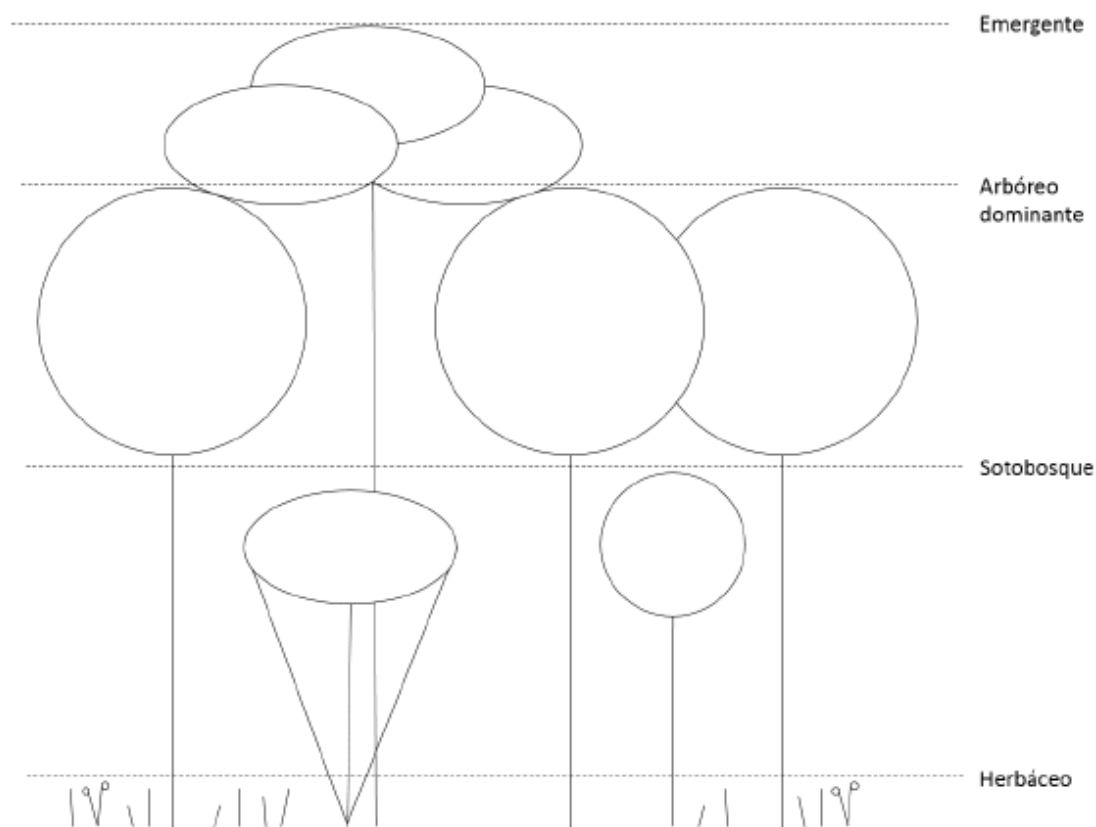


Figura 4. Anexo 5. Esquema estructural de un bosque. El estrato 1, corresponde a herbáceas, el estrato 2 a sotobosque (arbustos y árboles regenerando), el estrato 3 a árboles de estatura promedio, el estrato 4 a árboles emergentes (Carabio et al., 2020).

Musgos

Descripción: se busca registra la presencia (1) o ausencia (0) de evidencias de todos los musgos que se registren.

Justificación: Los musgos son un componente clave de la flora del bosque y desempeñan funciones ecológicas importantes.

Los musgos (Bryophyta, *sensu stricto*) son considerados el segundo grupo de plantas más numeroso después de las angiospermas (Buck y Goffinet 2000). Crecen sobre diferentes sustratos y abundan en los diferentes tipos de bosques; desempeñan un rol importante en los ciclos de los nutrientes (Gradstein et al., 2001), así como en el ciclo del agua al almacenarla y liberarla paulatinamente, contribuyendo a mantener la humedad (Ah-Peng et al., 2017).

