



Ministerio
de Ganadería,
Agricultura y Pesca



Ministerio
de Vivienda,
Ordenamiento Territorial
y Medio Ambiente

REDD+ **UY**

Reducción de emisiones por
deforestación y degradación
del bosque nativo



INFORME

MONITOREO DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS DEL BOSQUE NATIVO DE URUGUAY MEDIANTE SENSORAMIENTO REMOTO

Proyecto REDD+ Uruguay

Autores

Juan Marcos Olivera

María Eugenia Riaño

Colaboradores

Verónica Etchebarne

María Laura García

César Justo

Diego Martino

Este documento debe citarse como:

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

Este documento fue elaborado en el marco del Proyecto REDD+ Uruguay, que cuenta con apoyo financiero del Fondo Cooperativo para el Carbono de los Bosques (FCPF).

CONTENIDO

Tablas, figuras, gráficos y mapas.....	3
1. INTRODUCCIÓN	4
1.1. Degradación forestal	4
1.1.1. Especies exóticas invasoras.....	5
1.1.2. Principales especies exóticas invasoras en Uruguay.....	8
1.1.3. Antecedentes	11
2. OBJETIVOS	13
3. ÁREA DE ESTUDIO	14
4. MATERIALES Y MÉTODOS.....	15
4.1. Información espacial utilizada.....	15
4.2. Imágenes satelitales Landsat	18
4.3. Cálculo de índices de vegetación	18
4.4. Proceso de generación del mapa	27
5. RESULTADOS Y ANÁLISIS ESTADÍSTICOS	28
5.1. Evaluación de índices de vegetación.....	28
5.2. Análisis de exactitud del mapa.....	30
6. ANÁLISIS DE DISTRIBUCIÓN DE EEI	33
7. DISCUSIÓN.....	39
7.1. Desafíos a futuro	42
8. CONCLUSIONES	44
9. BIBLIOGRAFÍA	45
10. ANEXOS.....	55

Tablas, figuras, gráficos y mapas

Tabla 1. Resultados de la estimación del Modelo 1.

Tabla 2. Resultados de la estimación del Modelo 2.

Tabla 3. Resultados de la estimación del Modelo 3.

Tabla 4. Resultados del AIC para los modelos estimados.

Tabla 5. Matriz de confusión para el mapa de distribución de EEI

Tabla 6. Resultados de la evaluación de exactitud del mapa de EEI basados en la matriz de confusión.

Tabla 7. Superficie de EEI, superficie de bosque nativo y porcentaje invadido por departamento.

Tabla 8. Superficie de EEI, superficie de bosque nativo y porcentaje invadido por eco-región.

Tabla 9. Superficie de EEI, superficie de bosque nativo y porcentaje invadido por cuenca.

Figura 1. Fotografía de bosque ribereño altamente invadido por *Ligustrum lucidum*.

Figura 2. Fotografía de sitio colonizado y altamente dominado por *Gleditsia triacanthos*.

Figura 3. Índice NDFI en función del tiempo para dos sitios invadidos por *L. lucidum*.

Figura 4. Diagrama del proceso de generación del mapa de distribución espacial de EEI.

Gráfico 1. Índice NDFI en función del tiempo para sitios de bosque nativo.

Gráfico 2. Fracciones del NDFI producto del SMA en función del tiempo.

Gráfico 3. Índice NDFI en función del tiempo para dos sitios invadidos por *G. triacanthos*.

Gráfico 4. Índices NDVI y EVI en función del tiempo (con/sin presencia de EEI).

Gráfico 5. Superficie de bosque nativo invadido por eco-región.

Gráfico 6. Porcentaje de bosque nativo invadido por eco-región.

Gráfico 7. Superficie de bosque nativo invadido por cuenca.

Gráfico 8. Porcentaje de bosque nativo invadido por cuenca.

Mapa 1. Cartografía de bosque nativo para el año 2016.

Mapa 2. Distribución geográfica de las parcelas de bosque nativo del IFN con presencia de EEI.

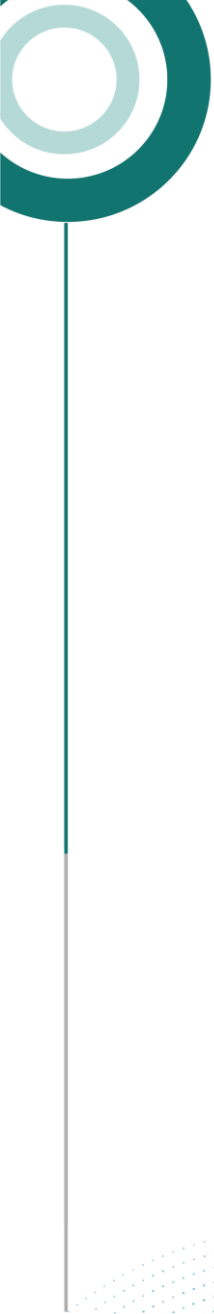
Mapa 3. Distribución geográfica de registros de campo utilizados para la evaluación del mapa.

Mapa 4. Mapa a nivel nacional de invasión de EEI dentro del bosque nativo.

Mapa 5. Mapa de invasión de EEI en el bosque nativo discriminado por eco-región.

Mapa 6. Mapa de invasión de bosque nativo para la cuenca del Río Santa Lucía, en base a la distancia.

Mapa 7. Mapa de calor de concentración de EEI del bosque nativo, a nivel nacional.



1. INTRODUCCIÓN

1.1. Degradación forestal

Se han propuesto muchas definiciones de degradación forestal (Lund 2009), sin embargo, en la actualidad no hay una definición consensuada entre los países sobre la degradación de los bosques debido a la complejidad en su formulación, dependiente del contexto ambiental y socioeconómico en el que se desarrollan los bosques (Sasaki y Putz 2009; Armenteras et al. 2016).

Se puede definir degradación como un proceso de reducción de la calidad de los bosques (Lund 2009), que afecta negativamente sus características (Simula 2009), tanto su estructura, función, composición de las especies y/o productividad, que están normalmente asociadas con el tipo forestal natural en ese sitio (International Tropical Timber Organization [ITTO] 2002). La degradación forestal reduce la capacidad de los bosques para suministrar servicios ecosistémicos, tales como el almacenamiento de carbono (FAO 2010; Thompson et al. 2013; Bustamante et al. 2016), la producción de madera u otros productos no forestales, recursos genéticos (Sasaki y Putz 2009) y manteniendo solo una limitada diversidad biológica.

No existe una forma general reconocida de identificar un bosque degradado ya que la degradación varía dependiendo de la causa que la genere, de los bienes o servicios afectados y de las escalas temporales o espaciales que se consideren. Es decir, varía en cuanto a la magnitud, gravedad, temporalidad, reversibilidad, frecuencia y origen, dependiendo del punto focal desde el que se observe y se determine. A diferencia de la deforestación, la degradación forestal puede ocurrir mientras se mantiene la cobertura arbórea (Sasaki y Putz 2009; Simula 2009), y resulta en una pérdida de algunas funciones de los bosques (Lund 2009), como por ejemplo, reducción en la capacidad para proveer servicios ecosistémicos o cambios en la composición de las especies (Sasaki y Putz 2009). En este sentido, cambios en la estructura del ecosistema, especialmente en la biodiversidad, pueden estar provocados por la presencia de especies exóticas invasoras.



El proceso degradador responde a fenómenos de perturbación, cuyo origen puede ser de carácter natural o antropogénico o una combinación de ambos (Simula y Mansur 2011). Disturbios antrópicos degradan los bosques reduciendo su diversidad taxonómica y funcional, impidiendo su recuperación y desestabilizando el ecosistema (Thompson et al. 2009). Algunas de las principales causas de degradación forestal tanto directas como indirectas pueden ser: cortas selectivas, incendios, extracción de leña excesiva, agricultura migratoria, pastoreo excesivo, extracción de minerales, construcción de carreteras e invasión de especies exóticas dentro de áreas degradadas (Global Observation of Forest and Land Cover Dynamics [GOFC-GOLD] 2009; FAO 2009; Armenteras et al. 2016).

La degradación de los bosques es una preocupación mundial generalizada y una importante cuestión contemporánea para varias organizaciones y convenciones de las Naciones Unidas. Un ejemplo de ello es el mecanismo de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación forestal (REDD+), que apunta a mitigar el cambio climático promoviendo la reducción de las emisiones de carbono por pérdida forestal, así como el aumento de los stocks de carbono de los bosques, su conservación y manejo sostenible (United Nations Framework Convention on Climate Change [UNFCCC] 2010; UNFCCC 2016). En el componente de Monitoreo, Reporte y Verificación (MRV) del mecanismo REDD+, la medición de cambios en el stock de carbono es obligatoria y requiere monitoreos consistentes y a largo plazo de los bosques, respaldado con observaciones y datos de campo (GOFC-GOLD 2012; De Sy et al. 2012). Esto exige la adquisición de los llamados datos de actividad, es decir, la superficie cuantificada que experimenta procesos de cambio forestal (deforestación, degradación y regeneración).

“Dado que el cambio climático y los cambios en el uso de la tierra están ocurriendo a tasas sin precedentes, se necesitan datos satelitales constantes y continuos en el tiempo para monitorear y cuantificar estos cambios a nivel global” (Jiang et al. 2008, p. 3833). La teledetección de la degradación forestal sigue siendo un desafío a ser incorporado a un sistema de monitoreo de bosques y más aún para evaluar los cambios en el stock de carbono a lo largo del tiempo (Bustamante et al. 2016). Las imágenes satelitales, debido a su regularidad en el tiempo y a su cobertura espacialmente completa y consistente, tienen la capacidad de proveer información valiosa y complementaria a las mediciones basadas en el sitio para detectar procesos de degradación forestal (Wallace, Behn and Furby 2006). Sin embargo, esta capacidad es limitada, ya sea porque es difícil detectar los cambios en la cobertura que ocurren a pequeña escala o porque la degradación que está ocurriendo se da por debajo del dosel del bosque.

Disturbios en los ecosistemas pueden actuar como facilitadores de las invasiones ya que producen un cambio en los patrones históricos de rotación o flujo de recursos (e.g. agua, nutrientes, luz, etc.) y esta heterogeneidad temporal en la disponibilidad de recursos crea una oportunidad para colonizar, que puede ser aprovechada por especies con gran capacidad de establecimiento como las especies exóticas invasoras (EEI), siempre y cuando exista fuente de propágulo (Sher y Hyatt 1999; Davis, Grime y Thompson 2000; Theoharides y Dukes 2007; Vilà et al., 2008). La alteración antrópica del paisaje producto de su fragmentación o cambio en el uso de suelo, influye en la probabilidad de llegada de EEI, en su establecimiento y en su posterior expansión dentro de este hábitat y otros circundantes, perjudicando a las especies nativas (With 2002; Minor et al. 2009; Vilà y Ibáñez 2011). Se asume que una afectación en la integridad del ecosistema, como puede ser la degradación de los bosques, representa un factor de vulnerabilidad de las especies nativas y sus hábitats a los efectos de las especies invasoras, aunque no existe en el país un análisis integral sobre qué tipo de afectaciones, intensidad y extensión son las que favorecen la introducción e invasión de las EEI (Martino 2012).

1.1. Especies exóticas invasoras

En los últimos siglos, mediante el proceso de globalización, con el aumento del comercio internacional, de los viajes y del transporte de mercadería, se ha modificado de manera definitiva la distribución de las especies sobre el planeta (Mathews et al. 2005; Meyerson y Mooney 2007). La invasión de especies exóticas se ha convertido, junto con el cambio climático, en una de las amenazas más difíciles de revertir (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza [UICN] 2012).

“Entre las diferentes especies que componen una comunidad podemos distinguir dos tipos: aquellas que han coexistido con las restantes especies durante un período de tiempo relevante desde el punto de vista ecológico y evolutivo, llamadas “nativas”; y aquellas que se originaron en una comunidad diferente y fueron introducidas posteriormente” (Cannas et al. 2004, p. 1). “Se puede considerar a una especie vegetal como nativa, natural, indígena o autóctona de una zona, cuando forma parte de la vegetación de la misma sin que hubiera mediado algún tipo de acción humana favoreciendo su llegada, diseminación, propagación, etc.” (Brussa y Grela 2007, p. 24). Por el otro lado están las especies denominadas “exóticas” y su cambio de comunidad se encuentra por lo general asociado a acciones humanas, de forma intencional o accidentalmente (Cannas et al. 2004; Richardson et al. 2000).

Cuando una planta exótica logra superar los filtros bióticos y abióticos, se sustenta por sí misma en un hábitat natural o artificial, produce descendencia reproductiva consistentemente durante muchos ciclos de vida, a menudo en cantidades muy grandes, a distancias considerables de sus plantas progenitoras y, por lo tanto, tienen el potencial de extenderse sobre un área considerable, sin intervención humana directa, se la considera “invasora” (Mack et al. 2000;



Richardson et al. 2000) y el proceso mediante el cual se establece en el nuevo ambiente se conoce como invasión biológica. Estas especies ocasionan disturbios ambientales como modificaciones en la composición, estructura y procesos de los ecosistemas y pueden generar gastos económicos en los países afectados, así como problemas en la salud humana y animal (Mack et al. 2000).

En cuanto a las plantas invasoras, estas se caracterizan en general por presentar altas tasas de crecimiento y reproducción, alta producción de semillas, cortos períodos juveniles, gran capacidad de aclimatación, tolerancia al estrés o perturbaciones y patrones fenológicos diferentes a las especies nativas, así como mayor eficiencia en el uso de los recursos (Rejmánek y Richardson 1996; Vilà et al. 2008; Tecco et al. 2010). “Su alta capacidad de producción de semillas, la facilidad de desplazamiento por el agua y el viento de las mismas, sumado a la actividad de las aves e incluso en algunos casos del ganado, son factores que favorecen su diseminación” (Aber et al. 2015, p. 7).

La invasión de ecosistemas por especies exóticas se identifica como la segunda causa de pérdida de biodiversidad a nivel mundial, superada solo por la destrucción de hábitats (Genovesi y Shine 2004). “Tal vez el efecto más importante de las invasiones biológicas sea la disminución en la biodiversidad, asociada con los cambios en las tasas de extinción debidos a la presencia de los invasores” (Cannas et al. 2004, p. 2). Las EEI pueden afectar de manera directa no sólo aspectos biológicos sino también diversos aspectos ambientales tales como la hidrología, el clima, la composición del suelo, etc., traduciéndose directamente en consecuencias económicas tales como pérdidas de cosechas, bosques y campos de pastoreo (Mack et al. 2000). Esta situación genera problemas económicos, sociales, culturales y ambientales graves, que suelen registrarse a distintas escalas espaciales y temporales (Higgins et al. 1999; Levine, Adler y Yelenik 2004).

Las EEI pueden llegar afectar a las especies nativas que componen el ecosistema, restringiendo su distribución o llegando a desplazarlas, compitiendo directamente con ellas por los recursos, indirectamente cambiando la forma en que los nutrientes se reciclan o alterando las condiciones químicas del suelo (Matthews 2005). La invasión de EEI puede alterar el ciclo hidrológico provocando cambios en la tasa y el régimen de evapotranspiración e incluso en la escorrentía, debido a diferencias en las tasas de transpiración y en la fenología de las especies invasoras y nativas (Levine et al. 2003).

En Uruguay la introducción y expansión de EEI han sido identificadas como un grave problema ambiental, en particular para la biodiversidad (MVOTMA 2016). “Tanto el ecosistema pratense como el boscoso sufrieron el impacto de numerosas actividades de origen antrópico, de las cuales la introducción de especies vegetales exóticas fue una de las más trascendentes” (Nebel y Porcile 2006, p. 5). Según Carrere (1994) el proceso de invasión en los bosques del país, tiene su origen en plantaciones comerciales u ornamentales próximas al bosque nativo, cuyas semillas son diseminadas por distintos agentes naturales (aves, viento, agua, animales), encontrando en él un ambiente muy propicio para su desarrollo y propagación.

“La invasión por especies exóticas es quizá el peligro mayor que actualmente enfrentan nuestros bosques nativos. En efecto, muchos bosques del Uruguay están siendo invadidos por árboles, arbustos y otras plantas provenientes de distintas partes del mundo. Dado que en su mayoría se trata de plantas muy agresivas y que no tienen predadores naturales, invaden el bosque ocupando el lugar de las especies nativas” (Carrere 2010). Las condiciones propias de los suelos del bosque nativo, rico en materia orgánica, niveles adecuados de humedad, sumado a la protección frente a agentes climáticos y a la acción de los animales (ganado), proporcionan un ambiente muy propicio para el desarrollo de EEI (Carrere 1994; Nebel y Porcile 2006). Todo esto ha conducido a una creciente degradación de la diversidad de especies y funciones ecológicas de los bosques.

A pesar de la creciente relevancia de esta temática para el país, es necesario aún avanzar en investigaciones que permitan un diagnóstico claro de la situación actual, de la tendencia de expansión de las EEI, de su impacto en la integridad de los ecosistemas boscosos y de sus efectos sobre los servicios ecosistémicos. “Árboles, arbustos y animales exóticos invasores están ampliamente extendidos en los diferentes bosques del país y sus efectos ecológicos, socioeconómicos y potencial expansión, son aún pobremente conocidos” (Brazeiro 2018 p.14). Si bien se ha avanzado en la identificación y priorización de especies invasoras, las acciones en el terreno para el control, mitigación o erradicación son escasas y fragmentadas por lo que se debe seguir promoviendo la generación de información y acciones para tal cometido (Brugnoli y Laufer 2018).

El país como signatario de acuerdos internacionales, por ejemplo, del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD) de las Naciones Unidas (1992), se ha comprometido a controlar la expansión de las principales especies exóticas invasoras identificadas a nivel nacional, siendo designado el Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA) como autoridad competente y punto de contacto para la instrumentación y aplicación del CBD en Uruguay (Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras [CNEEI] 2010; MVOTMA 2016). A su vez, el control de EEI forma parte de un eje estratégico de la Estrategia Nacional de Bosque Nativo, en donde se menciona como una de las metas el identificar aquellas áreas prioritarias de control de EEI, ya sea por severidad de la invasión o por evaluación de riesgo e impacto ambiental (MGAP-DGF 2018).

En el Readiness Preparation Proposal del proyecto REDD+ en Uruguay se destaca la invasión por especies exóticas como uno de los principales problemas de degradación del bosque nativo y se señala que la Estrategia REDD+ debe presentar acciones para abordar este tema dado que puede comprometer el ecosistema boscoso y su biodiversidad asociada. La invasión por EEI también se señala como una de las principales causas de degradación del bosque nativo en el Análisis de Impulsores de Deforestación y Degradación del bosque nativo para la Estrategia Nacional REDD+ (Proyecto REDD+ 2020). Para el proyecto REDD+ es importante conocer la extensión de la degradación por EEI ya que esta afecta las reservas de carbono forestal nativo y los servicios ecosistémicos de los bosques.

A la hora de aspirar a un adecuado manejo de los bosques nativos, complementando los esfuerzos en el monitoreo de la deforestación, se deberá prestar especial atención al proceso de degradación forestal, causada principalmente en Uruguay por invasión de especies exóticas. “La exitosa gestión a escala regional de la biodiversidad nativa y sus servicios ecosistémicos requiere avances metodológicos en la aplicación de tecnologías de sensoramiento remoto, apuntando a cuantificar de forma precisa la distribución espacial de especies invasoras” (Singh, Davis y Meentemeyer 2015 p. 278). Por ejemplo, una detección temprana de las especies invasoras puede ayudar a reducir su impacto en los ecosistemas nativos y reducir los costos que implican su control. “Estudiar los patrones espaciales y temporales del grado de invasión y los factores que los afectan es fundamental para determinar el alcance real de estas invasiones y posteriormente diseñar estrategias apropiadas para su gestión” (Vilà y Ibañez 2011 p. 84).

Si bien el sensoramiento remoto ha mejorado el mapeo y monitoreo de invasiones biológicas, la rápida propagación de las invasoras a través de ecosistemas muy variados, limita la capacidad de los sensores a la hora de evaluar su distribución espacial, de forma precisa, a una escala espacio-temporal deseada y efectiva en cuanto a tiempo y costo (Huang y Asner 2009; Singh, Davis y Meentemeyer 2015). Sin embargo, a pesar de que algunas de estas invasiones son sutiles y difíciles de monitorear satelitalmente, como los que ocurren en el sotobosque, muchas invasiones de especies arbóreas ocurren en el dosel del bosque, incluso llegando a dominarlo y por lo tanto pueden llegar a ser mapeadas remotamente (Thompson et al. 2013). La eficiencia a la hora de detectar estas especies va a depender principalmente de la resolución (espacial,

temporal y espectral) del sensor utilizado y de las diferencias (e.g. fenológica, estructural) que puedan presentar estas plantas con respecto a la vegetación nativa cercana.

1.2. Principales especies exóticas invasoras en Uruguay

Las especies más perjudiciales para el bosque nativo de Uruguay citadas son: *Ligustrum lucidum*, *Ligustrum sinense*, *Gleditsia triacanthos*, *Melia azedarach*, *Pyracantha coccinea*, *Lonicera japonica*, *Pinus spp.*, *Acacia longifolia*, *Acacia melanoxylon*, *Ulex europaeus*, *Fraxinus sp.*, *Acer negundo*, *Rubus ulmifolius* y *Morus alba* (Marchesi et al. 2013). Describiremos a continuación las dos especies invasoras leñosas más importantes en cuanto a frecuencia de aparición según los relevados en el marco del Inventario Forestal Nacional (IFN) dirigido por la Dirección General Forestal, MGAP.

Ligustrum lucidum (W.T. Aiton, Oleaceae) o ligustro, es una especie arbórea originaria de China y Japón, introducida en Uruguay a mediados del siglo XIX (Delfino 2015). Este género tiene alrededor de 50 especies, la mayoría de ellas consideradas invasoras en diversos países (Matthews 2005). Es una especie que alcanza los 10-12 metros de altura, perenne, con diseminación ornitócora, florece en primavera-verano, en el hemisferio Sur y fructifica en otoño. Presenta abundantes frutos maduros (bayas) durante todo el invierno y hasta la entrada de la primavera (Montaldo 1993; Montaldo 2000), período en el cual la producción de frutos nativos para las aves disminuye considerablemente.

Figura 1. Fotografía de bosque ribereño altamente invadido por *Ligustrum lucidum*.



Además, cuenta con semillas de alto poder germinativo, rápido crecimiento y puede prosperar bajo condiciones de sol y sombra (Aragón y Groom 2003). Estas características junto con su abundante fructificación y amplia tolerancia a condiciones ambientales, le permite desplazar competitivamente a las especies nativas y establecerse como especie dominante del bosque.

Asimismo, a diferencia del bosque nativo, el ligustro no pierde sus hojas en ninguna época del año (Grau y Aragón 2000).

Se ha comprobado que la invasión de ligustro limita la biodiversidad de plantas nativas e impide la regeneración del bosque nativo (Hoyos et al., 2010). Dada su alta presión de propágulos (semillas) y su rápido crecimiento, va reemplazando a los árboles nativos, se vuelve dominante, reduce o extingue localmente las poblaciones de algunas especies, y puede favorecer a otras especies. Por lo tanto, altera la estructura, funcionalidad y composición de las comunidades arbóreas nativas (Montti et al. 2016; Farías, Vettorazzi y Brazeiro 2018). Además de los eficientes procesos de reproducción sexual, el ligustro presenta una importante propagación vegetativa (Montaldo 1993).

La invasión de ligustro en Argentina ha sido vinculada a una reducción en el reclutamiento de especies nativas, posiblemente causada por niveles de luz y fertilidad de suelo reducidos, con una alta mortalidad de los plantines nativos (Lichstein, Grau y Aragón 2004). En Uruguay esta especie es una de las invasoras de mayor significación territorial, por su alcance nacional (Martino 2012) y por ubicarse dentro de la nómina de las 100 especies invasoras más dañinas a escala global (Lowe et al. 2004), siendo quizás la peor para el país por el hecho de ser de hoja perenne (Carrere 2010) y porque se ha corroborado a campo su abundante presencia, llegando en algunos casos a sustituir completamente el bosque nativo.

Se ha constatado en terreno su presencia en buena parte de los bosques del país, particularmente aquellos sitios altamente perturbados como los ubicados a los lados de las cabeceras de los puentes (Martino 2006). En general los disturbios en el bosque de origen antrópico pueden aumentar la propagación de esta especie o impulsar su invasión hacia nuevos ambientes, resultando en nuevos patrones de distribución (Aguirre-Acosta et al. 2014). Por ejemplo, en la cuenca del Río Santa Lucía la presencia de ligustro es un hecho constatable a simple vista desde hace década, pero no existen registros conocidos de cuando realmente comenzó su expansión masiva y de este modo poder identificar qué factores la impulsaron (Martino 2012).

Se debe mencionar que existe otra especie del género que es *Ligustrum sinense* o ligustrina, especie originaria de China, Laos y Vietnam (Green 1995), comportándose también como invasora de los bosques nativos de Uruguay, al igual que en otros países. Si bien se trata de una especie arbustiva y de menor tamaño que el *L. lucidum*, se comporta de forma similar en cuanto a invasión de los bosques y se ha registrado su presencia en algunas de las parcelas de muestreo del Inventario Forestal Nacional (IFN). Este trabajo no considerará esta especie, pero se deberá profundizar en el futuro sobre su diagnóstico y posible monitoreo.

Gleditsia triacanthos L. (Fabaceae), también conocida como espina de Cristo o acacia negra, se designa para Uruguay como una de las especies con mayor potencial para afectar a los ecosistemas nativos (Nebel y Porcile 2006). Es una especie leñosa perteneciente a la familia de las fabáceas, originaria de la región centro sur de Estados Unidos. Es polígamo dioica o monoica, su fruto es una legumbre lineal-comprimida, presenta semillas elipsoidales u ovals inmersas en el mesocarpio algo pulposo y dulce, muy duras y lisas (Sabattini et al. 2009). Se trata de una especie caducifolia, que florece en primavera en el hemisferio sur, fructificando desde comienzos del verano (diciembre) y hasta entrado el otoño (mayo) (Rossi, González y Torrá 2008).

Figura 2. Fotografía de sitio colonizado y altamente dominado por *Gleditsia triacanthos*.



En nuestro país fue categorizada como una especie invasora de amplia distribución e impacto adverso (Nebel y Porcile 2006). Algunas de las características que favorecen su rápida expansión son su alta resistencia a la sequía, a la salinidad, alta tolerancia a la contaminación, adaptación a cualquier tipo de suelo, alta velocidad de crecimiento, reproducción clonal y sexual, periodo juvenil corto, abundante producción de semillas, gran capacidad de germinación y la ausencia casi total de plagas y enfermedades asociadas que la afecten (Marco y Paez 2000).

Los principales agentes de dispersión de sus semillas son a través del agua de los sistemas fluviales y el ganado bovino, que forrajea sus frutos ingiriendo las semillas y digiere en forma parcial su cubierta seminal, lo cual facilita su germinación (Blair 1990). Los animales, en particular el ganado bovino, contribuyen así a consolidar el proceso de invasión de esta especie, mediante el traslado de sus semillas e incrementando su viabilidad, favoreciendo la germinación vía el proceso de escarificación (Colombo Speroni y de Viana 1998).

Habita una amplia variedad de ambientes como pueden ser sitios bien drenados, laderas rocosas, campos abandonados, bordes de alambrados y planicies de inundación, pero se la encuentra comúnmente en suelos húmedos y fértiles cerca de cursos de agua. Es una especie reconocida como ampliamente tolerante a las variaciones en las condiciones ambientales, como las inundaciones o sequías y presenta una alta viabilidad en el banco de semillas (United States Department of Agriculture 2003).

En Uruguay el bosque ribereño parece constituirse en su ambiente preferencial (Carvajales 2013), aunque su frente de avance también incluye ambientes de pradera, bañados y pajonales, tendiendo al reemplazo casi total de las especies nativas (MVOTMA 2014). Los sotobosques de las arboledas de *G. triacanthos* presentan muchas ramas con grandes espinas y poca cobertura herbácea, siendo un hábitat muy diferente para la fauna nativa (Ghersa y León 2001).

Cabe destacar que existe para el país una especie nativa del mismo género que la especie exótica invasora: *Gleditsia amorphoides*. Si bien las dos especies son similares, se diferencian entre sí principalmente debido a su porte, al tipo de follaje y por características de sus frutos (legumbre). *G. amorphoides* es un árbol de copa redonda y de no más de 15 m de altura, cuyo follaje es semi persistente, y en el caso que pierda el follaje totalmente en invierno lo hace por un período muy

corto y sin notarse un cambio muy abrupto en el color de la época de defoliación (en *G. triacanthos* la otoñada es muy marcada y visible, con follaje amarillo claro y dejando la copa sin follaje en buena parte del invierno) (Brussa y Grela 2007).

1.3. Antecedentes

Si bien existen numerosas experiencias de control de EEI en el país y se han realizado algunos trabajos para modelar los patrones de distribución de las mismas, no se cuenta aún con información cuantificada sobre el nivel de degradación de los bosques, así como de su distribución espacial a nivel nacional. A pesar de tratarse de un tema muy relevante para Uruguay, aún no se ha estimado con certeza la expansión de las EEI en los ecosistemas boscosos nativos, ni la susceptibilidad o grados de vulnerabilidad de los mismos a ser invadidos. En algunos casos, se han empleado modelos de distribución de especies invasoras para predecir su probabilidad de invasión en otro sitio, pero con mucha incertidumbre sobre su aplicabilidad. Es así que, hasta el momento, la mayoría de los estudios a nivel nacional son basados en datos de campo y muy pocos a partir de datos de sensoramiento remoto. Un ejemplo de estos puede ser el análisis realizado por parte del Proyecto REDD+ Uruguay, a partir de datos de parcelas relevadas en el Inventario Forestal Nacional (Proyecto REDD+ Uruguay 2020), el cual se detalla más adelante.

Las investigaciones mencionadas a continuación evidencian la complejidad que implica esta problemática y la necesidad de desarrollar una metodología que permita detectar este proceso de invasión a escala nacional. Más aún tratándose de una amenaza la cual Peres y colaboradores (2006) catalogaron como “casi indetectable usando técnicas de sensoramiento remoto convencionales”, para los bosques tropicales (Peres, Barlow y Laurance 2006 p. 228). A pesar de esto, en la región cada vez se cuenta con más conocimientos teóricos y empíricos para enfrentar el desafío de las invasiones biológicas.

Como ejemplos de investigaciones a campo en Uruguay, se puede mencionar el trabajo realizado por Búrmida (2011) para la región Sur del país, en donde concluyó que existe una relación positiva entre el grado de invasión de especies exóticas (medido a través de la riqueza y abundancia relativa) y el grado de perturbación en el bosque ocasionados por actividades antrópicas, como por ejemplo: construcción de puentes, senderos, talas, picadas para ganado, etc. (Búrmida 2011). Por su parte, Martino (2012) analizó la evolución de la invasión de ligustro en un bosque ribereño del Sur del país, estudiando cambios en los factores climáticos y su posible relación con el reclutamiento de esta especie (Martino 2012).

Otro trabajo determinó que los bosques de la región de Rivera cercanos a la ciudad están más degradados debido a la presencia de especies exóticas que otros bosques de la zona (Traversa y Reyes 2013). En la misma sintonía se encuentra el trabajo de Caballero et al. (2015), quien identifica como factores importantes en los patrones de distribución de especies exóticas invasoras, la proximidad a centros poblados, a cascos de establecimientos y casas donde son cultivados, tornándose fuentes de propágulos. Además, concluye que aproximadamente un 5% del área de los bosques ribereños y de quebradas del área de estudio (zona de quebradas del Norte) se encuentra afectada por invasión (Caballero 2015).

Una investigación de regeneración e invasión de los bosques serranos del Uruguay no logró identificar los factores vinculados a la invasión en las distintas localidades estudiadas. Sin embargo, se señala que la invasión es probablemente un “fenómeno multicausal vinculado a la historia de uso de los sitios (e.g. tala, pastoreo), la proximidad a rutas, región del país o introducciones incidentales, entre otros”. (Toranza, Tarragó y Haretche 2018 p. 30). A su vez, concluyeron que existe un efecto negativo de la regeneración exótica sobre la nativa, estableciendo un reemplazo de la comunidad nativa por la exótica.

En otro trabajo, se generaron modelos de distribución potencial de *G. triacanthos* a escala local y nacional, utilizando registros de presencia y variables climáticas, biológicas y edáficas. Los resultados arrojaron que existe una importante superficie del país que presenta las condiciones necesarias para albergar a esta especie (Carvajales 2013).

Por último, a nivel local, se puede mencionar otra experiencia en donde se buscó detectar zonas potencialmente invadidas por especies leñosas exóticas en el bosque nativo a través de datos LiDAR (Light detection and ranging), para una zona del país. Sin embargo, si bien se identificaron especies exóticas que se destacaban por su altura por encima del estrato promedio del dosel, estas no corresponden a las especies problemáticas para el país (Cottens y Manasliski 2018). Es necesario aún explorar más en el uso de herramientas como ésta a nivel local, ya que existen investigaciones como la de Singh et al. (2015), en donde se logró detectar y mapear con precisión la distribución la invasión de *L. sinense* en el sotobosque de una región de Carolina del Norte (EEUU), utilizando datos LiDAR (Singh, Davis y Meentemeyer 2015).

Algunas de las primeras investigaciones que abordaron la temática de invasiones arbóreas y en particular *L. lucidum* en la región, fueron los trabajos de Grau y Aragón (2000), Mazia et al. (2001) y Aragón y Groom (2003), en las cuales estudiaron principalmente las características de las especies invasoras en Argentina.

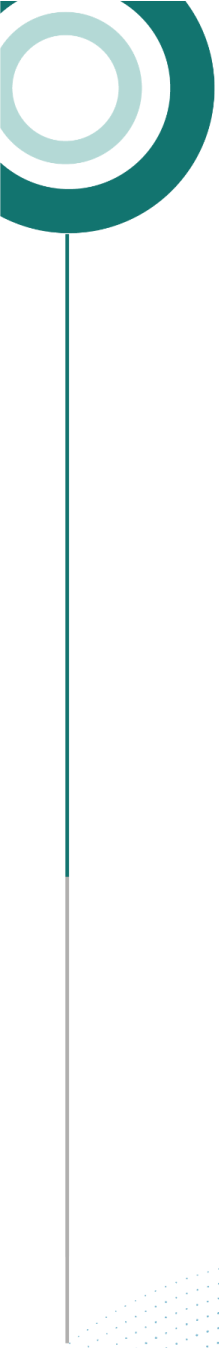
A nivel regional también se puede mencionar como antecedente el trabajo realizado en la Sierra de San Javier, provincia de Tucumán, en donde a partir de imágenes satelitales se observan diferencias en la fenología y productividad de los bosques invadidos por *L. lucidum*. Estos presentan valores de reflectancia que se refleja en valores mayores de NDVI (índice de vegetación de diferencia normalizada) que los bosques nativos cercanos (Casavecchia 2004). En otro estudio de esta misma zona, también se observó que las imágenes satelitales Landsat durante la primavera temprana (septiembre) discriminan mejor entre el bosque nativo y bosques dominados por *L. lucidum*, explicado sobre todo por las diferencias en la banda del infrarrojo cercano (Grau et al. 2008).

Por su parte, Hoyos et al. (2010) basados también en imágenes Landsat TM, mapearon áreas de bosque nativo invadido por *L. lucidum* en la zona de Sierras Chicas en la provincia de Córdoba, utilizando puntos de entrenamiento para la clasificación en base al índice NDVI. Basándose en que, en los bosques de la zona de estudio, las áreas dominadas por ligustro muestran mayores valores de NDVI y cambios en la fenología con respecto a los bosques nativos.

En otro trabajo realizado en las Yungas del Noreste argentino, también se observaron mayores valores de NDVI (8,5 %) en bosques de *L. lucidum* que en bosques nativos. En él concluyeron que el bosque de ligustro estaría consumiendo mayor cantidad de agua, debido probablemente a una actividad fenológica más prolongada respecto al bosque nativo, presentando mayor contraste en la estación de mayor déficit hídrico (Zamora et al. 2014).

Otro ejemplo de monitoreo de especies exóticas mediante teledetección es el trabajo de Gavier et al., del año 2012. En él se utilizaron seis imágenes Landsat para analizar la evolución de *L. lucidum* entre los años 1983 y 2006, para la provincia de Córdoba, Argentina. Se pudo llegar a clasificar esta especie con alta precisión y se encontró que, en el período estudiado, el área ocupada por ligustro aumentó 50 veces (Gavier et al. 2012).

El uso del análisis de composición espectral o Spectral Mixture Analysis (SMA), una técnica basada en el modelado espectral de imágenes como la combinación lineal de espectros puros (Adams et al. 1993), ha sido un gran avance para el mapeo de bosques degradados. Monteiro et al. (2003), comenzaron a utilizar estos modelos para la detección de talas selectivas, fuegos y aperturas de calle en los bosques del Amazonas en Brasil, a partir de imágenes Landsat (Monteiro, Souza y Barreto 2003). En el trabajo de Souza et al. (2003), se propuso integrar en una clasificación las fracciones espectrales de GV (vegetación verde), Soil (suelo) y NPV (vegetación no-fotosintética) para clasificar bosques degradados a causa de talas selectivas y fuegos (Souza



et al. 2003). Son muchos los trabajos que se hicieron con respecto a esta temática, pero cabe destacar el de Souza et al. (2005), donde propuso un nuevo índice espectral para mejorar la detección del dosel de bosque dañado por degradación, derivada de talas selectivas e incendios asociados. Éste índice es el Normalized Difference Fraction Index (NDFI), el cual sintetiza información de reflectancia para cada píxel, descompuesta en las fracciones mencionadas (Souza, Roberts y Cochrane 2005) y fue el índice utilizado en el presente trabajo.

En base a este índice, Bullock et al. (2018) utilizaron datos de series temporales de Landsat y el análisis de composición espectral mencionado (SMA) para detectar cambios en la cobertura forestal, tanto la deforestación como la degradación en Rondonia, Brasil (Bullock, Woodcock y Olofsson. 2018). Este método fue aplicado utilizando la herramienta Google Earth Engine® (Gorelick et al. 2017) y en base a esa investigación fue que se planteó basarse en sus algoritmos para lograr detectar degradación, pero en este caso por invasión de especies exóticas.

2. OBJETIVOS

El objetivo general del trabajo es identificar espacialmente la invasión de especies exóticas dentro del bosque nativo de Uruguay, a partir de información proveniente de técnicas de sensoramiento remoto, principalmente *Ligustum lucidum* y *Gleditsia triacanthos*. Se propone trabajar en la detección de estas especies debido a que son las dos especies exóticas arbóreas más extendidas y agresivas para los bosques nativos del país (Nebel y Porcile 2006), y que a su vez han sido categorizadas como especies de impacto significativo y priorizadas para el desarrollo de planes de acción por el Comité de Especies Exóticas Invasoras (Aber et al. 2012). Además, estas fueron las dos EEI observadas con más frecuencia en los puntos de muestreo del Inventario Forestal Nacional (IFN) (Proyecto REDD+ Uruguay 2020).

En particular, se propone como interrogante si es posible lograr una clasificación del bosque nativo de Uruguay en dos clases – invadido por EEI y no invadido por EEI – a partir de imágenes satelitales de media resolución. Para esto es necesario asumir una definición operativa sobre el grado de invasión que se presume detectar. Debido a la resolución de las imágenes es posible que se logre detectar sitios de bosque nativo altamente invadidos, es decir, con dosel dominado por una especie invasora. Por el contrario, será muy difícil que se logre detectar sitios con presencia de unos pocos individuos de EEI, por lo que el mapa resultante no correspondería a un mapa de presencia absoluta de EEI en el bosque nativo de Uruguay.

Para alcanzar el objetivo general se desean lograr los siguientes objetivos específicos:

- 1) Conocer el potencial del índice Normalized Difference Fraction Index (Souza, Roberts y Cochrane 2005) para detectar a nivel de dosel de forma confiable la degradación de los bosques del país a causa de especies invasoras, comparando a este con otros índices de vegetación empleados habitualmente en sensoramiento remoto (Normalized Difference Vegetation Index y Enhanced Vegetation Index).
- 2) Desarrollar una metodología válida de detección de EEI en los bosques nativos del país, como agente causal de degradación de dichos bosques y evaluar con cuánta precisión puede estimarse dicha clasificación mediante un análisis de exactitud temática. Dicha metodología deberá ser replicable en el tiempo para así poder observar la evolución de esta degradación, en un período de tiempo definido.
- 3) Lograr un primer avance cartográfico de la distribución de las EEI a nivel nacional, pudiendo cuantificar en términos de superficie, el área del bosque nativo que se encuentra degradado por presencia de EEI y analizar su comportamiento en el territorio, vinculándolo con posibles factores causales.

La importancia de este trabajo radica en la utilidad que se le puede dar a la información generada para el monitoreo de dichas especies. Cuantificar esta invasión y obtener un resultado espacialmente explícito a nivel nacional es una herramienta clave para identificar y priorizar áreas para el control de estas especies y a su vez, tratar de relacionar su evolución y distribución a posibles causas que ocasionaron estas invasiones biológicas. Un mejor conocimiento de estas causas podría ser fundamental para saber qué bosques o sitios presentan un mayor riesgo de ser invadidos por especies exóticas. De esta manera y mediante un manejo apropiado, se podría actuar más eficientemente en el control y eventual erradicación de estas especies, evitando la contaminación de los bosques más prístinos y apuntando a una mejor conservación de la biodiversidad de los bosques. Por eso, es importante generar información que permita evaluar la condición del bosque y transmitirla al público en general, como a los tomadores de decisiones, usuarios de bosque, propietarios rurales, comunidad científica, etc.

Los enfoques prácticos para la detección y evaluación de especies invasoras deben ser rápidos, de bajo costo, eficientes y a medida de las características de las especies objetivo (Mehta et al. 2007). Es por eso que los métodos y resultados presentados a continuación tratarán de demostrar la potencialidad del sensoramiento remoto como herramienta para entender la dinámica espacial del proceso de degradación de los bosques del país, a causa de invasiones de especies leñosas. Para eso se presentará en detalle la metodología con la cual se realizó el procesamiento de las imágenes satelitales de media resolución y libre acceso, para lograr una clasificación del bosque nativo en dos clases según la presencia o no de las EEI priorizadas.

3. ÁREA DE ESTUDIO

El presente trabajo se ha realizado en la República Oriental del Uruguay en toda su extensión. Uruguay está ubicado entre los paralelos 30° y 35° de latitud Sur y los meridianos 53° y 58° de longitud Oeste. El territorio terrestre posee una superficie de 176.196 km². De acuerdo con la clasificación climática de Köppen, el clima es de tipo subtropical húmedo, templado, moderado, lluvioso, con precipitaciones todo el año y temperatura del mes más cálido superior a 22° C. Las temperaturas medias para todo el país son de 17.5°C y tienen una orientación general de Suroeste a Noreste, con una isoterma media máxima de 19.0°C sobre Artigas y una media mínima de 16.0°C sobre la costa atlántica en Rocha (Instituto Uruguayo de Meteorología n.d.). Los valores medios de precipitación acumulada anual se sitúan entre 1200 y 1600 mm, con un gradiente incremental de suroeste a noreste (INIA 2011).

Uruguay está ubicado en una zona biogeográfica de transición entre áreas climáticas diferentes denominada Provincia Pampeana (Cabrera y Willink 1973), la cual se extiende hacia el oeste en la provincia argentina de Entre Ríos, y hacia el este en el estado de Río Grande del Sur, en Brasil. Esta región se caracteriza por una matriz de praderas subtropicales fuertemente modificada por actividades agro-forestales y en mayor extensión territorial por actividades ganaderas. En términos generales los principales ecosistemas del país se pueden clasificar en: praderas, bosques, humedales, ecosistemas costeros y ecosistemas marinos (Cracco et al. 2007).

El bosque nativo es una “asociación heterogénea y disetánea de árboles y arbustos, que se desarrollan sin la intervención humana. Su composición florística es variable, tanto a nivel nacional como dentro de un mismo monte, debido a factores climáticos, edáficos, hídricos, etc.” (Carrere 1990). La flora leñosa posee fuertes influencias de las provincias vecinas, especialmente de las floras de origen subtropical Paranaense y Chaqueña (Chebataroff 1942; Grela 2004; Haretche, Mai y Brazeiro 2012). Las especies que componen la flora arbórea y arbustiva del Uruguay no presentan una distribución geográfica uniforme, sino que pueden definirse tres grandes regiones dendroflorísticas: Oriental, con influencia Paranaense; Occidental, con doble influencia, Paranaense a nivel del bosque fluvial del río Uruguay y Chaqueña sobre los bosques



parque del litoral; y una franja central, dominada por especies arbustivas de origen Pampeano (Grela 2004; Haretche, Mai y Brazeiro 2012). Dada la localización geográfica del Uruguay, muchas especies leñosas presentan en el territorio uruguayo extremos o límites de sus áreas naturales de distribución: austral, para las subtropicales y oriental, para las chaqueñas (Brussa y Grela, 2007).

En base a las características fisiográficas de los ambientes y en algunos casos a la especie predominante, la clasificación de tipos de bosque nativo en Uruguay más utilizada en la bibliografía nacional (e.g. Carrere 2010; Escudero 2004; Brussa y Grela 2007; Geymonat y Lombardi 2018), es la siguiente: bosque de galería o ribereño o fluvial, bosque serrano, bosque de quebrada, bosque de parque, palmar, bosque psamófilo y bosque de pantano. Los bosques nativos son importantes productores de servicios ecosistémicos, entre los cuales se pueden mencionar la regulación y provisión de agua en calidad y cantidad, secuestro de carbono, conservación de suelos, conservación de la biodiversidad y oportunidades para el turismo o recreación (Aber et al. 2015).

Si bien se estima que el bosque nativo de Uruguay ha experimentado una reducción en cuanto a superficie entre las décadas de 1930 y 1980, en los primeros años del siglo XXI algunos autores señalan que existe una recuperación de esta superficie (Escudero 2004; Gautreau 2006). Sin embargo, coincidentemente con este aumento de superficie en los últimos años, se puede apreciar en algunos bosques del país un importante proceso de degradación asociado a invasiones biológicas (Escudero, 2004). Es particularmente en los bosques ribereños de la zona Sur y litoral del país, donde el grado de avance de especies exóticas invasoras es mayor (Carrere 1994; Brussa y Grela, 2007).