Epífitas

Descripción: Se busca registra la presencia (1) o ausencia (0) de evidencias de todas las epífitas vasculares que se registren.

Justificación: Las epífitas tienen un rol muy importante en el ciclo de los nutrientes en el bosque (Bruijnzeel & Veneklass 1998). En este sentido, se ha sugerido que algunas epífitas presentan un papel importante en la fijación de nitrógeno en algunos bosques de Sudamérica (Guzmán et al., 1990, Oyarzún et al., 1998, Godoy et al., 2008). Adicionalmente, ciertas especies epífitas constituyen el principal, y en algunos casos único, hábitat para algunas especies de fauna, y por ello cumplen un importante papel en esos ecosistemas. Acumulan gran cantidad de humus, que son lugar de anidamiento para algunos

Perturbaciones o disturbio por fuego, inundaciones y ganado.

Fuego

Descripción: Se busca registra la presencia (1) o ausencia (0) de evidencias de fuego en la parcela.

Justificación: El fuego es una perturbación o disturbio, que ocurre en los ecosistemas de manera puntual. El efecto del fuego en la biodiversidad es un tema complejo y controversial. Existe una idea generalizada de que los incendios forestales son una amenaza para la biodiversidad, pero algunas investigaciones han mostrado que el fuego es parte de la dinámica de muchos ecosistemas terrestres. Existe una gran diversidad de ecosistemas forestales que han estado sujetos a diferentes regímenes históricos de incendios y que presentan una amplia variación

en cuanto a su sensibilidad y respuesta a los efectos del fuego. (Manson et al., 2009 pag 137)

Inundaciones

Descripción: Se busca registrar la presencia (1) o ausencia (0) de evidencias de inundaciones

Justificación: La presencia de bosques ha sido considerada una medida de protección eficiente contra las inundaciones y la erosión. Los sistemas de raíces de los árboles tienden a estabilizar el suelo, contribuyendo a prevenir los deslizamientos y la pérdida de suelo. La evidencia de inundaciones en el lugar tiene injerencia en la regeneración de los bosques fluviales, si bien esta puede tener múltiples causas, entre ellas el régimen hídrico (ocurrencia de inundaciones recurrentes y/o muy duraderas, imposibilitan o disminuyen el establecimiento de plántulas en el lugar (Rodríguez et al., 2021)

Ganado

Descripción: registrar la presencia (1) o ausencia (0) de rastros ganado por parcela. Rastros de ganado: signos de pastoreo, bosteo y huellas

Justificación: La presencia de ganado en los bosques puede afectar la regeneración de dos maneras, mediante el consumo de plántulas y a través del pisoteo. Este último puede dañar directamente las plántulas o árboles jóvenes o afectar de forma negativa el establecimiento de las semillas al dañar la superficie del suelo, compactándolo y aumentando la escorrentía y disminuyendo la disponibilidad de agua para las plantas (Kauffman et al., 1984). Estos fenómenos pueden ocasionar importantes impactos, disminuyendo la riqueza y densidad de plántulas lo que afecta tanto a la estructura como a la composición del bosque. Si bien este no es un fenómeno muy estudiado en nuestro país existen algunos estudios que sugieren que el ganado puede tener efectos importantes sobre la estructura y dinámica de algunos bosques de Uruguay, como por ejemplo en la regeneración de palmares (Rivas 2005), bosque serrano (Etchebarne et al., 2016; Brazeiro, 2018) o bosque de ombúes (Rodríguez-Gallego 2006).

Tocones

Descripción: registrar la presencia (1) o ausencia (0) de tocones por parcela.

Justificación: la principal causa de la degradación de los bosques es la tala insostenible e ilegal. Los tocones son la evidencia de la acción humana (monteadores) en la perturbación de la dinámica del bosque.

ANEXO 6

Estimación del Carbono (kg) según el tipo de bosque.

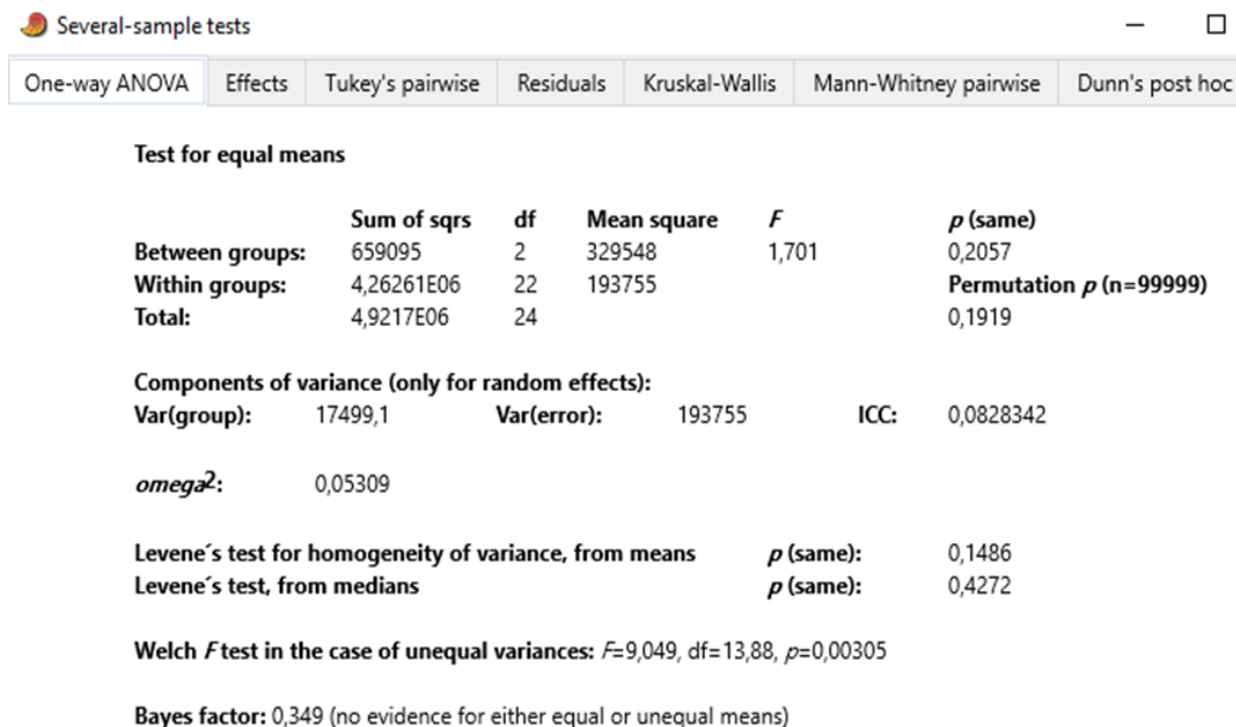


Figura 1. Anexo 6. ANOVA entre los 3 tipos de bosques.

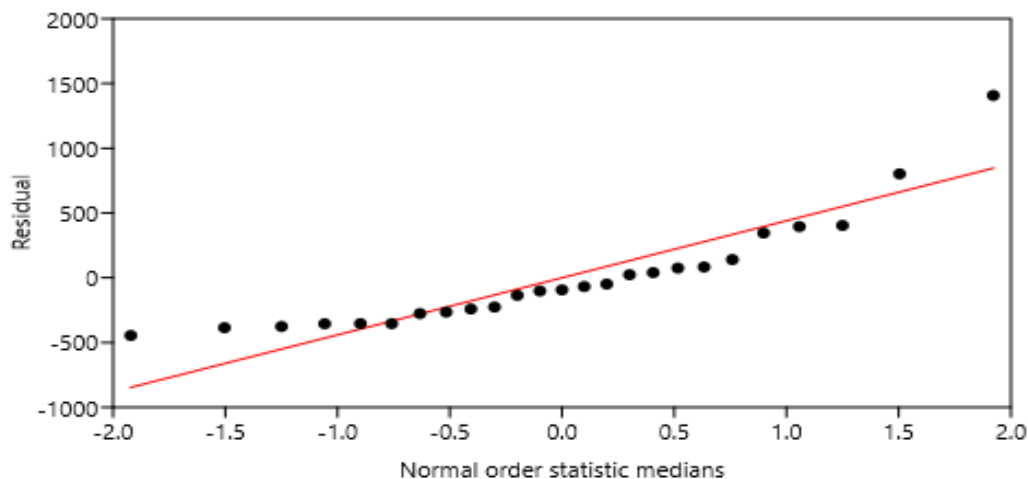


Figura 2. Anexo 6. Residuales entre los 3 tipos de bosques.