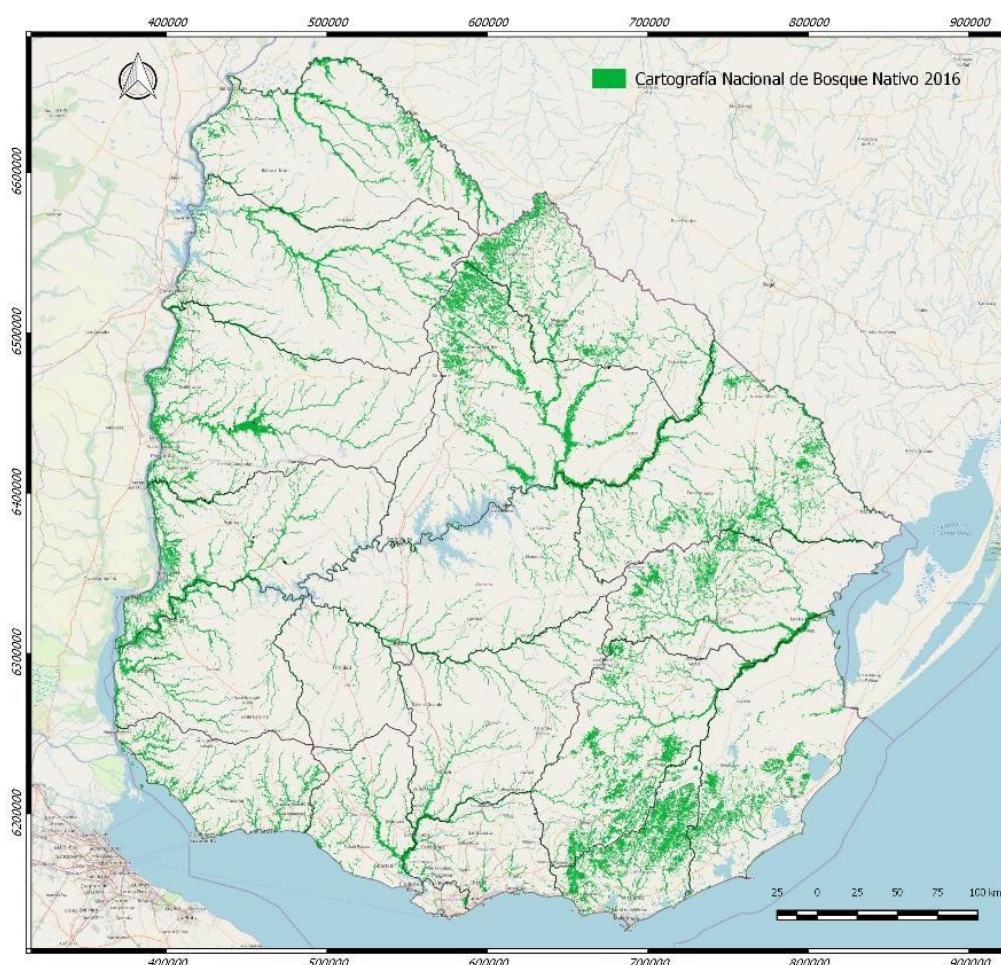
4. MATERIALES Y MÉTODOS

En el siguiente apartado se pasará a detallar la metodología desarrollada para la producción del material cartográfico correspondiente a la distribución de las especies invasoras mencionadas, describiendo cuando corresponde, algunos de los datos espaciales y algoritmos que fueron utilizados para esto.

4.1. Información espacial utilizada

En el marco del Proyecto REDD+ Uruguay, fue elaborada una nueva Cartografía Nacional de Bosque Nativo 2018 (Proyecto REDD+ Uruguay 2018). La misma fue realizada mediante una clasificación supervisada de imágenes satelitales multiespectrales para el año 2016 de la misión Sentinel-2, provenientes de la Agencia Espacial Europea (ESA), con una resolución espacial de 10 metros. Esta cartografía cuantificó una superficie total de 835.349 hectáreas de bosque nativo, representando casi un 4,8% de la superficie total del país. En el siguiente mapa se presenta dicha cartografía, la cual se utilizó para el presente trabajo como línea de base, con la finalidad de enmascarar las zonas sin cobertura de bosque nativo.

Mapa 1. Cartografía de bosque nativo para el año 2016.

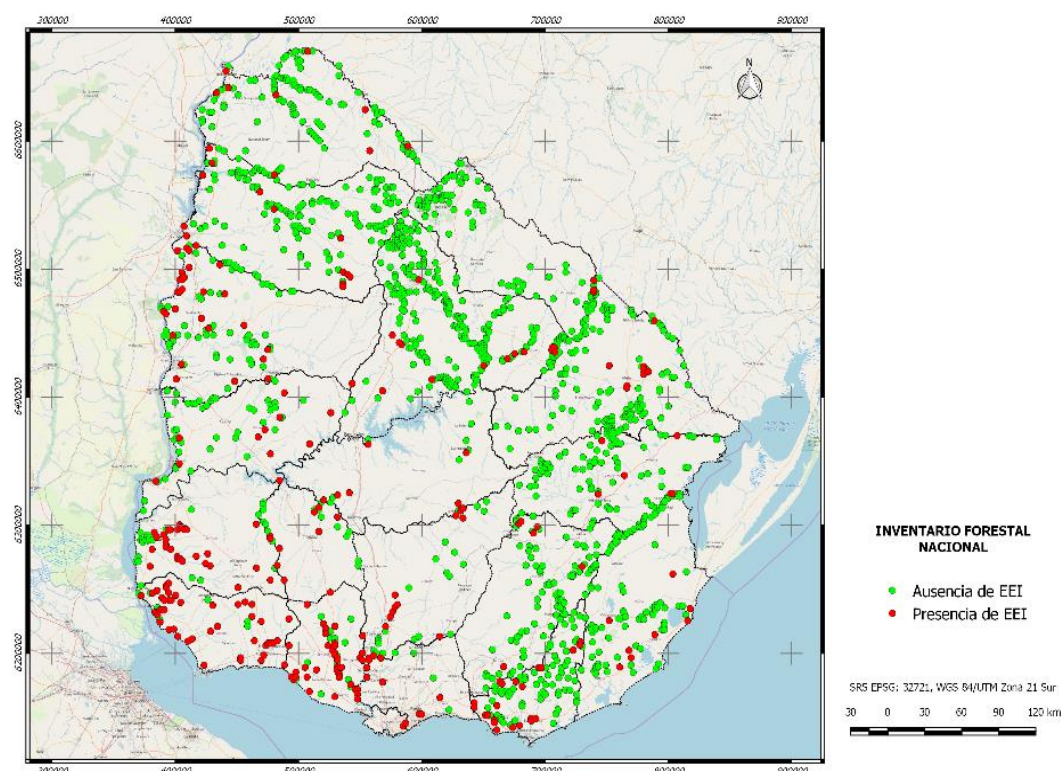


Fuente: Proyecto REDD+ Uruguay, 2018.

Por su parte en la actualización de la Cartografía Nacional Forestal del Uruguay realizada en el 2018 por parte de la Dirección General Forestal (DGF), utilizando el mismo sensor satelital, se obtuvo que los bosques plantados (plantaciones industriales, cortinas de abrigo y sombra y mezclas de especies) ocupan 1.000.190 hectáreas efectivas, lo que representa aproximadamente el 5,7% de la superficie del territorio nacional (MGAP-DGF 2018). Esta información cartográfica se utilizó en este trabajo a la hora de editar visualmente el mapa final, para eliminar errores de confusión del algoritmo con bosques plantados.

En otro trabajo de REDD+ Uruguay, se analizaron las parcelas de muestreo del Inventario Forestal Nacional (IFN), facilitadas por la División Evaluación e Información de la DGF, donde se observó la distribución geográfica de las parcelas de bosque nativo y las que presentan EEI leñosas dentro o en el entorno de la parcela. Tomando la totalidad de los puntos de muestreo de bosque nativo relevados en el IFN durante las tres etapas (1.490), se registraron 283 parcelas con presencia de al menos una especie exótica identificadas en la parcela o en su entorno, representando un porcentaje de 18,99 %. La ubicación de estas parcelas se visualiza en el Mapa 2. A su vez, se registraron 199 parcelas en las cuales se constató la presencia de algún individuo de *Ligustrum sp.* y/o *Gleditsia triacanthos*, correspondiendo a un 13,35% del total de parcelas de muestreo del inventario.

Mapa 2. Distribución geográfica de las parcelas de bosque nativo del IFN con presencia de EEI.



Fuente: Proyecto REDD+ Uruguay, 2020.

Esta información del IFN se utilizó a la hora de evaluar la exactitud global del mapa de exóticas invasoras luego de la edición final. Para esto, solo se utilizaron los datos de parcelas donde la severidad de la invasión de las especies trabajadas en este trabajo era Moderada, Seria o Extrema, junto con las parcelas sin presencia de EEI para calcular el error de omisión. Más adelante se explicará con más detalle la metodología utilizada para estas evaluaciones.

Cabe destacar que en dicho inventario se empleó una metodología diferente para determinar la invasión por EEI, para distintas etapas del inventario. Esta diferencia estuvo en las mediciones dentro de la parcela, sin embargo, en las tres etapas la presencia y ausencia en el entorno fue medido de la misma forma. Esta diferencia de criterios fue unificada a la modalidad de la última etapa donde se determinó la severidad de la invasión según los criterios de UICN-CMP (MGAP-DGF 2019). Ver anexo Calificación de la Severidad de la amenaza en el IFN.

A su vez, para la estimación de exactitud del mapa luego de su edición final, también se utilizaron registros georreferenciados de presencia de EEI provenientes de la Base de Datos de Invasiones Biológicas para Uruguay (Brugnoli, Masciadri, y Muníz 2009). De estos registros, se tomaron los datos para las especies en cuestión que coinciden espacialmente con la cartografía de bosque nativo utilizada para cortar los mapas de EEI, debido a que, si el registro estaba por fuera de la cartografía, el mapa de EEI no podrá captar dicha presencia, según esta metodología.

Otros datos espaciales que se utilizaron para esta investigación fueron: mapa de eco-regiones de Uruguay (Brazeiro et al. 2015), límites oficiales de ROU (Servicio Geográfico Militar 2019), límites departamentales (Servicio Geográfico Militar 2019) y mapa de Cuencas hidrográficas Nivel 1 (MVOTMA-DINAMA).

4.2. Imágenes satelitales Landsat

El programa Landsat es el programa civil de adquisición de datos mediante teledetección más antiguo y continuado en el tiempo. Se trata de una serie de satélites puestos en órbita por el programa Earth Resources Technological Satellite (ERTS), desarrollado por la NASA, actualmente administrado por el Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS) que ha lanzado hasta la fecha un total de ocho satélites entre 1972 y 2013. Por ello, el volumen de datos recogido es enorme y esto lo convierte en una de las fuentes de datos más ricas de las existentes en la actualidad (Chuvienco 1995; USGS n.d.).

La mayor parte de la investigación basada en sensoramiento remoto, con respecto al mapeo de áreas deforestadas en la región, ha utilizado imágenes Landsat, que son actualmente los datos más viables, dada su regularidad y que son de libre acceso (Souza et al. 2013). La misión Landsat puede ser un componente clave para las metodologías de MRV del mecanismo REDD+, ya que provee datos de sensoramiento remoto a largo plazo y de media resolución. Estos datos pueden ser usados para generar los llamados datos de actividad, como la cuantificación del área forestal experimentando un proceso de cambio (Townshend y Justice 1988; Skole y Tucker 1993; Gutman et al. 2008).

Para el presente trabajo se utilizaron datos de las colecciones de los satélites Landsat 5, 7 y 8, con sensores multispectrales (TM, ETM+ y OLI), adquiriendo imágenes con un tamaño de píxel de 30 metros, los cuales tienen un tiempo de revisita de entre 15 y 16 días con un tamaño de escena de aproximadamente 170 km x 185 km.

Para cada uno de los diferentes sensores de Landsat se optó por utilizar imágenes del Tier 1 (L1T), dado que en estas colecciones el USGS presenta datos intercalibrados que ya cumplen con los requisitos de calidad geométrica y radiométrica, por lo que no se requieren rectificaciones adicionales. Estos productos contienen a su vez una corrección topográfica por el desplazamiento del terreno debido al relieve. Para cada colección de datos Tier 1, el USGS también proporciona una colección TOA que contiene la reflectancia al tope de la atmósfera, por lo que no requiere efectuar corrección atmosférica adicional a las imágenes. Además, la georegistración de las escenas de Tier 1 es consistente y dentro de las tolerancias prescritas (error cuadrático medio ≤ 12 metros). La única corrección efectuada fue el enmascaramiento de los píxeles nubosos de las imágenes, tanto con nubes como con sombras de nubes, utilizando el algoritmo CFMask (Foga et al. 2017) del USGS en la plataforma Google Earth Engine®.

4.3. Cálculo de índices de vegetación

Desde que se comenzó a observar la superficie terrestre mediante las primeras imágenes satelitales, se ha tratado de estudiar el estado y dinámica de la vegetación a través de índices de vegetación. Un índice de vegetación es un valor obtenido de los datos de sensoramiento remoto, a través de cálculos de bandas espectrales y es utilizado en general para cuantificar la cubierta vegetal (Jackson y Huete 1991). En la actualidad se han desarrollado muchos índices de vegetación, basados en la combinación de dos o más bandas del espectro electromagnético.

Quizás el índice de vegetación más utilizado en aplicaciones agronómicas es el NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) creado por Rouse et al. (1974). Este índice es un indicador de comprobada eficacia para realzar la señal de la vegetación frente a otras cubiertas. Reconocido como el mejor índice vegetacional, se utiliza como indicador numérico de verdor y sanidad vegetal, ya que indica la cantidad de clorofila y la fracción de cobertura verde de la vegetación (Ihuoma y Madramootoo 2017) y como se detalló anteriormente, fue empleado en varias investigaciones para detectar la presencia de EEI en bosque nativo, en especial *L. lucidum*.

El NDVI se basa en la diferencia entre la máxima absorción de radiación en el espectro del rojo, a causa de la clorofila y la máxima reflectancia en el infrarrojo cercano, debido a la estructura celular de la hoja. Esta diferencia espectral es alta cuando existe alta cobertura vegetal y baja en condiciones de suelo desnudo, el cual no muestra una diferencia espectral tan marcada.

Se calcula como:

$$NDVI = \frac{R_{NIR} - R_{RED}}{R_{NIR} + R_{RED}}$$

siendo R_{NIR} la reflectancia del infrarrojo cercano y R_{RED} es la reflectancia del rojo. El rango de variación del NDVI queda comprendido entre -1 y 1.

Otro índice de vegetación ampliamente utilizado para monitorear el funcionamiento de diversos ecosistemas es el Enhanced Vegetation Index (EVI) o índice de vegetación mejorado. Al igual que el NDVI, está directamente relacionado con la fracción de radiación fotosintéticamente activa interceptada por la vegetación (Huete et al. 2002), pero fue optimizado para reducir la influencia de la atmósfera en la respuesta mediante la incorporación de la banda azul. Estas mejoras permiten el cálculo del índice como una relación entre los valores de las bandas roja e infrarrojo cercano, reduciendo el ruido de fondo, el ruido atmosférico y la saturación en la mayoría de los casos.

$$EVI = G * \frac{R_{NIR} - R_{RED}}{(R_{NIR} + C_1 * R_{RED} - C_2 * R_{BLUE} + L)}$$

siendo R_{NIR} la reflectancia del infrarrojo cercano, R_{RED} la del rojo, R_{BLUE} la del azul, "G" es un factor de ganancia, un valor de corrección "L" para ajustar el fondo del dosel y los valores "C" como coeficientes de resistencia atmosférica.

Por otro lado, el presente trabajo fue realizado en base al análisis espectral, para una serie temporal de imágenes satelitales de la misión Landsat, utilizando el cálculo del índice Normalized Difference Fraction Index ó NDFI (Souza, Roberts y Cochrane 2005) para su clasificación. El NDFI es un índice sensible a la cobertura del dosel y se ha aplicado satisfactoriamente en el monitoreo de la deforestación y degradación forestal en la selva amazónica (Schultz et al. 2016).

$$NDFI = \frac{GV_{Sombra} - (NPV + Suelo)}{GV_{Sombra} + (NPV + Suelo)}$$

$$GV_{Sombra} = \frac{GV}{100 - Sombra}$$

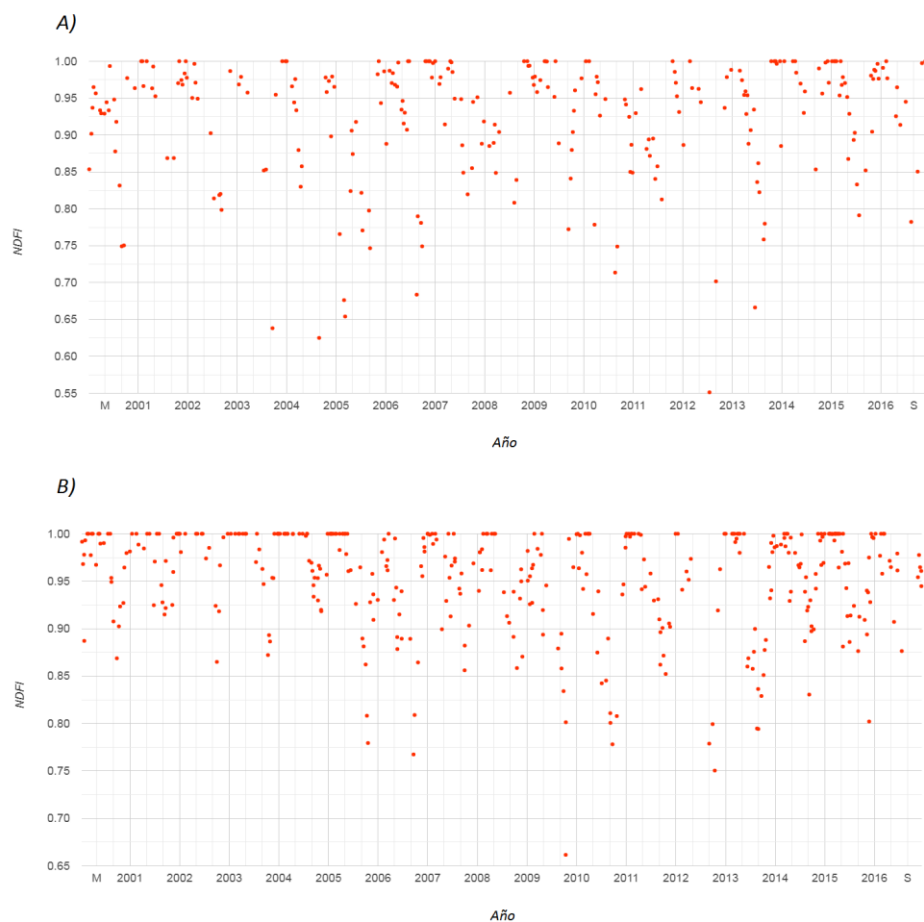
Para calcular este índice se aplica un análisis de composición espectral (SMA) a la información de reflectancia del satélite Landsat, para descomponer cada píxel en las fracciones sub-píxel: GV (vegetación verde), Soil (suelo), Shade (sombra) y NPV (vegetación no-fotosintética) (Adams et al. 1993). Muchas plataformas de imágenes multiespectrales de baja y media resolución hacen que cada píxel sea una mezcla de varios materiales. El SMA descompone la mezcla espectral, comúnmente encontrada en la reflectancia del píxel de la imagen, en fracciones de materiales más puros, denominadas firmas espectrales (Roberts, Smith y Adams 1993).

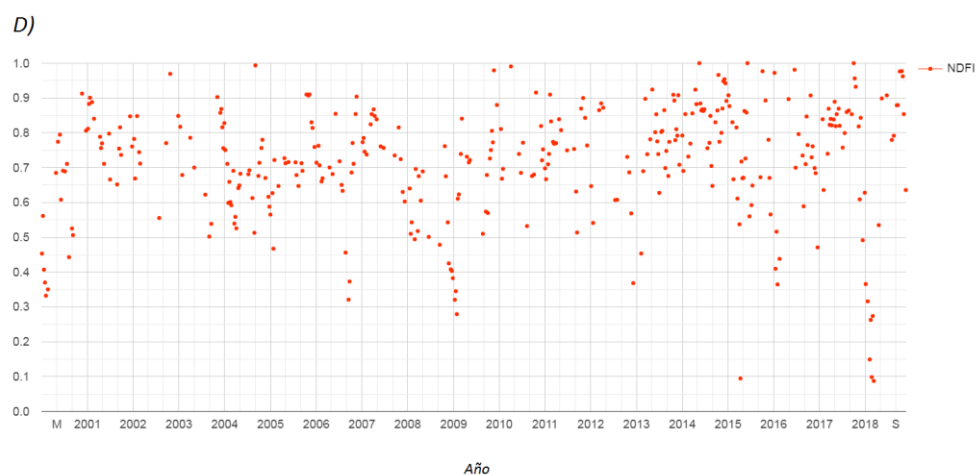
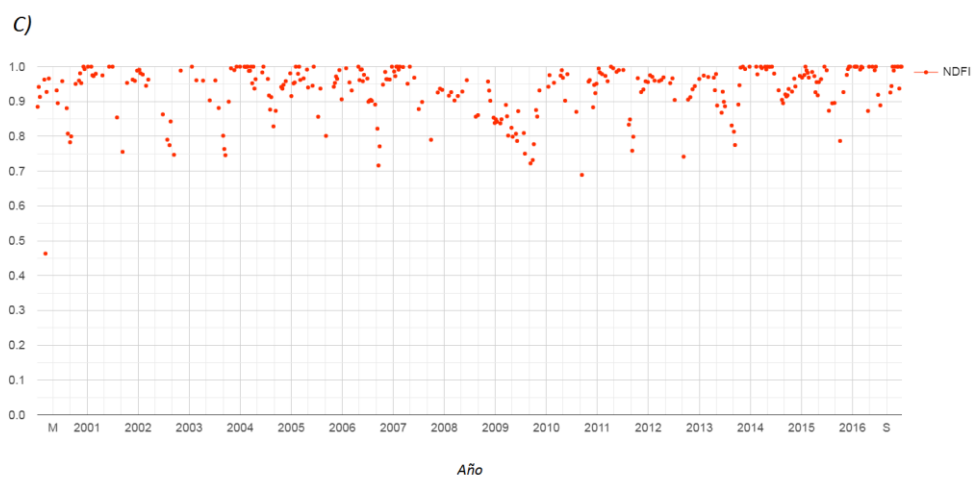
Los valores del NDFI van del -1 al 1, siendo teóricamente mayor en bosques sin perturbaciones y con alta cobertura del dosel, dado por una combinación de alta fracción GV y bajas fracciones de Suelo, Sombra y NPV. Este índice tiene el potencial de detectar la degradación forestal causada por cortas selectivas y fuegos, con la ventaja de combinar toda la información relevante en una sola banda sintética (Cochrane 1998; Souza, Roberts y Cochrane 2005).

Muchas veces las especies invasoras representan diferencias ópticas en el paisaje (Ustin y Gamon 2010) y por lo tanto, a menudo pueden ser discriminadas de las especies nativas (Amaral et al 2015). A continuación, se presentan gráficas donde se muestra la evolución del índice mencionado (NDFI) a lo largo de 18 años (2000-2017), de puntos donde se estima que el bosque nativo se encuentra “puro” y sin presencia de especies exóticas. Esto en base a parcelas de muestreo del IFN que fueron medidas en el lugar y que además no se observan especies exóticas en el dosel en imágenes de alta resolución.

En las siguientes gráficas (Gráfico 1) se puede observar cierto comportamiento estacional del NDFI en el bosque nativo, dado probablemente a la pérdida de hojas del bosque durante el período otoño-invierno y tomando valores más altos en general durante el período primavera-verano. Los bosques en Uruguay se pueden clasificar como bosques semi-caducos estacionales, caracterizados por una senescencia de 30-60% de la biomasa foliar durante el otoño-invierno (Oliveira-Filho et al. 2013).

Gráfico 1. Índice NDFI en función del tiempo para sitios de bosque nativo. A) bosque fluvial sobre Arroyo Ceibal, Rivera; B) bosque serrano Aiguá, Maldonado; C) bosque fluvial sobre Arroyo Las Cañas, Salto; D) bosque de parque abierto Río Uruguay, Paysandú.