Análisis % de Carbono exótico entre los tres tipos de bosques.

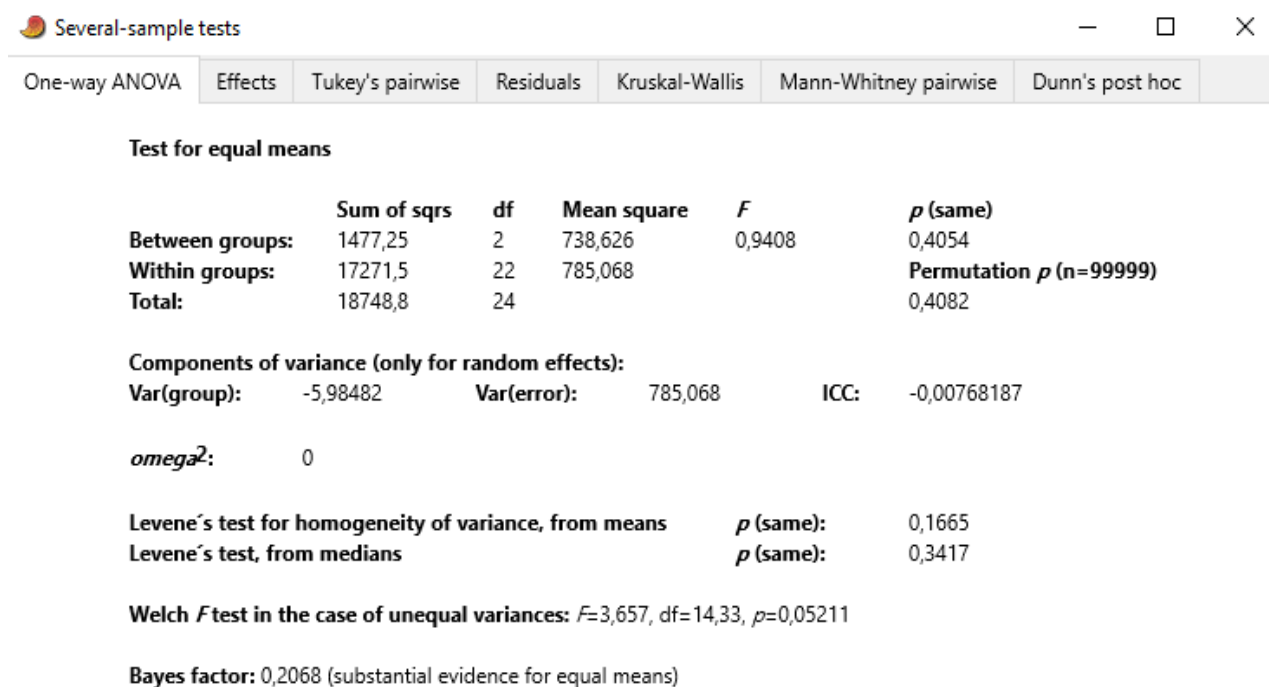


Figura 3. Anexo 6. ANOVA del % de Carbono exótico entre los tres tipos de bosques.

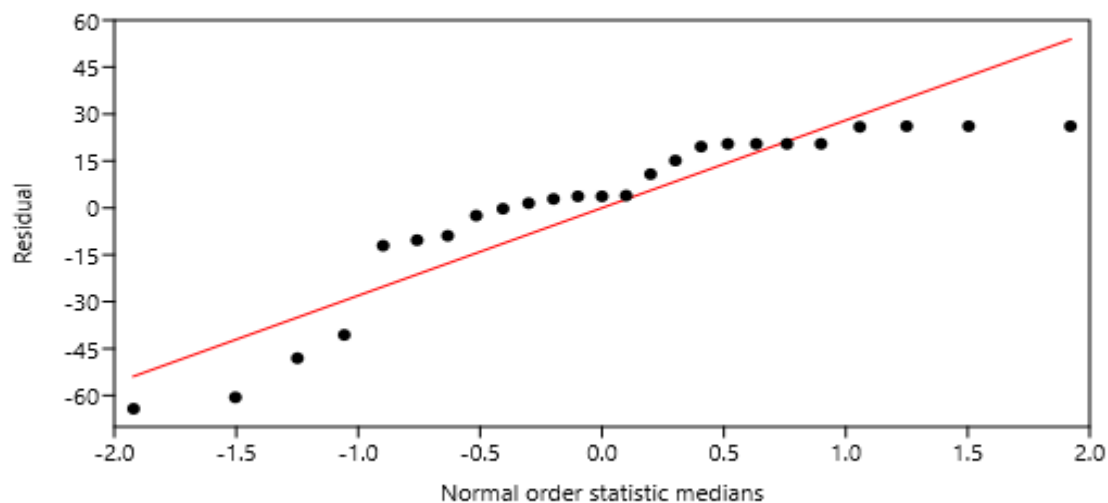


Figura 4. Anexo 6. Residuales del % de Carbono exótico entre los tres tipos de bosques.

Densidad de la madera de especies identificadas en la CAT y su relación con la estimación de carbono.

Para la estimación de carbono, se utilizó información recopilada de diversas fuentes reconocidas para este propósito, incluyendo diferente información internacional (Neumann, 2002; Atencia, 2003; Zanne et al., 2009, Benítez 2013).

Tabla 3. Anexo 6. Listado de valores de densidad de maderas

Especies	Densidad Madera (kg/m ³)
<i>Acacia.spp</i>	620
<i>Acanthosyris spinescens</i>	759
<i>Acer negundo</i>	600
<i>Acer.spp</i>	600
<i>Bauhinia fortificata</i>	770
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	740
<i>Catalpa spp</i>	450
<i>Celtis tala</i>	655
<i>Cephalanthus glabratus</i>	700
<i>Cydonia oblonga</i>	800
<i>Erythrina crista-galli</i>	265
<i>Eucalyptus globulus</i>	800
<i>Eucalyptus grandis</i>	800
<i>Eucalyptus spp</i>	800
<i>Eugenia uniflora</i>	725
<i>Fraxinus excelsior</i>	670
<i>Fraxinus spp</i>	670
<i>Gleditsia triacanthos</i>	750
<i>Grevillea robusta</i>	620
<i>Laurus nobilis</i>	685
<i>Ligustrum lucidum</i>	735
<i>Ligustrum ovalifolium</i>	735
<i>Ligustrum sinense</i>	735
<i>Maclura pomifera</i>	680
<i>Manihot grahamii</i>	560
<i>Melia azedarach</i>	510
<i>Morus spp</i>	690
<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	700
<i>Myrsine laetevirens</i>	590
<i>Phoenix canariensis</i>	700
<i>Phyllanthus sellowianus</i>	650

<i>Phytolacca dioica</i>	258
<i>Pinus spp</i>	550
<i>Pittosporum undulatum</i>	800
<i>Populus alba</i>	400
<i>Populus spp</i>	400
<i>Pouteria salicifolia</i>	782
<i>Pyracantha spp</i>	710
<i>Quercus robur</i>	700
<i>Salix humboldtiana</i>	490
<i>Salix spp</i>	490
<i>Schinus longifolius</i>	600
<i>Schinus molle</i>	600
<i>Scutia buxifolia</i>	913
<i>Solanum mauritianum</i>	493
<i>Taxodium distichum</i>	550
<i>Ulmus spp</i>	542
<i>Vachellia caven</i>	765