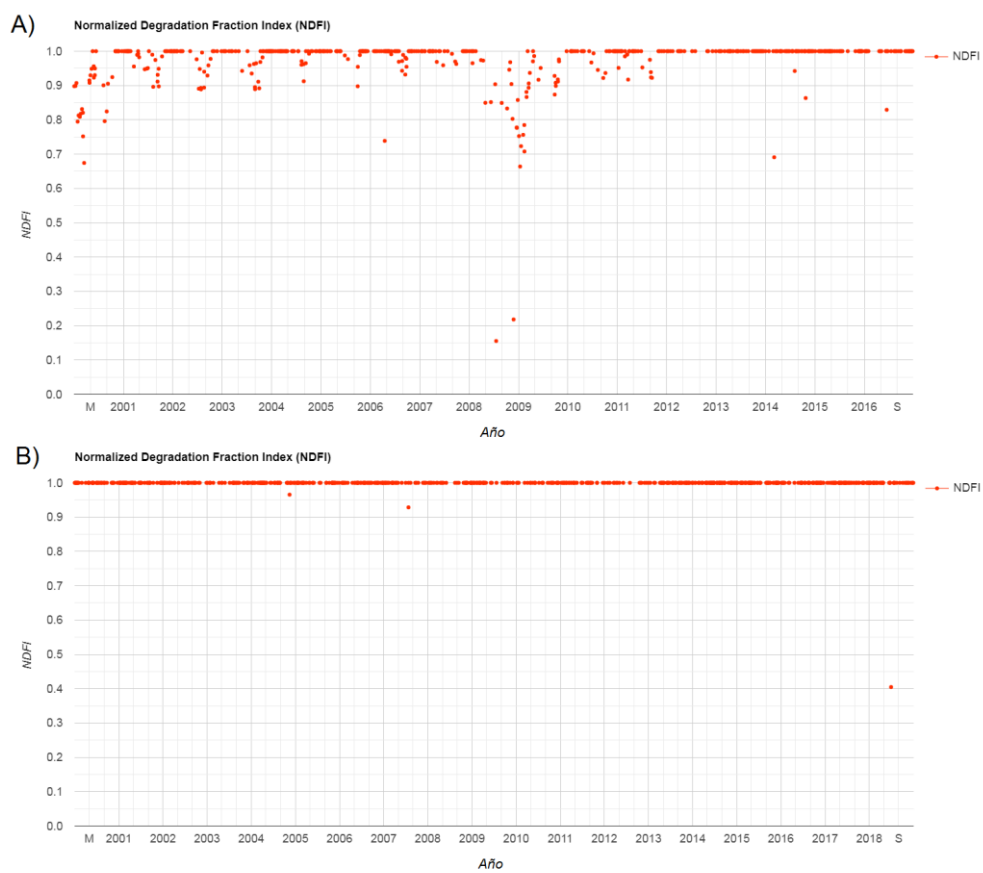
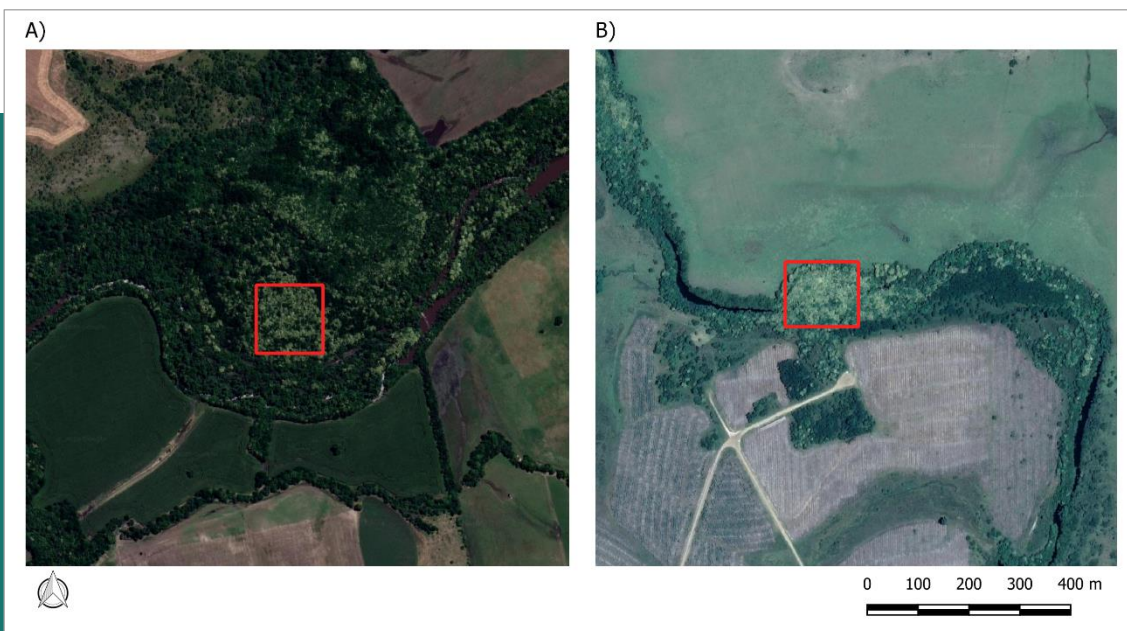




Fuente: Elaboración propia (Proyecto REDD+ Uruguay).

Para ver cómo se comportaba este índice para sitios dominados por *L. lucidum*, se identificaron a través de imágenes de alta resolución, zonas con gran invasión de esta especie, donde en muchos casos se puede diferenciar visualmente, si se cuenta con imágenes durante la época de floración. A continuación se presentan a modo de ejemplo (Fig. 1), imágenes de dos sitios con certeza de campo que se encuentran altamente invadidos por *L. lucidum*, junto con su correspondiente gráfica de NDFI para un pixel del sitio. Graficando el índice NDFI para estos puntos, se observó también que este era muy cercano o igual a 1 durante todo el año, salvo eventos puntuales.

Figura 1. Índice NDFI en función del tiempo para dos sitios invadidos por *L. lucidum*: A) bosque invadido - Cerros de San Juan, Colonia; B) bosque invadido - Paso de los Mellizos, Río Negro. Imagen satelital de Google Earth¹.



Fuente: Elaboración propia (Proyecto REDD+ Uruguay).

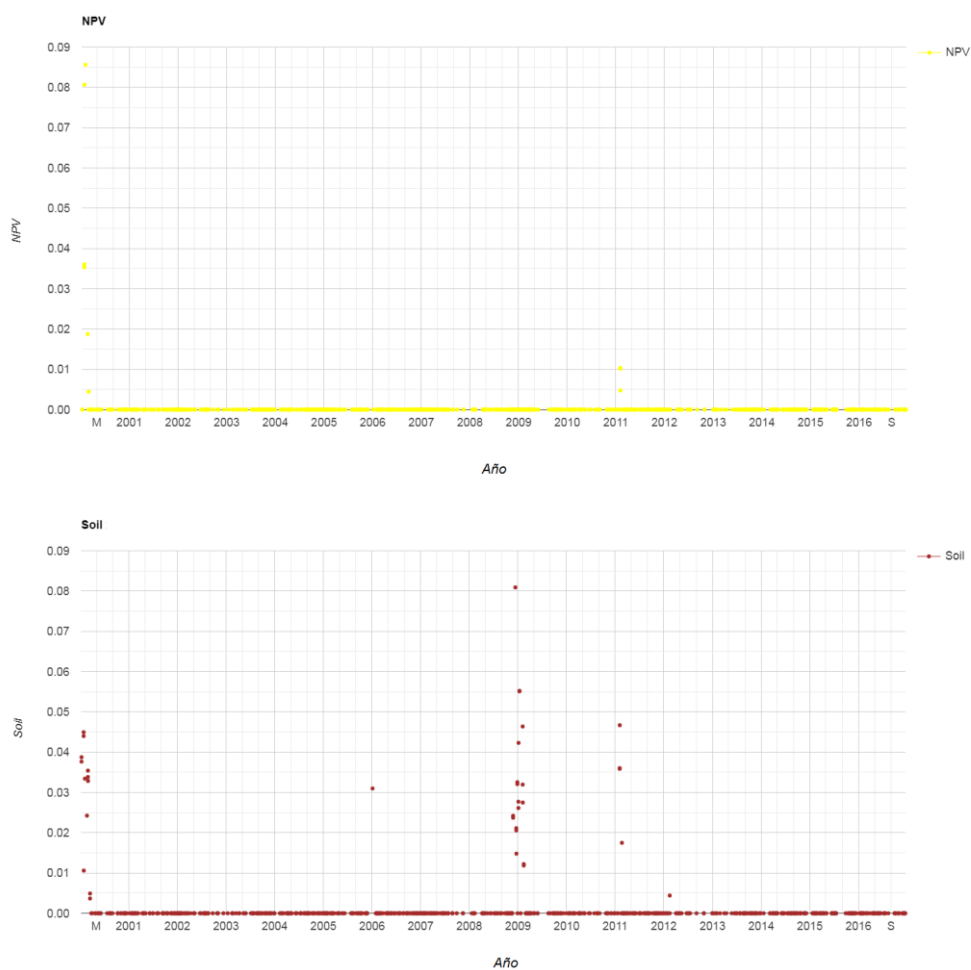
¹ Google Earth. <https://earth.google.com/web/>

Como se puede ver en las siguientes gráficas (Gráfico 2), esto está dado por las fracciones de la firma espectral correspondientes al Suelo y a la Vegetación No-fotosintética, que permanecen cercanas a 0 durante todo el año, producto de un dosel totalmente cubierto. Con respecto a las otras dos fracciones, estas fluctúan con cierta estacionalidad, siendo la fracción de Sombra mayor en invierno y menor en verano. Lo opuesto ocurre con la fracción de Vegetación Verde, presentando en general máximos en verano y mínimos en invierno. Esto se puede observar en las siguientes gráficas de las fracciones para el mismo píxel de bosque altamente invadido y coincide con lo observado por Souza et al. (2005) para bosques tropicales intactos.

Gráfica 2. Fracciones del NDFI producto del SMA en función del tiempo, para un sitio de bosque nativo invadido en Arroyo Pintado, Florida.



Fuente: Elaboración propia (Proyecto REDD+ Uruguay).

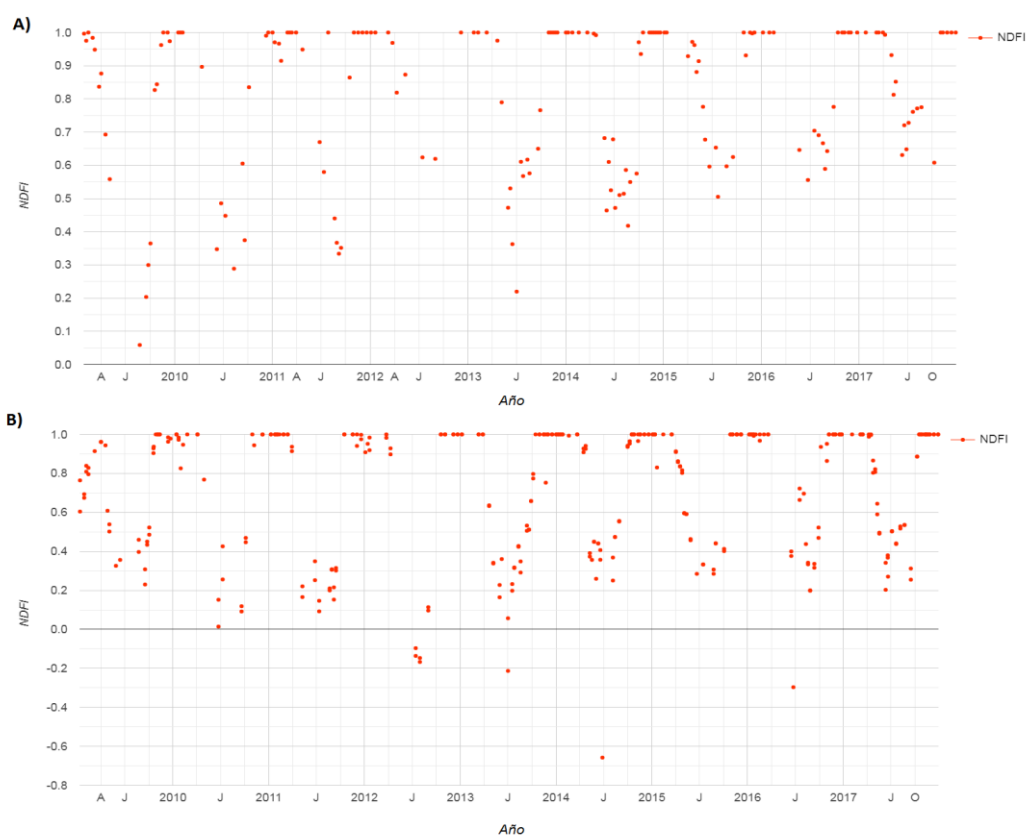


Fuente: Elaboración propia (Proyecto REDD+ Uruguay).

Similar comportamiento del NDFI se pudo observar en los datos provenientes de plantaciones comerciales adultas de especies exóticas. Por tal motivo es que se optó por realizar el mapeo de exóticas invasoras cortando por la cartografía de bosque nativo, para intentar eliminar estos falsos positivos (o errores de comisión) productos de la confusión con plantaciones comerciales.

Esto mismo ocurre en cierta medida para zonas severamente invadidas por *G. triacanthos*, pero en este caso con una notoria estacionalidad, típica de la especie, donde se pueden observar valores de NDFI cercanos a 1 durante el período de primavera-verano, cuando la planta presenta mayor cobertura foliar. Asimismo, fue necesario filtrar de la colección de imágenes satelitales disponibles, aquellas adquiridas en una fecha tal que esta especie presente alta cobertura foliar y, por ende, alto NDFI. Es por esto que se optó por utilizar imágenes dentro del rango de fechas del 1 de diciembre al 1 de marzo, ya que como se observa en las siguientes gráficas (Gráfico 3), los bosques severamente invadidos por *G. triacanthos*, presentan NDFI máximo durante ese período.

Gráfico 3. Índice NDFI en función del tiempo para dos sitios invadidos por *G. triacanthos*, Paraje Víboras y Vacas, Colonia (A y B).

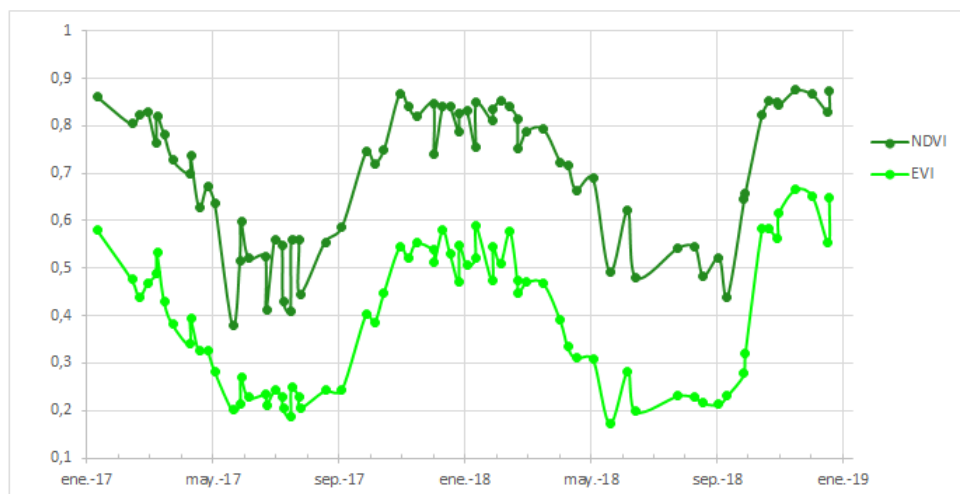


Fuente: Elaboración propia (Proyecto REDD+ Uruguay).

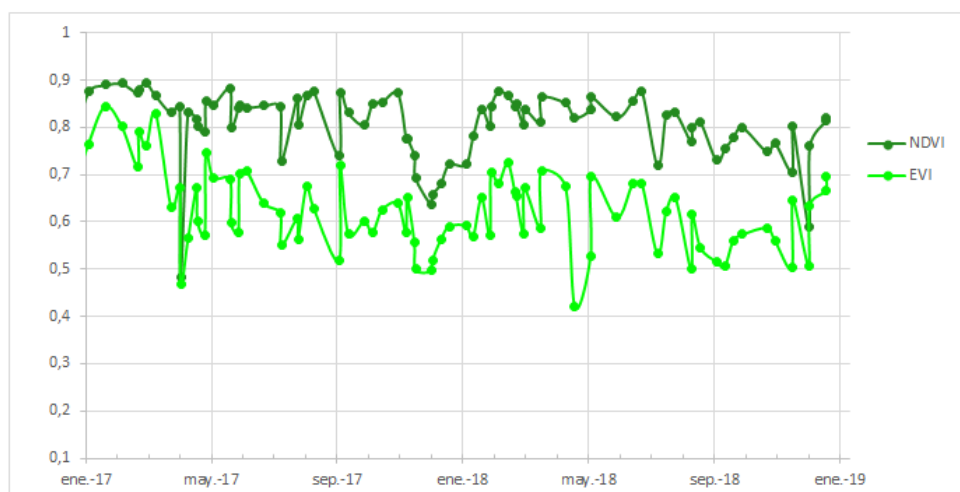
Esto indica la posible capacidad del índice NDFI para captar las diferencias en cuanto a comportamiento espectral entre el bosque invadido y no invadido, siendo a priori más efectivo que el índice NDVI comúnmente utilizado en varias investigaciones de esta temática. Si bien el NDVI es en general algo mayor (valores entre 0.7 y 0.9) en áreas invadidas por especies exóticas con respecto al bosque nativo sin presencia de invasión (entre 0.5 y 0.8), esto no se da en todos los casos y a su vez este índice fluctúa a lo largo del año, lo que lo hace más difícil a la hora de clasificar. Esto último se puede observar en las siguientes gráficas (Gráfico 4) donde se muestra el comportamiento de los índices NDVI y EVI para un sitio invadido y otro sin invasión, a lo largo de un período de dos años (2017-2018).

Gráfico 4. Índices NDVI y EVI en función del tiempo para: a) sitio sin presencia de EEI (Río Queguay) y b) sitio con alta presencia de EEI (cerca de la localidad de Conchillas).

a) Bosque sin presencia de EEI



b) Bosque con alta presencia de EEI



Fuente: Elaboración propia (Proyecto REDD+ Uruguay).

Todo esto se puede relacionar en cierta medida a lo observado en otras investigaciones que trabajaron en base al NDVI, ya que el patrón estacional de verdor medido a través del NDVI para bosques nativos, difiere de las plantaciones forestales, presentando un pico máximo en verano (Vassallo et al. 2013). A su vez se comprobó que el dosel de *L. lucidum*, siendo perenne y cerrado, resulta en una mayor absorción del espectro visible y mayor reflectancia del espectro infrarrojo cercano y por lo tanto presenta alto NDVI (Zamora et al. 2014).

Con el objetivo de comprobar si el NDFI es eficiente a la hora de diferenciar el bosque nativo con y sin invasión, se propuso compararlo con otros de los índices de vegetación más utilizados. Para esto se procedió a obtener el valor de los índices (NDFI, NDVI y EVI) para una muestra de 700 puntos de campo (bosque invadido y sin invasoras), siempre comparando imágenes Landsat de la misma época (enero 2018 – marzo 2018). Para tener una medida del poder explicativo de cada índice en relación a los píxeles clasificados como EEI se selecciona una muestra de píxeles estratificada por la presencia de EEI, y se estiman cuatro modelos de regresión logística en el que se consideran todos los índices en conjunto y luego de forma individual, para así evaluar el impacto de cada índice sobre la clasificación (ver sección 5.1: Evaluación de índices de vegetación).

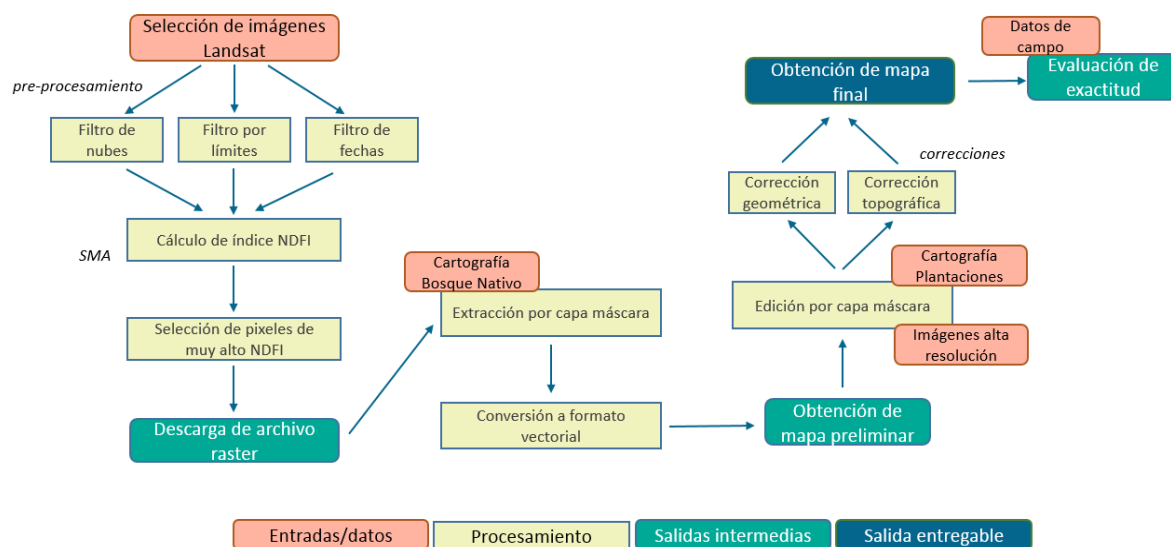
4.4. Proceso de generación del mapa

Luego de observar el comportamiento del índice NDFI para sitios en los que se tenía certeza de campo que se encontraban severamente invadidos y evaluado su buen desempeño con respecto a los otros índices (sección 5.1.), se dispuso a trabajar con la herramienta Google Earth Engine® (Gorelick et al. 2017) para lograr captar zonas con alto NDFI a nivel del bosque nativo de todo el país, utilizando como base un script desarrollado por Bullock et al. (2018). Este código fue diseñado para trabajar con escenas de Landsat con el objetivo de detectar disturbios en áreas de bosque. Para la generación de los mapas se tomaron en cuenta ciertas consideraciones:

- Se filtraron las imágenes Landsat por fecha, utilizando imágenes entre el 1 de diciembre y el 1 de marzo. De esta forma se pretende captar, además de *L. lucidum*, las zonas dominadas por *G. triacanthos* u otras especies exóticas caducifolias, en el período de máxima cobertura foliar, cuando el índice observado en las gráficas alcanza valores máximos.
- El cálculo del índice NDFI se realizó sobre un “stack” de imágenes Landsat de cinco años (2013-2018) para las fechas mencionadas, para descartar la ocurrencia de evento extremos como puede ser una inundación, en donde el NDFI puede disminuir más de lo habitual. Para esto se calculó la mediana de cada píxel para cada una de las fracciones ('GV', 'Shade', 'NPV', 'Soil'), durante las fechas seleccionadas. Con estos valores se calculó el promedio del NDFI para cada año y luego se halló un promedio para el período de cinco años.
- Se optó por mapear los píxeles con un promedio del cálculo anterior mayor a 0.99, dentro de los límites de Uruguay. Este umbral fue definido empíricamente analizando gráficas de dicho índice para sitios georreferenciados con certeza de campo que presentan una invasión muy severa de EEI.
- Se procedió a descargar un archivo en formato raster con estos píxeles mapeados, para procesarlo en un software de sistemas de información geográfica.

En el siguiente diagrama (Fig. 3) se presenta de forma esquemática cómo fue realizado el proceso de mapeo.

Figura 2. Diagrama del proceso de generación del mapa de distribución espacial de EEI.



Fuente: Elaboración propia (Proyecto REDD+ Uruguay).



Utilizando la herramienta QGIS² se procedió a cortar la capa generada en Google Earth Engine³, por los límites de la cartografía de bosque nativo elaborada por REDD+ Uruguay (con imágenes 2016-2017). De esta forma se descartan los falsos positivos generados por las plantaciones comerciales, que como fue mencionado, se comportan de forma similar con respecto al índice NDFI que las EEI estudiadas. De todas formas, puede seguir existiendo algunas confusiones puntuales, producto de ciertas plantaciones exóticas mapeadas por error en la cartografía de bosque nativo (falsos positivos). En el otro sentido, también puede ocurrir que se omitan zonas de bosque invadidas producto de que no fueron mapeadas en la cartografía, siendo parte del error de omisión (o falsos negativos) de dicho mapa, por lo tanto, hay que considerar que utilizar la cartografía de bosque nativo para enmascarar conlleva ciertos errores provenientes de esta.

Otro punto a destacar es que dicha cartografía de bosque nativo utilizada para enmascarar los resultados, fue realizada con imágenes satelitales de la colección Sentinel-2, con una resolución espacial de 10 metros. Si bien presenta distinta resolución espacial que las escenas de Landsat, se optó por utilizar esta fuente cartográfica dada que es la de mayor precisión capturando el bosque nativo del país.

Una vez finalizado el procesamiento anterior, se procedió a su edición final mediante el software QGIS². Allí se realizó la conversión del archivo de formato raster a vectorial, para luego realizarle correcciones geométricas y topográficas al mismo. La edición final consistió en crear una grilla para dividir el país en cuadrantes, examinándolos ordenadamente, editando el mapa visualmente mediante la eliminación de polígonos de confusión con plantaciones comerciales. Es decir, bordes de plantaciones forestales incluidos en la cartografía de bosque nativo, donde el mapa señala la presencia de especies exóticas. Otra situación corregida fue la inclusión de plantaciones dentro de la cartografía de bosque nativo. Estos casos se evaluaron utilizando la capa de bosque plantado de la Cartografía Forestal Nacional 2018 (MGAP-DGF 2018).

5. RESULTADOS Y ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

5.1. Evaluación de índices de vegetación

Para evaluar si el índice NDFI es eficiente a la hora de clasificar imágenes satelitales según la presencia o no de EEI en el dosel del bosque nativo, se propuso compararlo con otros de los índices de vegetación más utilizados (NDVI y EVI) para ver cuál es más determinante a la hora de predecir la presencia de EEI. Para esto se estiman cuatro modelos de regresión logística en el que se consideran todos los índices en conjunto (primer modelo), y luego de forma individual, para así evaluar el impacto de cada índice sobre la clasificación.

En un modelo de regresión lineal el objetivo es explicar una variable de respuesta (y) por un conjunto de variables explicativas (X), mediante una relación lineal. Cuando la variable de respuesta es binaria, como en el caso de la clasificación de los píxeles con o sin invasión por EEI según el mapa generado, el modelo de regresión lineal necesita de una transformación que asegure que las predicciones del modelo sean binarias. Se aplica una transformación que acota a las predicciones al intervalo [0,1], obteniendo así probabilidades, y luego definiendo un punto de corte se obtiene una predicción binaria. A esta transformación se le llama logística. El modelo de regresión logística se plantea de la siguiente manera:

² QGIS Development Team. <https://qgis.org/>

³ Google Earth Engine API. <https://developers.google.com/earth-engine>

$$\log\left(\frac{1}{1 + e^{-(\beta_0 + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_k X_k)}}\right) = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_k X_k$$

En donde $X_1, \dots, X_k$ es el conjunto de k variables explicativas, $\beta_0, \beta_1, \dots, \beta_k$ son los parámetros a estimar, y ε es lo que se denomina como error del modelo. La estimación de $\beta_0, \beta_1, \dots, \beta_k$ es lo que determina si las variables son explicativas o no, y en el caso de que sí lo sean, la magnitud de esa relación.

Los parámetros del modelo deben de interpretarse como cambios en el cociente entre la probabilidad de pertenecer a la clase EEI y la probabilidad de no pertenecer a la clase EEI. El modelo es un modelo lineal generalizado que se estima por máxima verosimilitud.

Para la estimación de los modelos se consideró la muestra de referencia, con 212 casos para EEI y 488 para No EEI (ver sección 5.2: Análisis de exactitud del mapa), obteniendo el valor de cada índice (NDFI, NDVI y EVI) correspondiente para cada uno de los puntos, utilizando imágenes Landsat de la misma época (enero 2018 – marzo 2018). Las estimaciones del modelo se realizan con la función “glm” del paquete estadístico R®. Se estimó inicialmente un modelo de regresión logística con todos los índices considerados (Modelo 1: NDFI, NDVI y EVI). Los resultados se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Resultados de la estimación del Modelo 1.

Variable	Estimación	Desvío Estándar	p – valor
Constante	-8.664	1.379	3.37E-10
NDFI	4.335	1.048	3.5E-05
NDVI	2.511	2.424	0.30021
EVI	3.469	1.262	0.00598

La primera conclusión a la que se arriba es que el NDVI no es significativo para explicar la clasificación entre EEI y no EEI, cuando se considera en conjunto con los índices NDFI y EVI. El p-valor corresponde a la prueba de significación de las variables explicativas del modelo. En el caso del NDFI y del EVI son significativas para cualquier nivel de significación razonable (por ejemplo, un 1%). Para evaluar el desempeño de los modelos en forma univariada, se estiman dos modelos considerando por separado a los índices que resultaron significativos en el primer modelo (Modelo 2: NDFI y Modelo 3: EVI). Los resultados se presentan en las Tablas 2 y 3.

Tabla 2. Resultados de la estimación del Modelo 2.

Variable	Estimación	Desvío Estándar	p - valor
Constante	-6.1915	0.8884	3.19E-12
NDFI	6.003	0.9728	6.78E-10

Tabla 3. Resultados de la estimación del Modelo 3.

Variable	Estimación	Desvío Estándar	p - valor
Constante	-5.002	0.727	5.95E-12
EVI	6.374	1.091	5.12E-09

Para evaluar la necesidad del uso conjunto de indicadores, se compararon los modelos utilizando el criterio de información de Akaike (AIC) (Akaike 1974). Cuanto menor es el valor del AIC, mejor es el modelo.

Tabla 4. Resultados del AIC para los modelos estimados.

Modelo	AIC
1	799.91
2	810.90
3	824.14

Según los resultados de la Tabla 4, el mejor modelo según el AIC es el modelo que considera todas las variables. Si se analizan los resultados de los modelos individuales se observa que el modelo que considera sólo el NDFI es apenas un 3% mayor al del modelo que considera todas las variables. Dada la complejidad de trabajar con más de una variable para la construcción del mapa de EEI, y visto que la ganancia en poder explicativo es menor a un 5% respecto a trabajar sólo con el índice NDFI, se decide basar la construcción del modelo únicamente con el NDFI.

5.2. Análisis de exactitud del mapa

Todos los mapas construidos desde clasificación de imágenes a través de sensoramiento remoto contendrán errores. Estos errores son inevitables y producto de muchas razones incluyendo nubes, similitud entre clases y variabilidad climática (Global Forest Observations Initiative [GFOI] 2016). Idealmente la evaluación de exactitud de un mapa de cobertura de suelo producido usando imágenes Landsat, debería basarse en datos de campo o bancos de imágenes de mayor resolución espacial (Strahler et al. 2006; Liu 2008).

Los métodos más utilizados para el análisis de exactitud son derivados de una matriz de confusión (Foody 2002). La matriz de confusión es una tabla de doble entrada en donde se encuentran los resultados de la clasificación del mapa con lo observado en una muestra de referencia (ver Tabla 5). En la diagonal se encuentran los casos bien clasificados, y fuera de la diagonal los errores de clasificación. Las clases consideradas son la de los píxeles pertenecientes a la cobertura propiamente dicha de EEI y su complemento, los píxeles que no forman parte de la cobertura de EEI (No EEI) (Congalton 1991).

Tabla 5. Matriz de confusión para el mapa de distribución de EEI

		Referencia		
		EEI (E)	No EEI (NE)	Total
Mapa	EEI (E)	$n_{E,E}$	$n_{E,NE}$	$n_{E.}$
	No EEI (NE)	$n_{NE,E}$	$n_{NE,NE}$	$n_{NE.}$
	Total	$n_{.E}$	$n_{.NE}$	n

La exactitud global de clasificación se define como el cociente entre los casos bien clasificados y el total de la muestra:

$$\hat{O} = \frac{n_{E,E} + n_{NE,NE}}{n}$$

El error global de clasificación se obtiene como $1 - \hat{O}$. Para obtener la exactitud para las diferentes clases de la tabla, se definen dos medidas tomando en cuenta las filas y las columnas de la matriz. La primera de ellas es la exactitud del usuario, definida como el porcentaje de casos correctamente clasificados dentro de los clasificados como EEI.

$$U = \frac{n_{E,E} + n_{E,NE}}{n_{E.}}$$

El error del usuario (o de comisión) se define como $1 - U$. Ésta es una medida de la sobrecobertura, en el sentido de que es el porcentaje de casos incluidos en el mapa, que en realidad no se consideran EEI. La segunda medida es la exactitud del productor, definida como el porcentaje de casos correctamente clasificados dentro de los observados como EEI en la muestra de referencia.

$$P = \frac{n_{E,E} + n_{NE,E}}{n_E}$$

El error del productor (o de omisión) se define como $1 - P$. Es el porcentaje de casos de la muestra observada de EEI, que no fueron capturados por el mapa.

Otra de las medidas de exactitud basada en la matriz de confusión es el coeficiente kappa de Cohen (Arenas, Haeger y Jordano 2011). Mide la diferencia entre el acuerdo mapa-realidad observado y el que cabría esperar simplemente por azar; es decir, intenta delimitar el grado de ajuste debido sólo a la exactitud de la clasificación, prescindiendo del causado por factores aleatorios. El coeficiente kappa para dos clases se calcula de la siguiente manera:

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^2 x_{ii} - \sum_{i=1}^2 (x_{i.} * x_{.i})}{N^2 \sum_{i=1}^2 (x_{i.} * x_{.i})}$$

Donde N es el total de píxeles de la muestra del mapa, x_{ii} el número de observaciones en las celdas de la diagonal de la matriz de confusión, $x_{i.}$ son los totales de la marginal de la tabla para las filas y $x_{.i}$ son los totales de la marginal de la tabla para las columnas. Los valores máximos y mínimos de kappa dependen de todas las celdas de la matriz de confusión y no sólo de los valores de la diagonal principal; de modo que si todos los elementos que se encuentran fuera de la diagonal son iguales a cero, tendríamos concordancia completa, y $K = 1$. Si todos los valores de la diagonal principal fueran nulos, es decir en una situación de completa discordancia, $K = -1$. A mayor concordancia, mayor valor del coeficiente kappa.

Se trabajó con una muestra de 212 observaciones de campo con presencia de EEI, que se utilizan para evaluar la concordancia con la versión final del mapa de EEI. Para evaluar el complemento (No EEI) se utilizaron los puntos del IFN de bosque nativo sin presencia de EEI como marco de referencia (con un total de 1207 casos), del cual se seleccionó una muestra de 488 casos para su evaluación⁴.

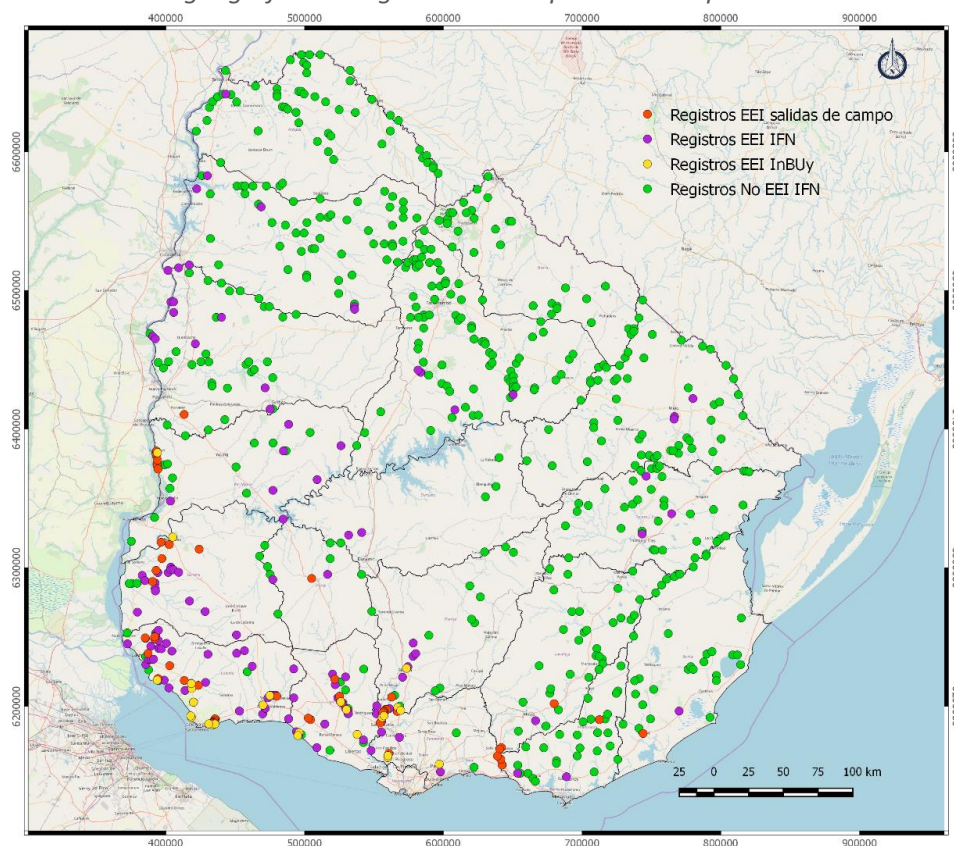
La muestra de 212 puntos de control con presencia de EEI fue compuesta con datos provenientes de diferentes fuentes. Por un lado, se seleccionaron las parcelas de muestreo del IFN (119) con presencia de *Ligustrum sp.* y/o *G. triacanthos*, dentro de las clases de severidad Moderada, Seria y Extrema, las cuales intersectan con la cartografía de bosque nativo utilizada para este trabajo. Además, se adicionaron las parcelas de las clases Seria y Extrema que presentan otra EEI como especie principal y *Ligustrum sp.* y/o *G. triacanthos* como segunda especie (4). Dado que para estimar la presencia de EEI en el IFN se tomó un criterio de examinar el entorno de la parcela, para evaluar esta muestra de puntos se utilizó un criterio de 100 metros de cercanía al centro de la parcela (justificado por el juicio relativo de “entorno”, sumado a la resolución espacial de 30 metros de Landsat, más buffer por error del GPS [Sistema de Posicionamiento Global] y dado que se trata de parcelas rectangulares de las cuales solo se tiene las coordenadas del centroide).

Adicionalmente se contó con registros de la Base de Datos de Invasiones Biológicas para Uruguay (InBUy) de los cuales se seleccionaron (28) los más recientes en el tiempo, para las dos especies en cuestión, intersectados por la cartografía de bosque nativo. Por último, se evaluaron también puntos con presencia de EEI (61), colectados en trabajos de campo por distintos técnicos

⁴ Los valores fueron calculados para una precisión del 3% y una confianza del 95%, considerando un error máximo de clasificación de un 20%.

colaboradores del Proyecto REDD+, así como durante inspecciones de la DGF, en las cuales se registraron sus coordenadas. A continuación, se visualiza un mapa (Mapa 3) con la distribución de muestras de campo utilizadas para la evaluación de exactitud.

Mapa 3. Distribución geográfica de registros de campo utilizados para la evaluación del mapa.



Fuente: Elaboración propia (Proyecto REDD+ Uruguay).

Cabe destacar que, si bien el IFN es una muestra sistemática con cobertura nacional, su diseño no fue propuesto para la validación de una cartografía, pudiendo presentar limitaciones a la hora de realizar estimaciones. A su vez, se desconoce el mecanismo de selección de las muestras de campo de los otros puntos de control que se usaron para la evaluación. Para poder realizar el análisis de exactitud se sigue la metodología utilizada en mucha de la bibliografía consultada (e.g. Viana y Aranha 2010; Hoyos et. al 2010; Gavier et al. 2012), asumiendo que las muestras fueron seleccionadas con igual probabilidad, mediante un muestreo aleatorio simple. De esta forma la matriz de confusión es la que se obtiene directamente de la muestra. Esto tiene la limitante de no poder extrapolar las estimaciones a áreas. Los resultados se presentan en la Tabla 6.

Tabla 6. Resultados de la evaluación de exactitud del mapa de EEI basados en la matriz de confusión.

		Referencia			Exactitud del Usuario (U)	Exactitud del Productor (P)	Exactitud Global (O)	Coeficiente kappa
		EEI	No EEI	Total				
Mapa	EEI	156	31	187	83.4%	73.6%	87.6%	0.6955
	No EEI	56	457	513	89.1%	93.6%		
	Total	212	488	700				

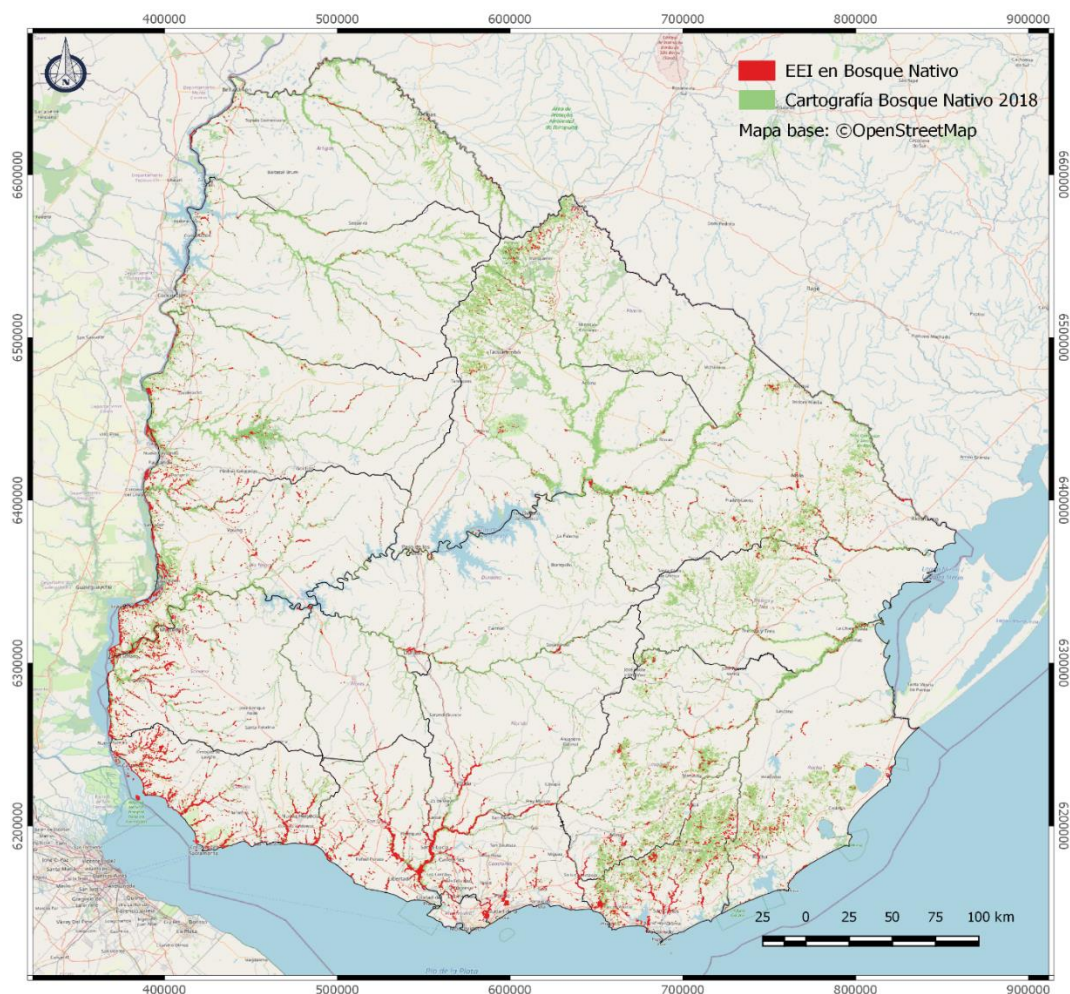
El error global obtenido es de un 12.4%, el error del usuario de un 16.6% y el del productor un 26.4%. Los resultados arrojan una alta exactitud global (87,6%), ya que se considera como valor

alto todo aquel valor mayor al 85 % (Anderson et al. 1976). A su vez, hay que considerar que, en la mayoría de los datos de campo utilizados para la evaluación, el grado de invasión fue medido según un criterio relativo de presencia de EEI, muchas veces en el entorno de la parcela y sin contar con datos dasométricos ni fitosociológicos de estas especies. Por lo tanto, pueden darse por ejemplo casos en los que se registró alto grado de presencia de EEI en una parcela de muestreo del IFN, pero encontrándose todos estos individuos en el sotobosque, sin reflejarse en el dosel. En dicho ejemplo, es posible que la metodología no logre detectar esta invasión, formando parte del error de omisión del mapa o riesgo del productor. Otro caso es el de parcelas del IFN que a la fecha de realizado el inventario no presentaban presencia de EEI y actualmente sí, ya que el mismo fue realizado en tres etapas: 2009-2010, 2011 y 2014-2016 (Echeverría 2009).

6. ANÁLISIS DE DISTRIBUCIÓN DE EEI

A partir de la metodología detallada anteriormente, se obtuvo como resultado el siguiente mapa (Mapa 4) de invasión de las especies exóticas estudiadas dentro del bosque nativo, para el período analizado (2013-2018), a escala nacional (resaltando su representación para mejor visualización). Como fue mencionado el criterio de clasificación fue la dominancia de EEI en el dosel, detectada a partir de su alto valor de NDFI, obteniendo según este método una superficie total de 22.008,9 ha de bosque nativo invadido con estas EEI. Esta superficie representaría un 2,63 % de las 835.349 ha totales de bosque nativo para el país (Proyecto REDD+ Uruguay 2018).

Mapa 4. Mapa a nivel nacional de invasión de EEI dentro del bosque nativo.



Fuente: Elaboración propia (Proyecto REDD+ Uruguay).

En las siguientes tablas y gráficas, se presenta la distribución geográfica por departamento, eco-región y cuenca de las dos especies priorizadas para este trabajo. En la Tabla 7 se visualiza la superficie ocupada por EEI y su porcentaje con respecto a la superficie de bosque nativo, discriminada por departamento. El departamento que tiene mayor superficie de bosque nativo invadido resultó ser Colonia, seguido por San José y Canelones. Tomando en cuenta los porcentajes de bosque nativo con invasión, se observa que los departamentos más afectados son: Montevideo, Canelones, San José y Colonia (***). Por otro lado, los departamentos de Tacuarembó, Rivera, Artigas y Salto (*) son los que presentan mayor porcentaje de bosque nativo sin estas especies invasoras.

Esto es consistente con los resultados obtenidos en el análisis del IFN, donde el mayor porcentaje relativo de parcelas con presencia de EEI se registró en el litoral Sur del país. En este inventario los departamentos de Colonia, Canelones, San José, Soriano y Flores, registraron un porcentaje relativo mayor a 50%, es decir, que en más de la mitad de las parcelas relevadas para dichos departamentos se registraron especies invasoras.

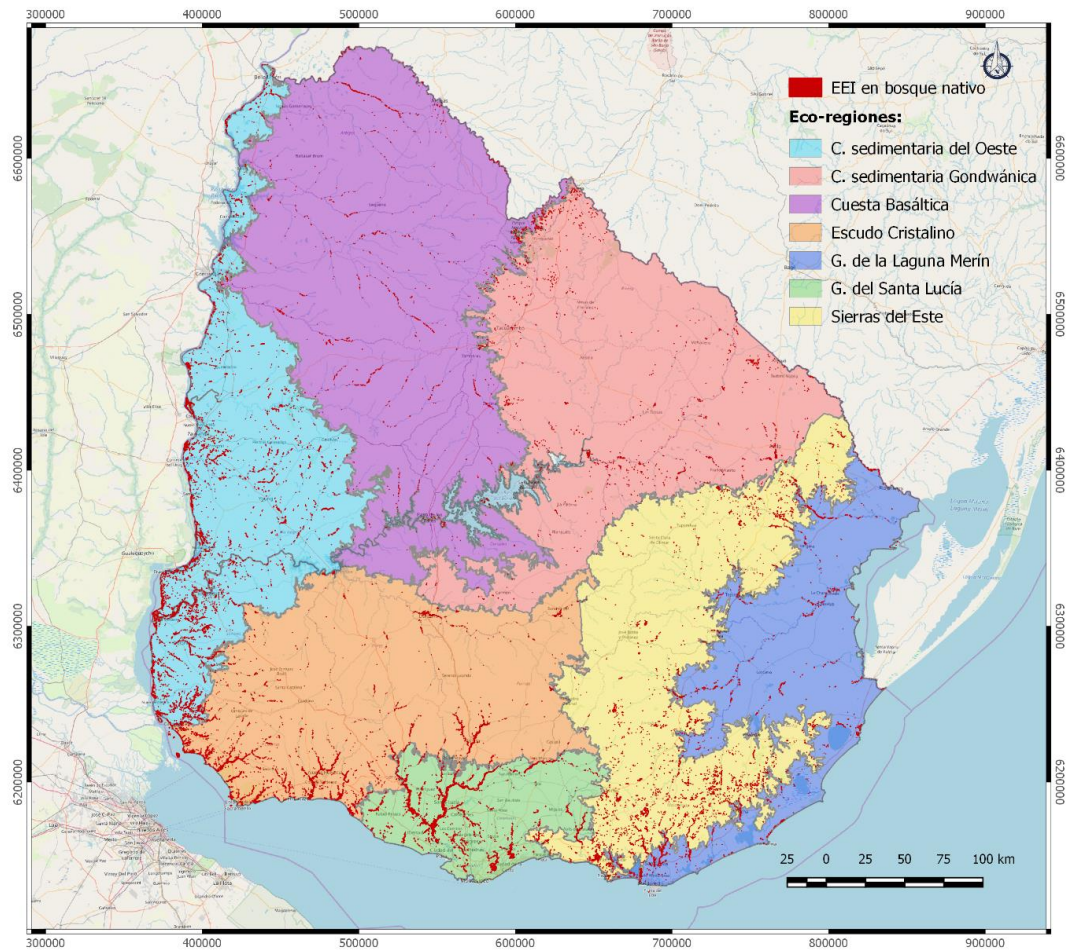
Tabla 7. Superficie de EEI (ha), superficie de bosque nativo (ha) y porcentaje invadido por Departamento.

Departamento	EEI (ha)	BN (ha)	EEI (%)
Artigas*	257,8	59.113	0,44
Canelones***	2616,3	13.450	19,45
Cerro Largo	754,5	64.883	1,16
Colonia***	3824,3	26.921	14,21
Durazno	313,8	20.916	1,50
Flores	56,9	7.096	0,80
Florida	1694,6	26.346	6,43
Lavalleja	746,1	68.966	1,08
Maldonado	1727,5	64.522	2,68
Montevideo***	309,2	919	33,65
Paysandú	1510,4	70.962	2,13
Río Negro	1818,6	44.562	4,08
Rivera*	213,4	56.266	0,38
Rocha	551,1	44.423	1,24
Salto*	272,4	56.019	0,49
San José***	2864,7	20.113	14,24
Soriano	1972,7	36.573	5,39
Tacuarembó*	253,1	102.873	0,25
Treinta y Tres	251,8	50.425	0,50
Total	22.009	835.349	2,63

Si se analiza la superficie de bosque nativo invadido por EEI y su correspondiente porcentaje con respecto al total de cada ecorregión del país (Brazeiro et al. 2015), se pueden observar claras diferencias entre estas. El mayor porcentaje de invasión por ecorregión (***) se evidencian en el Graven Santa Lucía (17,65 %), en segundo lugar, el Escudo Cristalino con 7,20 % y en tercer lugar la cuenca Sedimentaria del Oeste (4,12 %). A su vez, la ecorregión con menor presencia de EEI (*) corresponde a la Cuesta Basáltica. Esto se corresponde con la información proveniente del IFN, donde se relevó una similar distribución, destacándose también la eco-región del Graven Santa Lucía, donde un 68% de las parcelas de muestreo tenían presencia de alguna EEI. Luego la seguían el Escudo Cristalino con un 65 % y en tercer lugar la Cuenca Sedimentaria del Oeste con un 36 % de las parcelas relevadas.

A continuación, se presentan los resultados del mapa, discriminados por ecorregión, donde se puede comparar la distribución de EEI en estas (Mapa 5, Tabla 8 y Gráfico 5).

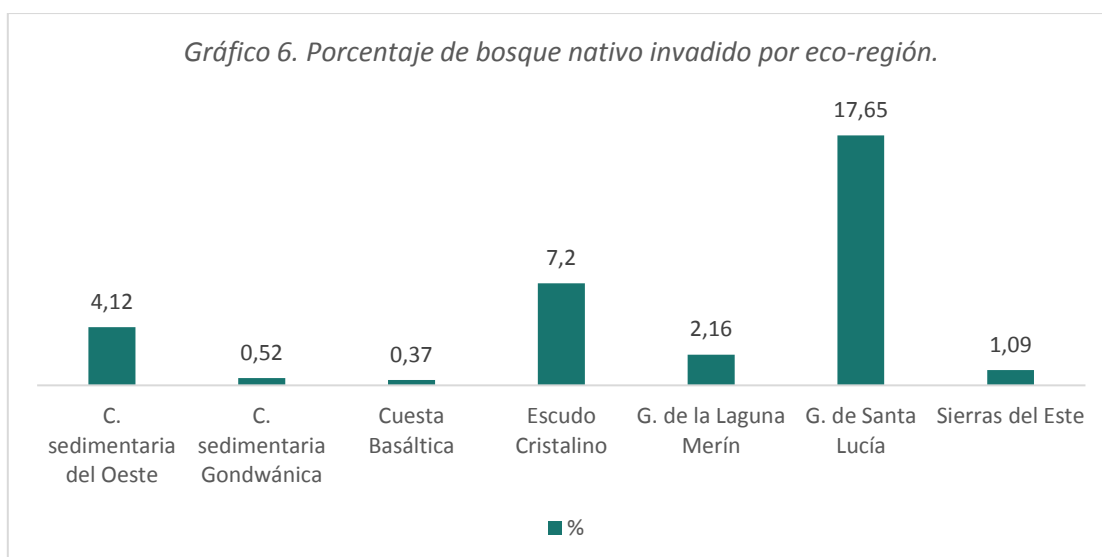
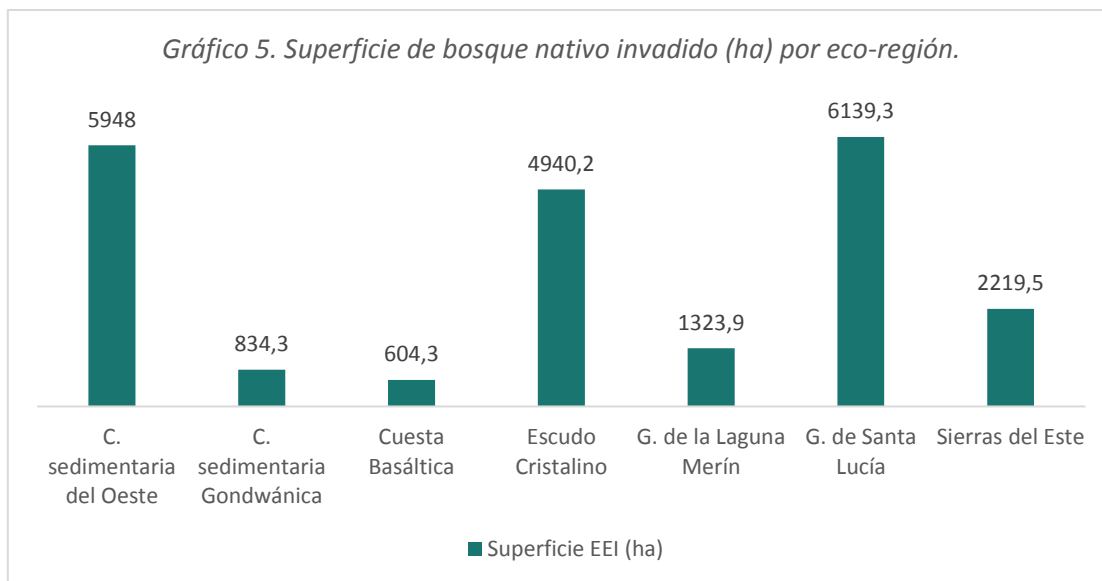
Mapa 5. Mapa de invasión de EEI en el bosque nativo discriminado por eco-región.



Fuente: Elaboración propia (Proyecto REDD+ Uruguay).

Tabla 8. Superficie de EEI (ha), superficie de bosque nativo (ha) y porcentaje invadido por eco-región.

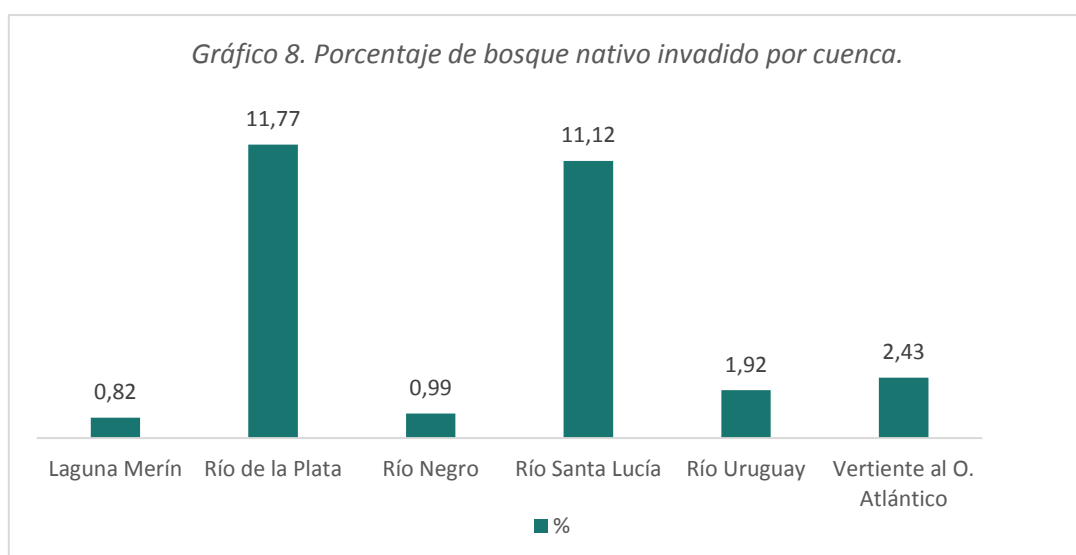
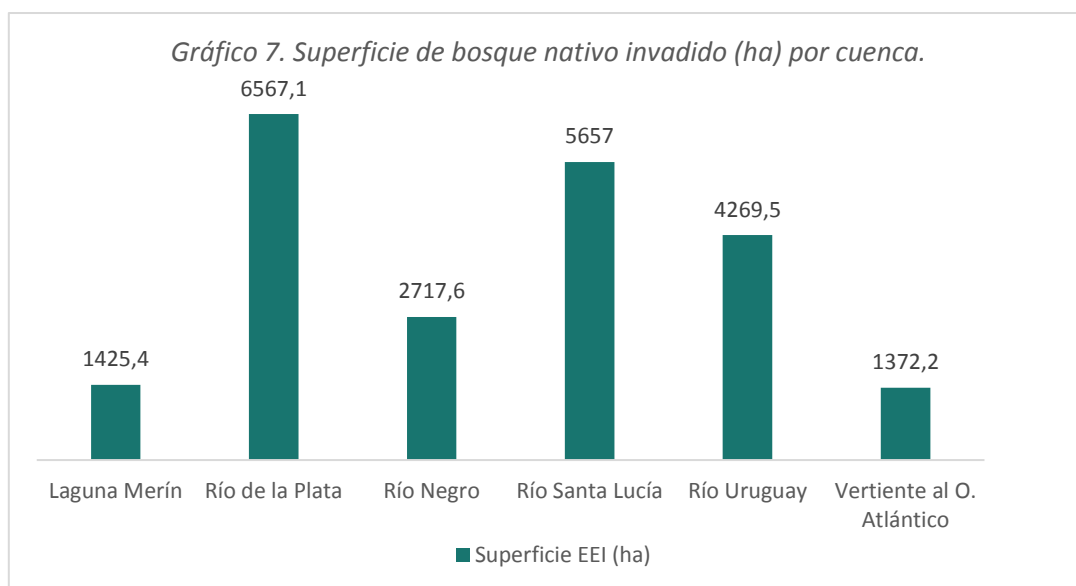
Eco-región	EEI (ha)	BN (ha)	EEI (%)
C. sedimentaria del Oeste	5948,0	144.325	4,12
C. sedimentaria Gondwánica*	834,3	159.642	0,52
Cuesta Basáltica*	604,3	163.807	0,37
Escudo Cristalino***	4940,2	68.607	7,20
Graven de la Laguna Merín	1323,9	61.263	2,16
Graven de Santa Lucía***	6139,3	34.784	17,65
Sierras del Este	2219,5	202.922	1,09
Total	22.009	835.349	2,63



Realizando el mismo análisis, pero para la división de cuencas hidrográficas del país, se puede observar la distribución de las invasiones del bosque nativo. En las siguientes tabla y gráficas se detalla la superficie de bosque nativo invadido por EOI y el porcentaje que representa esta área con respecto al total de bosque nativo, para cada una de las ocho grandes cuencas hidrográficas Nivel 1.

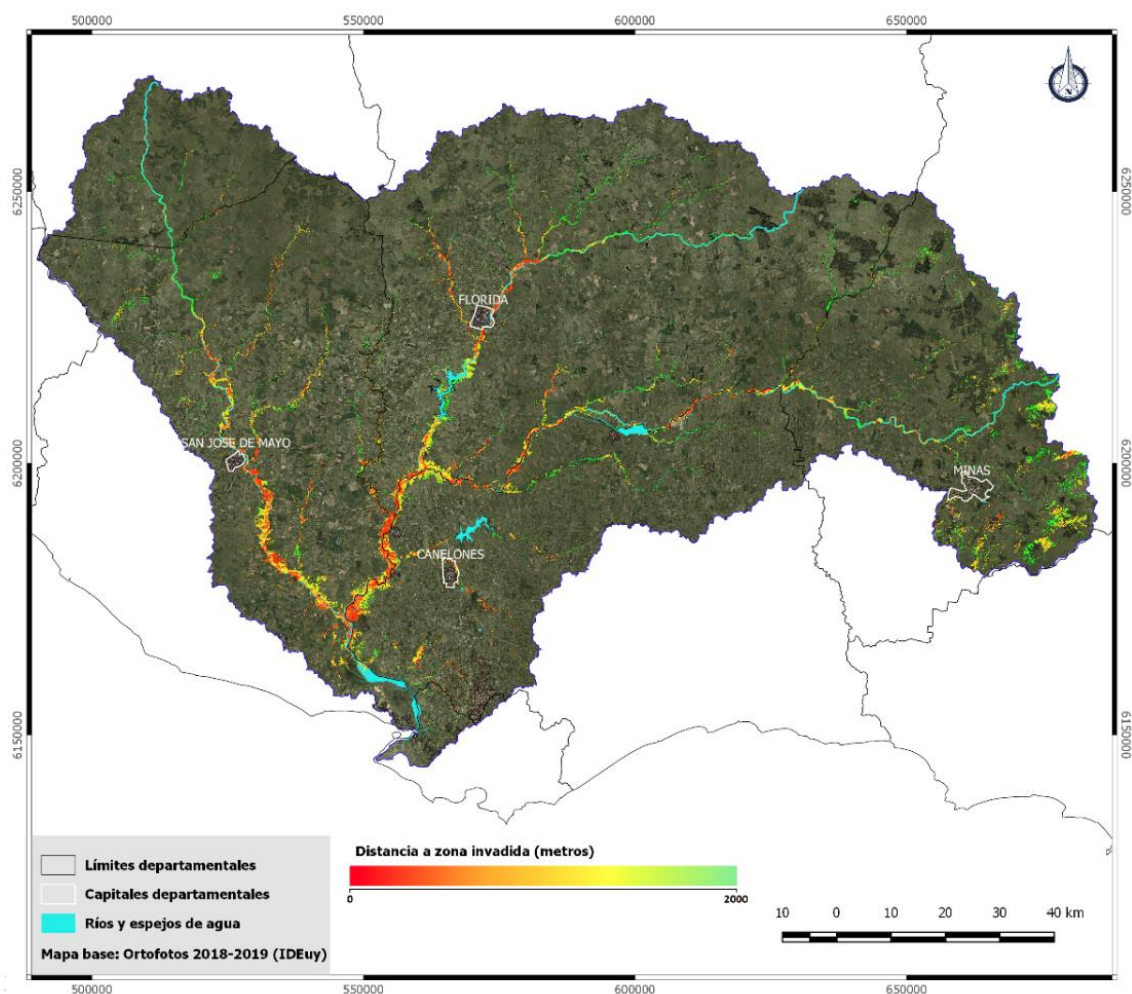
Tabla 9. Superficie de EOI (ha), superficie de bosque nativo (ha) y porcentaje invadido por cuenca.

Cuenca	EOI (ha)	BN (ha)	EOI (%)
Laguna Merín*	1425,4	174.370	0,82
Río de la Plata***	6567,1	55.811	11,77
Río Negro*	2717,6	274.834	0,99
Río Santa Lucía***	5657,0	50.891	11,12
Río Uruguay	4269,5	222.876	1,92
Vertiente al O. Atlántico	1372,2	56.566	2,43
Total	22.009	835.349	2,63



A modo de ejemplo se visualiza en la siguiente imagen (Mapa 6), una representación gráfica a menor escala de una de las cuencas más afectadas por EEI según la metodología empleada (cuenca del Río Santa Lucía). A su vez, esta cuenca coincide con la eco-región de mayor afectación según estos resultados (Graven de Santa Lucía). Para esto se calculó la distancia euclidiana, es decir, la distancia en línea recta desde cada celda dentro del mapa de bosque nativo hasta el origen más cercano de un área detectada como invadida por EEI. En el mapa se puede observar el alto nivel de invasión a lo largo del bosque fluvial de los principales cursos de agua de esta eco-región (Río San José y Río Santa Lucía).

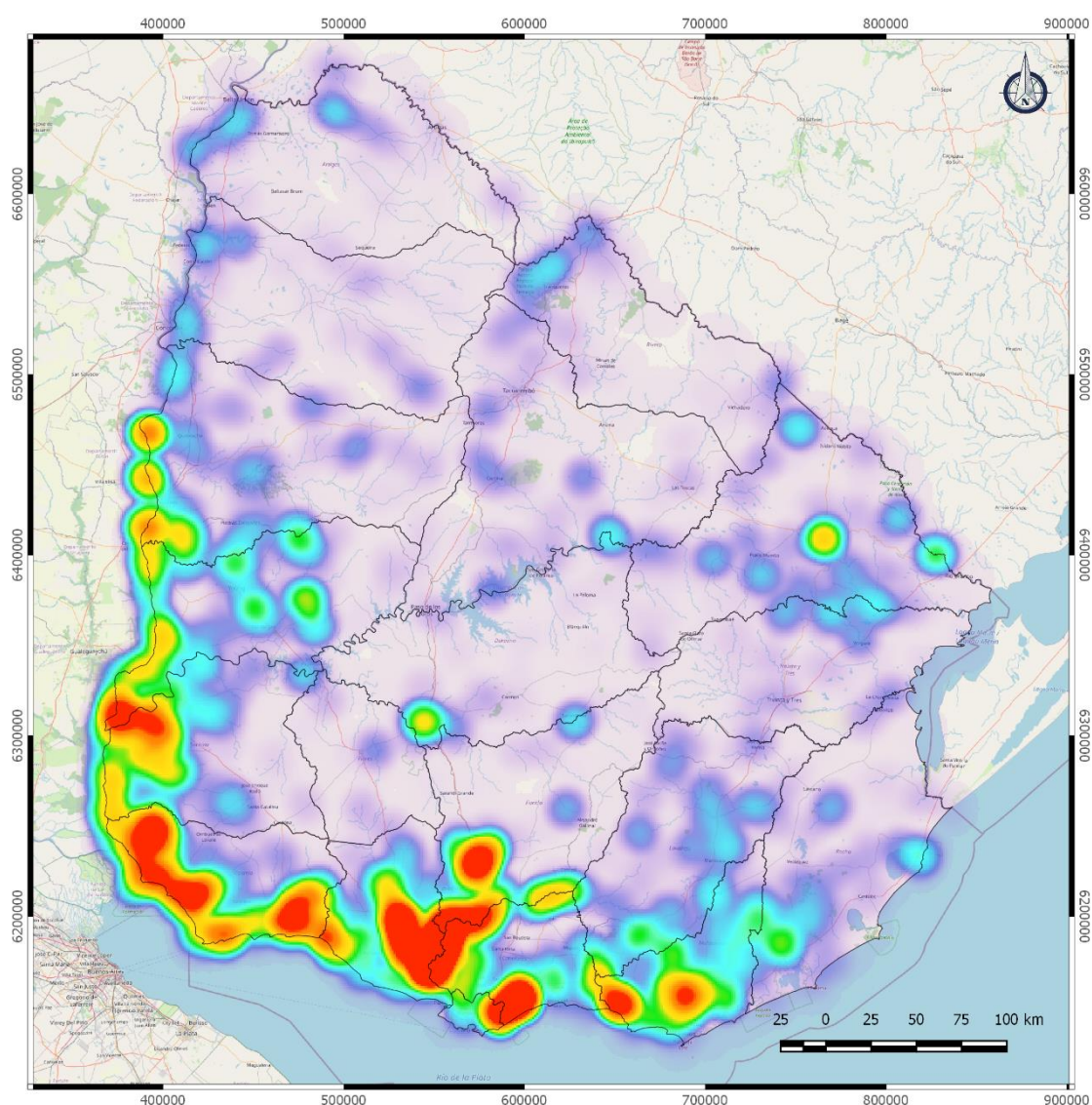
Mapa 6. Mapa de invasión de bosque nativo para la cuenca del Río Santa Lucía, en base a la distancia.



Fuente: Elaboración propia (Proyecto REDD+ Uruguay).

En el Mapa 7, se presenta un mapa de calor de presencia de EEI a escala nacional, el cual se puede considerar como una medida de concentración de sitios de bosque nativo invadidos. Se trata de una estimación de densidad (regresión de Kernel), generada mediante la herramienta QGIS©. De esta forma, el mapa de calor representa un índice de concentración de polígonos de bosque nativo con invasión de EEI, ponderado por la superficie de dichos polígonos.

Mapa 7. Mapa de calor de concentración de EEI del bosque nativo, a nivel nacional.



Fuente: Elaboración propia (Proyecto REDD+ Uruguay).

En la anterior figura se puede apreciar que las invasiones de EEI han alcanzado casi la totalidad del territorio en mayor o menor medida, pero también se desprende que las zonas de mayor concentración de EEI se ubican en el litoral Oeste y Sur del territorio, fundamentalmente sobre márgenes del Río de la Plata y Río Uruguay. Por el contrario, también se puede observar que la región Norte del país presenta una menor afectación por EEI que el resto de los departamentos. En este mapa también se puede observar que algunas zonas de calor principalmente en el Norte, se encuentran en la cercanía a capitales departamentales (Melo, Rivera, Salto, Paysandú, Durazno).

7. DISCUSIÓN

La falta de una definición común acordada de degradación forestal y su marco de monitoreo, dificulta los esfuerzos internacionales de control de estos procesos (Sasaki y Putz 2009). Para Uruguay tampoco existe aún una definición consensuada de degradación de bosque, y por lo tanto tampoco se han desarrollado indicadores sistemáticos para la evaluación del estado del bosque. Si bien se han desarrollado modelos para predecir la invasión de bosques por EEI y se



han realizado varios estudios de mapeo de grado de invasión en sitios puntuales del territorio, no han habido hasta ahora estimaciones de la totalidad de bosque nativo afectado por estos procesos a escala nacional.

El abordaje propuesto en este trabajo representa una primera herramienta útil para el país a la hora de mapear procesos de degradación asociados a EEI y brinda una base para trabajar en el futuro perfeccionando estos resultados e inclusive para lograr detectar otras EEI del bosque nativo. Los resultados logrados servirán como insumo en el trabajo en curso para la elaboración del Nivel de Referencia de Emisiones Forestales (o FREL por sus siglas en inglés) por parte del Proyecto REDD+ Uruguay y este insumo, combinado con otras metodologías que están siendo utilizadas para identificar sitios de disturbios y degradación forestal, permitirán vincular estas invasiones con bosques degradados.

Según los resultados obtenidos se logró desarrollar una metodología válida de mapeo de EEI en los bosques nativos del país, como agente causal de degradación de dichos bosques mediante la utilización de técnicas de sensoramiento remoto. Para el mapa resultante se logró un nivel de precisión satisfactorio, teniendo en cuenta la complejidad de detectar este tipo de procesos. El índice Normalized Difference Fraction Index tiene potencial para detectar a nivel de dosel de forma confiable la invasión de EEI, y responde mejor estadísticamente que los otros dos índices de vegetación comparados. La exactitud global obtenida de 87,6% es comparable con la exactitud global alcanzada en trabajos realizados en Argentina, al mapear invasión de ligustro en base a imágenes Landsat TM mediante NDVI de 89% (Hoyos et al. 2010) y 84% (Gavier et al. 2012).

A pesar de ser una metodología eficaz como indicador de la degradación de los bosques, se entiende que la expansión de las EEI en el territorio puede ser aún mayor que la obtenida ya que esta técnica permite detectar áreas altamente invadidas, donde estas especies son las que dominan en el dosel. De todas formas, este primer avance cartográfico permite analizar el comportamiento de las EEI en el territorio, vinculándolo con posibles factores causales, identificando y priorizando áreas para el control de estas invasiones biológicas. Del mapa obtenido se puede resumir que, si bien existe una marcada regionalización en la distribución de estas EEI, las mismas han alcanzado una extensión que abarca casi todos los bosques del territorio, estableciéndose como una amenaza real para estos ecosistemas.

En el mapa de concentración de EEI en el territorio (Mapa 7) se pueden observar algunas zonas de calor en la cercanía a ciudades importantes en cuanto a población. Este comportamiento se refleja en mucha de la bibliografía consultada (e.g. Traversa y Reyes 2013; Caballero et al. 2015; Gavier et al. 2012; Hoyos et al. 2010; Montti et al. 2017) donde se señala el vínculo de la presencia de EEI en las cercanías de las ciudades, posiblemente debido a la utilización de estas especies como ornamentales, constituyendo así fuentes de propágulos. Esta concentración coincide por ejemplo con el estudio de Montti et al. (2017), donde se detectaron mayores puntos de calor de invasión de *L. lucidum* en las zonas peri-urbanas de las mayores ciudades de la zona (Noroeste argentino), encontrando una relación entre tamaño de las ciudades y la superficie invadida por esta especie.

Existen suficientes evidencias en la literatura para afirmar que las zonas con alto grado de perturbaciones antrópicas (e.g. cambio en la cobertura de uso de suelo, fragmentación de paisaje, aumento de la urbanización, construcción de puentes y carreteras) sufren en general de un mayor grado de invasión, lo que indicaría que esto podría estar mediando el proceso de invasión (Carrere 1994; With 2002; Rejmánek, Richardson y Pyšek 2005; Minor et al. 2009; Búrmida 2011; Vilà y Ibañez 2011). Se ha comprobado que “la propagación de EEI está estrechamente vinculada a los cambios en el uso del suelo por actividades como la expansión urbana y actividades agrícolas que resultan en la pérdida y fragmentación de bosques nativos” (Aguirre-Acosta et al. 2014 p. 1399). A su vez, el proceso de invasión puede acelerarse si existen

perturbaciones al bosque como pueden ser talas selectivas, aclareos, pastoreo excesivo o desarrollo urbano (Gavier y Bucher 2004; Martino 2006). Considerando esto, la información generada en el presente estudio puede servir para profundizar en el tema, vinculando esta distribución de las invasiones con datos históricos localizados de cambios de uso de suelo y disturbios en el bosque nativo, con el objetivo de relacionar estos disturbios como impulsores de la invasión de EEI.

Como ejemplo de lo anterior, se puede plantear la hipótesis de que la alta concentración de EEI en la zona Sur y el litoral Oeste del país, puede estar vinculada a una mayor concentración de disturbios en el bosque nativo que en el resto del país, infiriendo este dato por ejemplo a partir de la mayor concentración de infracciones prediales relacionadas al bosque nativo constatadas en esta zona para el período 2000-2016 (Proyecto REDD+ Uruguay 2020). Además se trata de una zona caracterizada por su alta urbanización e intensivo uso agrícola del suelo, es decir un alto grado de antropización.

Por otro lado, a partir de los datos generados se pudo confirmar que la región Norte y Noreste presenta una menor presencia de las EEI priorizadas comparada al resto del país. Esto puede estar debido a diversos factores como, por ejemplo: - a que los bosques de esta zona se encuentran más alejados de las fuentes de propágulos marcadas como zonas de calor de invasión (Suroeste); - los bosques denominados “de quebrada” que están presentes casi en su totalidad en esta zona, son generalmente bosques menos intervenidos y de difícil acceso, ya sea para el ganado o para su explotación; por lo que se encuentran en general en mejor estado de conservación, disminuyendo la probabilidad de invasión o su vulnerabilidad; - se trata de bosques subtropicales con mayor biodiversidad, mayor número de especies por estrato del bosque y mayor número de estratos, otorgando posiblemente una mayor competencia a especies exóticas (mayor resistencia a la invasión) (Proyecto REDD+ Uruguay 2019).

Con respecto a esto último se puede decir que los bosques nativos del Norte y Noreste del país presentan mayor riqueza de especies que los del Sur, encontrándose en ellos ejemplares de gran tamaño (Brussa et al. 2014) y están dominados por una influencia de vegetación paranaense con especies de distribución subtropical (Brussa y Grela 2007). La menor ocurrencia de invasión encontrada en esta región puede estar relacionado con la hipótesis propuesta por Elton (1958) de que la resistencia de una comunidad biótica a las invasiones biológicas aumenta en proporción a la riqueza de especies presentes en la comunidad (Elton 1958). Estas serán más estables si son ricas en especies y “los nichos vacantes, si los hay, puedan ser defendidos exitosamente de un inmigrante” (Mack 2000 p. 694). Además, Tilman et al. sostienen que “la diversidad de especies es uno de los aspectos más determinantes en la estabilidad de un ecosistema, su productividad, riesgo de invasión y dinámica nutricional” (Tilman, Isbell y Cowles 2014 p. 471).

Lograr detectar y cuantificar espacialmente la presencia de EEI dentro del bosque nativo, a diferentes escalas dentro del territorio, es una herramienta clave para la definición de las estrategias de prevención, monitoreo, control, combate y/o erradicación de estas especies. Los resultados obtenidos en este trabajo permiten localizar áreas de potencial expansión de EEI por su cercanía a fuentes de propágulos de EEI, es decir sitios con alta probabilidad a ser invadidos en el futuro por su proximidad a zonas ya invadidas y la presión que estos propágulos ejercen; utilizando así esta información, como un instrumento de gestión para la ejecución de estrategias de prevención de ingreso de EEI.

Thompson et al. señalan que la identificación y nivel de degradación son un paso previo a “una planificación considerable para ubicar las áreas en categorías clasificadas por su relativa facilidad e inversión necesarias para la recuperación, ideando planes de restauración y objetivos establecidos contra los cuales medir el éxito de manera adaptativa” (Thompson et al. 2013 pp. 11-12). El análisis de la distribución espacial de EEI obtenida apunta a la necesidad de



regionalizar las estrategias de manejo y control de estas, con diferentes enfoques en función de su extensión, la especie y localización (Carvajales 2013). Por lo tanto, se entiende que es recomendable “priorizar las acciones de control en relación al valor de los ecosistemas afectados real o potencialmente por las especies invasoras, siendo los ecosistemas con una valoración más alta los prioritarios para su control” (Sosa, Cantón y Achkar 2018 p. 29).

Por ejemplo, teniendo en cuenta el menor grado de degradación de los bosques del Norte del país en base a los resultados, se podrían implementar estrategias de prevención de ingreso de EEI para esta zona en particular. Para eso, una iniciativa que instruya sobre la pronta detección de los individuos jóvenes de las EEI priorizadas, estimulando la extracción de los mismos apenas reconocidos en los bosques nativos, podría ayudar a la prevención de estas invasiones y a mantener los bosques del Norte del país en una mejor condición. Un planteamiento diferente sería para el caso de las zonas más afectadas del Sur y litoral Oeste, donde se deberá enfocar los esfuerzos con otros objetivos, en este caso priorizando sitios para el control y combate de estas especies.

7.1. Desafíos a futuro

Si bien se pudo comprobar la validez de esta metodología para detectar invasión de EEI en el bosque nativo y se logró estimar una buena precisión, la misma cuenta con ciertas limitantes propias de los sensores utilizados (misión Landsat). Como se mencionó, estas imágenes satelitales tienen una resolución espacial de 30 metros, por lo que sería conveniente utilizar un sensor de mayor resolución, al tratarse de un proceso que ocurre a pequeña escala y por lo tanto el grado de dificultad a la hora de detectarlo es alto. Próximamente, se podría adaptar esta metodología a imágenes de mayor resolución espacial sin costo, como es el caso del satélite Sentinel-2 (resolución espacial de 10 metros para las bandas utilizadas, disponibles a partir del año 2015 aproximadamente), que permitirá mejorar en cuanto a resolución espacial y probablemente en la precisión del mapa futuro. Esta misión satelital permite innumerables posibilidades en cuanto a la detección de cobertura forestal y puede llegar a ser una potente herramienta para captar este tipo de procesos.

Otras de las limitantes inherentes al proceso es la utilización de la cartografía de bosque nativo como máscara, debido a que el mapa de EEI arrastrará errores propios de esta cartografía. Es decir, no se detecta presencia de EEI en zonas de bosque nativo no mapeado en la cartografía, formando parte del error de omisión. Si se logra mejorar la precisión de la cartografía en detectar áreas de bosque no mapeadas, se logrará mejorar así por ende el mapa de EEI.

Como se mencionó anteriormente, para estimar la precisión del mapa se utilizaron en su mayoría datos de parcelas de muestreo del IFN, los cuales se caracterizan por la subjetividad a la hora de evaluar el estado de invasión de las parcelas sujeto al criterio de cada observador y que a su vez, fueron relevados en varias etapas separadas en el tiempo (ver Anexo: Calificación de la Severidad de la amenaza en el IFN). Uno de los desafíos a futuro será realizar un trabajo de evaluación de la exactitud a nivel de campo complementando el mapeo, con sitios de muestreo (parcelas de tamaño ajustado a la resolución espacial de las imágenes a utilizar) sorteados al azar en todo el territorio del país, calculando el porcentaje de concordancia total para las dos clases (presencia/ausencia de EEI) siguiendo una metodología estandarizada. Todo esto permitirá que la información generada tenga un mayor grado de confianza, siempre teniendo en cuenta que a medida que aumenta la precisión también aumentan los costos y el tiempo de validación.

A su vez, será necesario cuantificar el grado de invasión de las zonas mapeadas como invadidas por EEI, evaluando la composición de especies y caracterizando fitosociológicamente estos sitios mediante un muestreo, para poder determinar la importancia relativa de las EEI en la estructura

del bosque. Los esfuerzos complementarios de recolección de datos a campo proveen parámetros más precisos y sirven para la calibración y validación de los modelos. Allí se podrá evaluar el grado de invasión mediante distintos indicadores, como por ejemplo, frecuencia, abundancia, dominancia relativa de especies exóticas, índice de valor de importancia de estas especies y en base a eso establecer niveles de invasión, contrastándolos con condiciones de referencia o en este caso, bosque no invadido por EEI. Con estos datos de campo se podría estimar un umbral de cobertura de EEI en el dosel a partir del cual la metodología clasifica esa área como bosque invadido, ya que se cree que sólo se logra mapear áreas altamente dominadas por EEI en el dosel, subestimando así la extensión total de estas en el territorio.

Si bien muchas invasiones de especies arbóreas ocurren en el dosel del bosque, incluso llegando a dominarlo por completo, algunos de estos cambios ocurren debajo del dosel y por lo tanto son sutiles y difíciles de detectar satelitalmente. Esta teledetección de invasiones en el sotobosque está limitada por la cobertura cerrada del dosel, la sombra y la variabilidad del terreno (Asner et al. 2008), por lo que su detección va a depender en gran medida de mediciones a campo, condicionadas por el tiempo y los costos de recopilación de estos datos (Singh, Davis y Meentemeyer 2015).

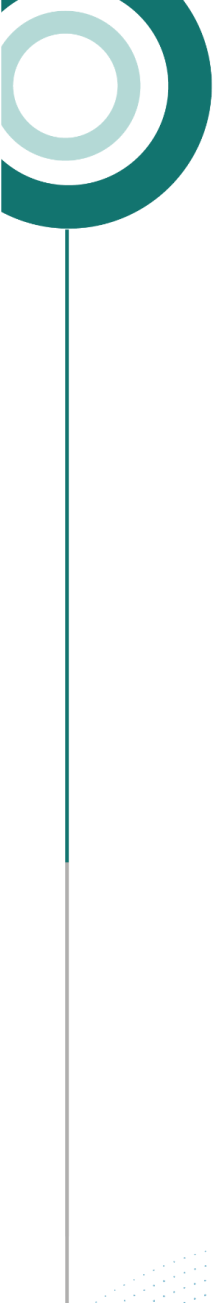
Otro reto interesante que se puede plantear a partir de los resultados obtenidos es, tratar de diferenciar áreas de distribución para cada EEI o por lo menos para las dos más importantes, tratadas en este trabajo. Esto puede ser posible experimentando con los filtros de fecha utilizados para el algoritmo. Es decir, si se mapea la superficie que mantiene su índice NDFI muy elevado durante todo el año dentro del bosque nativo, se puede suponer que se trata de sitios colonizados principalmente por *L. lucidum*. Del área total obtenida en el presente informe que involucra además el área de invasión de *G. triacanthos*, mediante un geoproceto de corte, se puede lograr una aproximación del área invadida por esta última. Luego para evaluar la exactitud de un posible mapa categorizado por estas dos especies, habría que contar con una robusta colección de datos de campo de cada especie para contrastar.

Asimismo, si se desea conocer si el mapa generado está contemplando otras EEI del bosque nativo (e.g. fresnos, paraíso, pinos, sauces, acacias) además de las dos especies con las cuales se trabajó, se requerirá suficientes datos de referencia a nivel de campo tanto para estudiar el comportamiento del índice utilizado en dichos sitios, como para contrastar estos datos con el mapa de cobertura de EEI, evaluando la exactitud de los puntos de campo bien clasificados.

Según el análisis de los índices de vegetación como variables explicativas de la clasificación en EEI y No EEI, se debe experimentar también si un modelo de regresión logística que integre todas las variables (los tres índices estudiados) podría llegar a obtener una clasificación más precisa, dado que este modelo resultó ser el de mayor poder explicativo para las dos clases. De ser así, se podría utilizar este modelo para distintas escenas en un período de tiempo, con el fin de intentar observar una posible evolución temporal de la invasión de estas especies.

Con el objetivo de mejorar la precisión del mapa, en el futuro se podría investigar también sobre el uso de esta metodología, pero con técnicas de sensoramiento de mayor costo, como pueden ser fotografías aéreas o imágenes LiDAR, combinando datos de sensores ópticos con datos LiDAR para generar modelos de clasificación.

Por último, se entiende pertinente realizar un análisis que vincule la información espacial obtenida en a partir de este modelo, junto con información histórica de disturbios o cortas de bosque, tanto legal (planes de manejo de bosque nativo) como ilegal, tratando de relacionar estos procesos como impulsores del proceso de degradación por especies invasoras del bosque nativo.



8. CONCLUSIONES

La utilización de imágenes satelitales de media resolución (misión Landsat) tiene el potencial de detectar y mapear este tipo de degradación de los bosques nativos del país a causa de invasión de especies exóticas. Mediante este trabajo se ha logrado identificar espacialmente áreas dominadas por EEI (por lo menos para las dos especies priorizadas, *Ligustum lucidum* y *Gleditsia triacanthos*), con un nivel de precisión satisfactorio, teniendo en cuenta la complejidad de detectar este tipo de procesos. El índice NDFI es significativo como variable explicativa de la clasificación según presencia de EEI (variable de respuesta) y es el índice con mayor poder explicativo de los tres índices que fueron comparados ($AIC=810.9$). La clasificación arrojó una exactitud global de 87,6%, con un error global de 12,4% y un coeficiente kappa de 0.695.

Esta clasificación resulta eficaz como indicador de la degradación de los bosques y es replicable en el futuro, considerando el monitoreo continuo de estas invasiones, así como reportes a nivel nacional e internacional. La cartografía obtenida aporta también a la determinación de datos de actividad, uno de los insumos fundamentales para poder estimar emisiones y remociones de gases de efecto invernadero por procesos de degradación forestal.

Se obtuvieron mediciones cuantitativas y espacialmente explícitas de la invasión, que pueden ser repetidas para evaluar tendencias a lo largo del tiempo de estas invasiones biológicas. Este trabajo ayuda a visualizar y analizar geográficamente la invasión por EEI del bosque nativo, aportando al conocimiento de la distribución de dichas especies a nivel nacional. Los resultados arrojaron una superficie de 22.009 ha de bosque nativo invadido por EEI, lo que corresponde a un 2,63% del total, teniendo en cuenta la Cartografía Nacional de Bosque Nativo 2018.

Asimismo, a partir de este trabajo se identificaron los departamentos del país más afectados por estas invasiones, así como las respectivas cuencas y eco-regiones de mayor afección, pudiendo de esta forma mejorar la eficiencia de posibles acciones de prevención, control y mitigación de invasión de estas especies. La mayor concentración de sitios invadidos por EEI se da en la región Suroeste del país, lo cual es coincidente con la información disponible recabada en las parcelas de muestreo del Inventario Forestal Nacional (IFN), coincide también con la presencia de EEI en la Base de Datos de Especies Exóticas Invasoras (InBUy), así como con mucha de la bibliografía consultada. Los departamentos costeros de Montevideo, Canelones, San José y Colonia son los que presentan mayor porcentaje de EEI con respecto a su superficie de bosque nativo. A su vez, se constata que los principales cursos de agua del Suroeste del país se encuentran muy afectados por EEI (cuenca del Río de la Plata y cuenca del Río Santa Lucía). Por otro lado, los departamentos de Tacuarembó, Rivera, Artigas y Salto son los menos afectados en cuanto a porcentaje de bosque nativo con EEI.

La obtención de este mapa permitirá ayudar a la identificación de sitios prioritarios de bosque nativo para su conservación, en función de la relevancia ecológica del mismo y su nivel de invasión por EEI. De esta manera, se podrán elaborar propuestas de acciones locales, focalizadas en la conservación de ciertos sitios, y en la mitigación o prevención de impactos derivados de las invasiones por especies exóticas dentro del bosque. Los resultados de esta investigación ahora se pueden utilizar como información relevante a la hora de diseñar un plan de manejo de EEI a nivel nacional, así como para posibles acciones de restauración ecológica a escala de sitio. A su vez, el análisis de esta información puede ser útil a la hora de vincular estas invasiones con posibles causales.

9. BIBLIOGRAFÍA

Aber, A., Ferrari, G., Porcile, J.F., Rodríguez, E. and Zerbino, S. (eds.) (2012). *Identificación de prioridades para la gestión nacional de las especies exóticas invasoras*. Montevideo: Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras, MVOTMA.

Aber, A., Zerbino, S., Porcile, J.F., Segui, R. and Balero, R. (eds.) (2015). *Especies exóticas invasoras leñosas: experiencias de control*. Montevideo: Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras, MVOTMA.

Adams, J.B., Smith, M.O., Gillespie, A.R., Pieters, C. M. and Englert, P.A.J. (1993). Remote geochemical analysis: Elemental and mineralogical composition. *Imaging spectroscopy: Interpretation based on spectral mixture analysis*, 145-166.

Aguirre-Acosta, N., Kowaljow, E. and Aguilar, R. (2013). Reproductive performance of the invasive tree *Ligustrum lucidum* in a subtropical dry forest: does habitat fragmentation boost or limit invasion? *Biological Invasions* 16(7), 1397–1410.

Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19(6), 716–723.

Amaral, C.H., Roberts, D.A., Almeida, T.I.R., et al. (2015). Mapping invasive species and spectral mixture relationships with neotropical woody formations in southeastern Brazil. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 108, 80–93.

Anderson, J.R. Hardy, J.E., Roach, J.T. and Witmer, R.E. (1976). *A land use and land cover classification system for use with remote sensor data vol. 964*. Washington: US Government Printing Office.

Arenas, S., Haeger, J.F. and Jordano, D. (2011). Aplicación de técnicas de teledetección y GIS sobre imágenes Quickbird para identificar y mapear individuos de peral silvestre (*Pyrus bourgeana*) en bosque esclerófilo mediterráneo. *Revista de Teledetección* 35, 55-71.

Armenteras, D., González, T.M., Retana, J. and Espelta, J.M. (eds.) (2016). Degradación de bosques en Latinoamérica: síntesis conceptual, metodologías de evaluación y casos de estudio nacionales. *IBERO-REDD+*.

Asner, G.P., Knapp, D.E., Kennedy-Bowdoin, T., Jones, M.O., Martin, R.E., Boardman, J. et al. (2008). Invasive species detection in Hawaiian rainforests using airborne imaging spectroscopy and LiDAR. *Remote Sensing of Environment* 112(5), 1942–1955.

Blair, R.M. (1990). *Gleditsia triacanthos* L. honeylocust. *Silvics of North American Trees* 2, 358-364.

Brazeiro, A. (2015). *Eco-Regiones de Uruguay: Biodiversidad, Presiones y Conservación. Aportes a la Estrategia Nacional de Biodiversidad*. Brazeiro, A (ed). Montevideo: Facultad de Ciencias-UDELAR, CIEUDUR, VS-Uruguay.

Brazeiro, A. (2018). *Recientes avances en investigación para la gestión y conservación del bosque nativo de Uruguay. Libro de Resúmenes*. Montevideo: Facultad de Ciencias-UDELAR, MGAP, BMEL.

Brugnoli, E., Masciadri, S. and Muníz, P. (2009). *Base de datos de especies exóticas e invasoras en Uruguay, un instrumento para la gestión ambiental y costera*. Montevideo: Ecoplata, InBUy.

Brugnoli, E. and Laufer, G. (2018). *Ecología, Manejo y Control de Especies Exóticas Invasoras en Uruguay, del diagnóstico a la acción*. Montevideo: MVOTMA.

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

Brussa, C.A., Delfino, L., Nicoli, N., Muñoz, F., Gago, J., Rodríguez, R. and García, A. (2014). *Curso de conocimiento y reconocimiento de flora indígena*. Montevideo: Intendencia Municipal de Montevideo, Museo y Jardín Botánico.

Bullock, E.L., Woodcock, C.E. and Olofsson, P. (2018). Monitoring tropical forest degradation using spectral unmixing and Landsat time series analysis. *Remote Sensing of Environment*.

Búrmida, M. (2011). Leñosas exóticas en bosques fluviales de la zona sur del Uruguay: perturbación antrópica y grado de invasión. Montevideo: Facultad de Ciencias-UDELAR.

Bustamante, M.M., Roitman, I., Aide, T.M., Alencar, A., Anderson, L.O., Aragão, L. et al. (2016). Hacia un marco de monitoreo integrado para evaluar los efectos de la degradación y recuperación de los bosques tropicales en las reservas de carbono y la biodiversidad. *Global change biology* 22(1), 92-109.

Caballero, N. (2015). Análisis de las invasiones de especies leñosas exóticas en las Quebradas del Norte de Uruguay. En *Especies Exóticas invasoras leñosas: experiencias de control*. Aber, A., Zerbino, S., Porcile, J.F., Segui, R. and Balero, R. (eds.). Montevideo: MVOTMA. Capítulo 2. 26-31.

Cabrera, A.L. and Willink, A. (1973). *Biogeografía de América latina*. Washington: Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico.

Cannas, S., Marco, D., Páez, S. and Montemurro, M. (2004). Modelado de invasiones biológicas: dinámica poblacional y formación de patrones espaciales. *Procesos Biofísicos Complejos* 7, 119-136.

Casavecchia, M.C. (2004). Aplicaciones de imágenes Landsat para detección y monitoreo de bosques de siempreverde (*Ligustrum lucidum*) en la sierra de San Javier, Tucumán, Argentina. Tucumán: Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Tucumán.

Carrere, R. (1990). *El bosque natural uruguayo: caracterización general y estudios de caso*. Montevideo: CIEDUR.

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

Carrere, R. (2010). Monte indígena, mucho más que un conjunto de árboles. *Ambiente y medio*. 2. Montevideo: Nordan, Guayubira, CIEDUR, EGP.

Carlson, T.N. and Ripley, D.A. (1997). On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. *Remote Sensing of Environment* 62(3), 241-252.

Carvajales, A. (2013). Modelos de distribución de la acacia invasora: *Gleditsia triacanthos* como herramientas para su manejo. Montevideo: Facultad de Ciencias-UDELAR.

Chebataroff, J. (1942). La vegetación del Uruguay y sus relaciones fitogeográficas con la del resto de la América del Sur. *Revista Geográfica*, 2(4/5/6), 49-90.

Chuvieco, E. (1995). Fundamentos de teledetección ambiental. Madrid: RIALP S.A.

Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras (2010). *Lineamientos para la gestión nacional de especies exóticas invasoras*. Montevideo: UNESCO, CNEEI, MVOTMA.

Cochran, W.G. (1977). Sampling techniques-3. New York: John Wiley Sons.

Cochrane, M.A. (1998). Linear mixture model classification of burned forests in the Eastern Amazon. *International Journal of Remote Sensing* 19(17), 3433-3440.

Colombo-Speroni, F. and de Viana, M.L. (1998). Fruit and Seed Production in *Gleditsia triacanthos*. En *Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses*. Starfinger, U., Edwards, K., Kowarik, I. and Williamson, M. (eds.). Leiden: Backhuys Publishers. Case Studies I: Species. 75-83.

Congalton, R.G. (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment* 37(1), 35-46.

Cottens, C. and Manasliski, M. (2018). Detección de zonas del bosque nativo potencialmente invadidas por especies exóticas a partir de datos LiDAR. Montevideo: Facultad de Ingeniería- UDELAR.

Cracco, M., García, L., González, E., Rodríguez, L. and Quintillán, A.M. (2007). *Importancia global de la biodiversidad del Uruguay*. Montevideo: SNAP-DINAMA.

Davis, M.A., Grime, J.P. and Thompson, K. (2000). Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88(3), 528-534.

Delfino, L. (2015). Ligustro (*Ligustrum lucidum*). En Aber, A., Zerbino, S., Porcile, J.F., Segui, R., Balero, R. (eds.). *Especies Exóticas invasoras leñosas: experiencias de control*. Montevideo: Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras, MVOTMA. 20-23.

De Sy, V., Herold, M., Achard, F., Asner, G.P., Held, A., Kelldorfer, J. et al. (2012). Synergies of multiple remote sensing data sources for REDD+ monitoring. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4(6), 696-706.

Echeverría, R. (2009). Inventario Forestal Nacional. Manual de Campo, Montevideo: FAO, MGAP-DGF.

Elton, C.S. (1958). *The ecology of invasions by animals and plants*. Londres: Methuen & Co. Ltd.

Escudero, R. (2004). *Manejo y Conservación de la diversidad Biológica: Bosque Nativo*. Montevideo: GEF/IBRD.

Farías, L., Vettorazzi, R. and Brazeiro, A. (2018). Efecto del Ligustro (*Ligustrum lucidum*) sobre el funcionamiento ecosistémico del bosque nativo: descomposición. En: Brazeiro, A (ed.). *Recientes avances en investigación para la gestión y conservación del bosque nativo de Uruguay. Libro de Resúmenes*. Montevideo: Facultad de Ciencias-UDELAR, MGAP, BMEL. 36-38.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (2009). *Case Studies on Measuring and Assessing Forest Degradation. Community Measurement of Carbon Stock Change for REDD Forest Resources Assessment Working Paper*, 156. Roma: FAO.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010: Informe principal*, 346. Roma: FAO.

Foga, S., Scaramuzza, P.L., Guo, S., Zhu, Z., Dilley, R.D., Beckmann, T. et al. (2017). Cloud detection algorithm comparison and validation for operational Landsat data products. *Remote Sensing of Environment* 194, 379-390.

Foody, G.M. (2002). Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment* 80(1), 185-201.

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.

Gavier, G.I., Kuemmerle, T., Hoyos, L.E., Stewart, S.I., Huebner, C.D., Keuler, N.S. et al. (2012). Monitoring the invasion of an exotic tree (*Ligustrum lucidum*) from 1983 to 2006 with Landsat TM/ETM+ satellite data and Support Vector Machines in Córdoba, Argentina. *Remote Sensing of Environment* 122, 134-145.

Gautreau, P. (2006). Relatos de crisis ambiental en el Río de La Plata. Una evaluación geográfica de 300 años de relatos de “destrucción” de los bosques uruguayos (siglos XVIII al XIX). Lille: Université des Sciences et Technologie.

Genovesi, P. and Shine, C. (2004). *European strategy on invasive alien species: Convention on the Conservation of European Wildlife and Habitats (Bern Convention)*. Wasselonne: Council of Europe.

Geymonat, G. and Lombardi, R. (2018). *Fauna y flora de Uruguay: bosques y ambientes cercanos*. Montevideo: Tradinco S.A.

Global Forest Observations Initiative (2016). *Integration of remote-sensing and ground-based observations for estimation of emissions and removals of greenhouse gases in forests: Methods and Guidance from the Global Forest Observations Initiative*. Roma: FAO.

Ghera, C.M., and León, R.J.C. (2001). Ecología del paisaje pampeano: consideraciones para su manejo y conservación. En *Ecología de Paisajes*. Naveh, Z., Lieberman, A., Sarmiento, F.O., Guersa, C. and León, R.J.C. (eds.). Buenos Aires: Editorial Facultad de Agronomía. 471-512.

Global Observation of Forest and Land Cover Dynamics (2009). *Reducing greenhouse gas emissions from deforestation and degradation in developing countries: a sourcebook of methods and procedures for monitoring, measuring and reporting. GOF-C-GOLD Report version COP14-2*. Alberta: GOF-C-GOLD Land Cover Project Office.

Global Observation of Forest and Land Cover Dynamics (2012). *A sourcebook of methods and procedures for monitoring and reporting anthropogenic greenhouse gas emissions and removals associated with deforestation, gains and losses of carbon stocks in forests remaining forests, and forestation. GOF-C-GOLD Report version COP18-1*. Wageningen: GOF-C-GOLD Land Cover Project Office.

Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D. and Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment* 202, 18-27.

Grau, H.R. and Aragón, R. (2000). Árboles invasores de la sierra de San Javier, Tucumán, Argentina. En *Ecología de árboles exóticos en las yungas argentinas*. Tucumán: Universidad Nacional de Tucumán.

Grau, H.R., Hernández, M.E., Gutierrez, J., Gasparri, N.I., Casavecchia, M.C., Flores-Ivaldi, E.E. et al. (2008). A Peri-Urban Neotropical Forest Transition and its Consequences for Environmental Services. *Ecology and Society* 13(1).

Green, P.S. (1995). Taxonomic Notes Relating to *Ligustrum* (Oleaceae). *Kew Bulletin* 50(2), 379.

Grela, I. (2004). Geografía florística de las especies arbóreas de Uruguay: propuesta para la delimitación de dendrofloras. Montevideo: Facultad de Ciencias-UDELAR.

Gutman, G., Byrnes, R.A., Masek, J., Covington, S., Justice, C., Franks, S. and Headley, R. (2008). Towards monitoring land-cover and land-use changes at a global scale: The Global Land Survey 2005. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 74(1), 6-10.

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

Higgins, S.I., Richardson, D.M., Cowling, R.M. and Trinder-Smith, T.H. (1999). Predicting the Landscape-Scale Distribution of Alien Plants and Their Threat to Plant Diversity. *Conservation Biology* 13(2), 303-313.

Hoyos, L.E., Gavier, G.I., Kuemmerle, T., Bucher, E.H., Radeloff, V.C. and Tecco, P.A. (2010). Invasion of glossy privet (*Ligustrum lucidum*) and native forest loss in the Sierras Chicas of Córdoba, Argentina. *Biological Invasions* 12(9), 3261-3275.

Huang, C. and Asner, G. (2009). Applications of Remote Sensing to Alien Invasive Plant Studies. *Sensors* 9(6), 4869-4889.

Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E., Gao, X. and Ferreira, L. (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment* 83(1-2), 195-213.

Instituto Uruguayo de Meteorología (n.d.). *Clasificación climática / Inumet*. Montevideo: INUMET. <https://www.inumet.gub.uy/clima/estadisticas-climatologicas/clasificacion-climatica>. Acceso 17 septiembre 2019.

Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (2011). Caracterización agroclimática del Uruguay (1980-2009). *Serie técnica N° 193*. Montevideo: INIA

Ihuoma, S.O. and Madramootoo, C.A. (2017). Recent advances in crop water stress detection. *Computers and Electronics in Agriculture* 141, 267-275.

International Tropical Timber Organization (2002). *ITTO guidelines for the restoration, management and rehabilitation of degraded and secondary tropical forests*. Yokohama: ITTO.

- Jackson, R.D. and Huete, A.R. (1991). Interpreting vegetation indices. *Preventive Veterinary Medicine* 11(3-4), 185-200.
- Jiang, Z., Huete, A., Didan, K. and Miura, T. (2008). Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band. *Remote Sensing of Environment* 112(10), 3833-3845.
- Levine, J.M., Vilà, M., Antonio, C.M.D., Dukes, J.S., Grigulis, K. and Lavorel, S. (2003). Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 270(1517), 775-781.
- Levine, J.M., Adler, P.B. and Yelenik, S.G. (2004). A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. *Ecology Letters* 7(10), 975-989.
- Lichstein, J.W., Grau, H.R. and Aragón, R. (2004). Recruitment limitation in secondary forests dominated by an exotic tree. *Journal of Vegetation Science* 15(6), 721.
- Liu, D. (2008). Simulating remotely sensed imagery for classification evaluation. *The International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 37, 299-304.
- 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).
- Lund, H.G. (2009). *What is a degraded forest? White paper prepared for FAO*. Gainesville: Forest Information Services.
- Mack, R.N., Simberloff, D., Mark Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M. and Bazzaz, F.A. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10(3), 689-710.
- Marchesi E., Alonso, E., Delfino, L., García, M., Haretche, F. and Brussa, C. (2013). Plantas vasculares. En *Especies prioritarias para la conservación en Uruguay. Vertebrados, moluscos continentales y plantas vasculares*. Soutullo, A., Clavijo, C. and Martínez-Lanfranco, J.A. (eds.). Montevideo: MVOTMA-DINAMA, SNAP, DICYT, MEC. 27-72.
- Marco, D.E. and Páez, S.A. (2000). Invasion of *Gleditsia triacanthos* in *Lithraea ternifolia* Montane Forests of Central Argentina. *Environmental Management* 26(4), 409-419.
- Martino, L. (2006). *Especies exóticas invasoras, propuesta para la estrategia a nivel del sistema Nacional de Áreas protegidas*. Montevideo: MVOTMA-DINAMA, SNAP.
- Martino, L. (2012). La expansión de *Ligustrum lucidum* en la cuenca media del Río Santa Lucía (Uruguay). Acción del clima en el reclutamiento. Montevideo: Facultad de Ciencias-UDELAR.
- Matthews, S. (2005). *Sudamérica invadida: el creciente peligro de las especies exóticas invasoras*. Nairobi: GISP (Global Invasive Species Programme).
- Mazia, N.C., Chaneton, E.J., Ghersa, C.M. and León, R.J. (2001). Limits to tree species invasion in pampean grassland and forest plant communities. *Oecologia* 128(4), 594-602.

- Mehta, S.V., Haight, R.G., Homans, F.R., Polasky, S. and Venette, R.C. (2007). Optimal detection and control strategies for invasive species management. *Ecological Economics* 61(2-3), 237-245.
- Meyerson, L.A., and Mooney, H.A. (2007). Invasive alien species in an era of globalization. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5(4), 199-208.
- Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca - Dirección General Forestal (2018). *Estrategia Nacional de Bosque Nativo*. Montevideo: MGAP-DGF, MVOTMA, UNIQUE, Hessen Forst.
- Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca - Dirección General Forestal (2018). *Resultados Cartografía Forestal Nacional 2018*. Montevideo: MGAP-DGF. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/informe-resultados-cartografia-forestal-nacional-2018>
- Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca - Dirección General Forestal (2018). *Cartografía de Bosque Plantado 2018*. Montevideo: MGAP-DGF. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/monitoreo-bosques>
- Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca - Dirección General Forestal (2019). *Resultados del Inventario Forestal Nacional de Bosque Nativo 2018*. Montevideo: MGAP-DGF. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/resultados-del-inventario-nacional-forestal-bosque-nativo>
- Minor, E.S., Tessel, S.M., Engelhardt, K.A.M. and Lookingbill, T.R. (2009). The role of landscape connectivity in assembling exotic plant communities: a network analysis. *Ecology* 90(7), 1802-1809.
- Montaldo, N. H. (1993). Dispersión por aves y éxito reproductivo de dos especies de *Ligustrum* (Oleaceae) en un relicto de selva subtropical en la Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 66, 75-85.
- Montaldo, N.H. (2000). Éxito reproductivo de plantas ornitócoras en un relicto de selva subtropical en Argentina. *Revista chilena de historia natural* 73(3), 511-524.
- Monteiro, A.L., Souza, C.M. and Barreto, P. (2003). Detection of logging in Amazonian transition forests using spectral mixture models. *International Journal of Remote Sensing* 24(1), 151–159.
- Montti, L., Carrillo, V.P., Gutiérrez-Angonese, J., Gasparri, N.I., Aragón, R. and 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.
- Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (2014). *Plan de Manejo del Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay*. Montevideo: MVOTMA-DINAMA.
- Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (2016). *Estrategia Nacional para la Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica del Uruguay: 2016-2020*. Montevideo: MVOTMA.
- Nebel, J.P. and Porcile, J.F. (2006). La contaminación del bosque nativo por especies arbóreas y arbustivas exótica. Montevideo: MGAP-DGF.

Oliveira-Filho, A.T., Budke, J.C., Jarenkow, J.A., Eisenlohr, P.V. and Neves, D.R.M. (2013). Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. *Journal of Plant Ecology* 8(3), 242-260.

Peres, C.A., Barlow, J. and Laurance, W.F. (2006). Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution* 21(5), 227-229.

Proyecto REDD+ Uruguay (2018). *Cartografía de Bosque Nativo 2016 elaborada en base al procesamiento digital e interpretación de imágenes Sentinel 2*. Bernardi, L. Boccardo, A., Miguel, C., Olivera, J. y Penengo, C. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/monitoreo-bosques>

Proyecto REDD+ Uruguay (2019). *Análisis de información sobre infracciones a la normativa forestal relacionadas con bosque nativo para el periodo 2000-2016*. Baccino, E., Boccardo, A., Chiesa, V., García, M.L., Martino, D., Méndez, A. y Olivera, J. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca-Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Montevideo, Uruguay.

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.

Proyecto REDD+ Uruguay (2020). *Análisis de los impulsores de deforestación y degradación del bosque nativo en Uruguay*. García, M.L., Chiesa, V., Etchebarne, V., Justo, C. y Martino, D. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca-Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Montevideo, Uruguay.

Rejmánek, M. and Richardson, D.M. (1996). What Attributes Make Some Plant Species More Invasive? *Ecology* 77(6), 1655-1661.

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., Rejmanek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D. and West, C.J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6(2), 93-107.

Roberts, D.A., Smith, M.O. and Adams, J.B. (1993). Green vegetation, nonphotosynthetic vegetation, and soils in AVIRIS data. *Remote Sensing of Environment* 44(2-3), 255–269.

Rossi, C.A., González, G.L. and Torrá, E. (2008). Evaluación forrajera de hojas y frutos de “Acacia negra” (*Gleditsia triacanthos* L.). *Revista Argentina de Producción Animal* 28, 349-353.

Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A. and Deering, D.W. (1974). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. *NASA special publication*, 351, 309.

Sabattini, R., Ledesma, S., Fontana, E. and Diez, J. (2009). Revisión crítica de “Acacia Negra” *Gleditsia triacanthos*, Leñosa invasora de los sistemas productivos en Argentina. *Dow AgroSciences*.

Sasaki, N. and Putz, F.E. (2009). Critical need for new definitions of “forest” and “forest degradation” in global climate change agreements. *Conservation Letters* 2(5), 226-232.

Schultz, M., Clevers, J.G.P.W., Carter, S., Verbesselt, J., Avitabile, V., Quang, H.V. et al. (2016). Performance of vegetation indices from Landsat time series in deforestation monitoring. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 52, 318-327.

Servicio Geográfico Militar (2019). *Límites Departamentales del Uruguay*. Montevideo: IDE. <https://catalogodatos.gub.uy/dataset/ide-limites-departamentales>

Sher, A.A. and Hyatt, L.A. (1999). The disturbed resource-flux invasion matrix: a new framework for patterns of plant invasion. *Biological Invasions* 1(2/3), 107-114.

Simula, M. (2009). Towards defining forest degradation: comparative analysis of existing definitions. *Forest Resources Assessment Working Paper*, 154.

Simula, M. and Mansur, E. (2011). A global challenge needing local response. *Unasylva*, 62(2), 238.

Singh, K.K., Davis, A.J. and Meentemeyer, R.K. (2015). Detecting understory plant invasion in urban forests using LiDAR. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 38, 267-279.

Skole, D. and Tucker, C. (1993). Tropical Deforestation and Habitat Fragmentation in the Amazon: Satellite Data from 1978 to 1988. *Science* 260(5116), 1905-1910.

Sosa, B., Cantón, V. and Achkar, M. (2018). Oportunidades para el control de Especies Exóticas Invasoras. En *Ecología, Manejo y Control de Especies Exóticas e Invasoras en Uruguay*, del Diagnóstico a la Acción. Brugnoli, E. and Laufer, G. (eds.). Montevideo: MVOTMA. 29-31.

Souza, C. (2003). Mapping forest degradation in the Eastern Amazon from SPOT 4 through spectral mixture models. *Remote Sensing of Environment* 87(4), 494-506.

Souza, C.M., Roberts, D.A. and Cochrane, M.A. (2005). Combining spectral and spatial information to map canopy damage from selective logging and forest fires. *Remote Sensing of Environment* 98(2-3), 329-343.

Souza, Jr, C., Siqueira, J., Sales, M., Fonseca, A., Ribeiro, J., Numata, I. et al. (2013). Ten-Year Landsat Classification of Deforestation and Forest Degradation in the Brazilian Amazon. *Remote Sensing* 5(11), 5493-5513.

Stehman, S. V. (2009). Sampling designs for accuracy assessment of land cover. *International Journal of Remote Sensing* 30(20), 5243-5272.

Strahler, A. H., Boschetti, L., Foody, G. M., Friedl, M. A., Hansen, M. C., Herold, M. et al. (2006). Global land cover validation: Recommendations for evaluation and accuracy assessment of global land cover maps. *GOFC-GOLD Report No. 25*. Luxemburgo: Office for Official Publications of the European Communities.

Tecco, P.A., Díaz, S., Cabido, M. and Urcelay, C. (2010). Functional traits of alien plants across contrasting climatic and land-use regimes: do aliens join the locals or try harder than them? *Journal of Ecology* 98(1), 17-27.

Theoharides, K.A. and Dukes, J.S. (2007). Plant invasion across space and time: factors affecting nonindigenous species success during four stages of invasion. *New Phytologist* 176(2), 256-273.

Thompson, I., Mackey, B., McNulty, S., Mosseler, A. (2009). *Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change. A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems*. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity.

Thompson, I.D., Guariguata, M.R., Okabe, K., Bahamondez, C., Nasi, R., Heymell, V. et al. (2013). An Operational Framework for Defining and Monitoring Forest Degradation. *Ecology and Society*, 18(2).

Tilman, D., Isbell, F. and Cowles, J.M. (2014). Biodiversity and Ecosystem Functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 45(1), 471-493.

Toranza, C., Tarragó, V. and Haretche, F. (2018). Regeneración e invasión en bosques serranos de Uruguay. En Brazeiro, A. (ed.). *Recientes avances en investigación para la gestión y conservación del bosque nativo de Uruguay. Libro de Resúmenes*. Montevideo: Facultad de Ciencias-UDELAR, MGAP, BMEL. 28-31.

Townshend, J.R.G. and Justice, C.O. (1988). Selecting the spatial resolution of satellite sensors required for global monitoring of land transformations. *International Journal of Remote Sensing* 9(2), 187-236.

Traversa, I.P. and Reyes, M. (2013). Caracterización, distribución y manejo de los bosques nativos en el norte de Uruguay. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84(1), 249-262.

Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (2012). Proteger la red de la vida, 9 junio 2012. <https://www.iucn.org/es/content/proteger-la-red-de-la-vida>.

United States Department of Agriculture (2003). Plant Guide. Honey Locust. *Gleditsia triacanthos*, L., 03 febrero 2003. http://plants.usda.gov/plantguide/pdf/pg_gltr.pdf. Acceso 06 mayo 2019.

United Nations Framework Convention on Climate Change (2010). *Report of the Conference of the Parties on its fifteenth session, held in Copenhagen from 7 to 19 December 2009*. Copenhagen. FCCC/CP/2009/11/Add.1.

United Nations Framework Convention on Climate Change (2016). *Report of the Conference of the Parties on its twenty-first session, held in Paris from 30 November to 13 December 2015: Addendum. Part two: Action taken by the Conference of the Parties at its twenty-first session*. Bonn. FCCC/CP/2015/10.

United States Geological Service (n.d.). Landsat Satellite Missions. <https://www.usgs.gov/land-resources/nli/landsat/landsat-satellite-missions?qt>. Acceso 15 mayo 2020.

Ustin, S.L. and Gamon, J.A. 2010. Remote sensing of plant functional types. *New Phytologist* 186(4), 795-816.

Vassallo, M.M., Dieguez, H.D., Garbulsky, M.F., Jobbágy, E.G. and Paruelo, J.M. (2012). Grassland afforestation impact on primary productivity: a remote sensing approach. *Applied Vegetation Science* 16(3), 390-403.

Viana, H. and Aranha, J. (eds.) (2010). Mapping invasive species (*Acacia dealbata*) using ASTER/TERRA and LANDSAT 7 ETM+ imagery. *Forest Landscapes and Global Change-New Frontiers in Management, Conservation and Restoration. Proceedings of the IUFRO Landscape Ecology Working Group International Conference*. Bragança, Portugal, 21-27 septiembre 2010. Bragança: IUFRO, Instituto Politécnico de Bragança.

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

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

Wallace, J., Behn, G. and Furby, S. (2006). Vegetation condition assessment and monitoring from sequences of satellite imagery. *Ecological Management and Restoration* 7(s1), S31-S36.

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

Zamora Nasca, L., Montti, L., Grau, R. and Paolini, L. (2014). Efectos de la invasión del ligustro, *Ligustrum lucidum*, en la dinámica hídrica de las Yungas del noroeste argentino. *Bosque* 35(2), 195-205.

Zhu, Z. and Woodcock, C.E. (2012). Object-based cloud and cloud shadow detection in Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment* 118, 83-94.

10. ANEXOS

Calificación de la Severidad de la amenaza en el Inventario Forestal Nacional:

Dentro de los datos relevados en el IFN, se registraron datos sobre EEI. Un aspecto importante a tener en cuenta, en particular considerando la relevancia de la información del inventario para la evaluación de exactitud de este informe, es que el trabajo de campo llevado adelante en las tres etapas tiene diferencias metodológicas respecto a la forma como se recabó la información correspondiente a al grado o la severidad de la invasión.

En las dos primeras etapas (2009-2010; 2011) se relevó información de variables dasométricas en la parcela y la presencia de EEI tanto dentro de las parcelas como en las zonas circundantes a la misma, se categorizaban en leñosas o herbáceas, se determinaba la especie y la severidad de la invasión atendiendo a tres criterios: Baja, cuando hay pocos signos visibles de la especie invasiva; Media, cuando hay signos visibles de la especie invasiva y Alta, cuando el área está severamente afectada por la especie invasiva. En la última etapa (2014-2016) se determinaba en el entorno de la parcela y se categorizaba, se determinaba la especie y la severidad según los criterios de IUCN-CMP (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza – Conservation Measures Partnership). Esta diferencia de criterios fue unificada a la última modalidad para su implementación. Existen 19 parcelas donde se detectó la presencia de EEI, pero no existe información asociada a la misma (categoría: herbácea o leñosa, especie o severidad de la invasión), por ende, estas parcelas no fueron tenidas en cuenta para el presente trabajo.

Según IUCN-CMP, la severidad se mide usualmente 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).

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%.

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%.

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%.

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%.