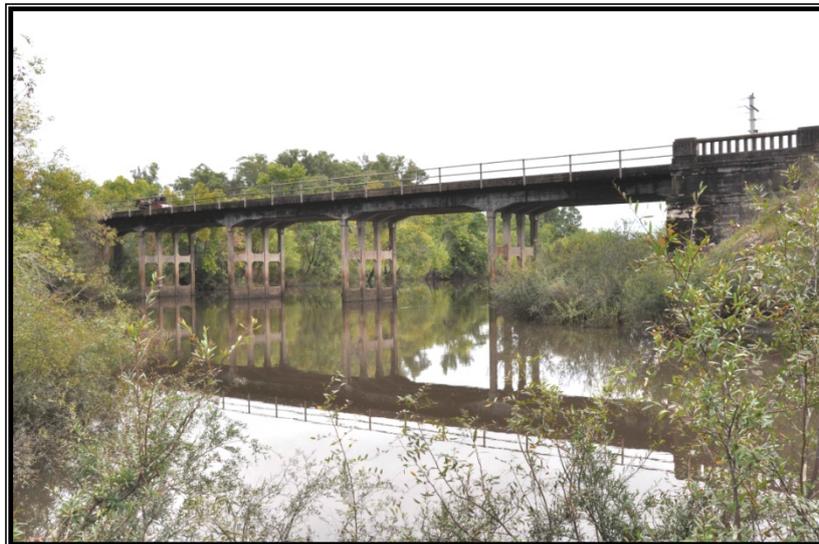


Tesina de Grado
Licenciatura en Ciencias Biológicas, Opción Ecología

**Leñosas exóticas en bosques fluviales de la zona sur de Uruguay:
perturbación antrópica y grado de invasión**



Mónica Búrmida

Tutor: Alejandro Brazeiro

Grupo Biodiversidad y Ecología de la Conservación
Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales
Facultad de Ciencias

Setiembre 2011

Resumen

Un fenómeno que desde hace unas décadas está cobrando relevancia mundial es el de las invasiones biológicas y su efecto negativo sobre la biodiversidad. En un número importante de bosques nativos de Uruguay, la expansión de especies arbóreas exóticas es preocupante, particularmente en los bosques fluviales, donde se observa una fuerte variabilidad en el grado de invasión. La invasión de un ecosistema (i.e., la susceptibilidad a ser invadido), depende de varios factores, siendo el grado de disturbio a que se encuentra sometido, uno de los más recurrentes. En este contexto, la pregunta central abordada por este trabajo es: **¿Qué relación mantiene el grado de invasión de los bosques fluviales del sur de Uruguay con el nivel de disturbio o perturbación?** Una fuente clara de disturbios en bosque fluviales, es la construcción de puentes carreteros, que generan una denudación del terreno de tamaño considerable. La presencia de centros poblados cercanos, podría al mismo tiempo aportar una nueva fuente, asociado a actividades antrópicas tales como la recolección de leña, actividad recreativa (senderos, fogatas), introducción de ganado (picadas). En este trabajo, a los efectos de evaluar la hipótesis de que: la invasión es facilitada por los disturbios asociados a la construcción de puentes y actividades antrópicas, se comparó el grado de invasión de especies arbóreas exóticas entre parcelas de bosque situadas cercanas a puentes (parcelas puente) y parcelas control (al menos 4km aguas abajo del puente). Para este fin se estudiaron 5 parcelas puente y 5 parcelas control, correspondientes, en bosque fluviales del sur del país (Canelones, Colonia, Maldonado, Lavalleja). A través de la riqueza y abundancia relativa de las exóticas se estimaron indicadores de Grado de Invasión y a través de las características del bosque y su estado, se estimó el Grado de Perturbación asociado a actividades humanas (senderos, corta, etc.). Se constató una relación positiva entre la actividad antrópica y el grado de perturbación en bosques y entre este y el grado de invasión por arbóreas exóticas. Se concluye: que el grado de invasión en los bosques fluviales del sur del país es importante, y que es particularmente alto en las zonas alteradas por la construcción de puentes. Se recomienda que la construcción de futuros puentes contemple la restauración de los bosques para reducir el ingreso de invasoras, y se plantea que los estudios tendientes a controlar las invasiones deberían ser un tema prioritario dentro de la agenda de investigación nacional.

Palabras claves: bosque nativo, exóticas, invasión, perturbación

Introducción

La invasión como problema ambiental

Un fenómeno que si bien comenzó con la propia humanidad, se ha visto acelerado hoy en día, por la globalización (Vila et al, 2008; GeoUruguay, 2008; Martino, 2006) y podría estar siendo favorecido por el calentamiento global (Vila et al, 2008), es el de las invasiones biológicas. Este fenómeno, junto con la pérdida de hábitat, son consideradas por la UICN como las dos principales causas de pérdida de biodiversidad a nivel mundial (Ricciardi and Atkinson, 2004; Martino, 2006). Antes de la aparición del humano, los ecosistemas evolucionaron en un relativo aislamiento, las primeras introducciones debieron comenzar con los primeros desplazamientos del humano y hoy, el traslado de especies exóticas, se ha vuelto un evento recurrente que se da de forma consciente pero también accidental (Vila et al, 2008).

El programa mundial sobre Especies Invasoras (GIPS), considera especie invasora exótica a aquella que ha sido introducida fuera de su rango normal de ocurrencia actual o pasado y cuya introducción y dispersión afecta la salud humana, la economía y o el ambiente (Nebel y Porcile, 2006). Por lo que una especie exótica, que se naturaliza y se convierte en invasora, modifica la composición, estructura y procesos ecosistémicos (Hobbs, 1989; GeoUruguay, 2008; La Sorte et al, 2008). Algunas de estas especies llegan a tener efectos dramáticos sobre determinados ecosistemas receptores, pudiendo provocar la extinción de una especie nativa de esa zona y así producir cambios en la red trófica local (GeoUruguay, 2008; Stapanian et al, 1998). Constituye un fenómeno mundial con impacto en lo ecológico, evolutivo, económico, social y que afecta a nivel local, regional e internacional (Martino, 2006; GeoUruguay, 2008).

No toda especie puede convertirse en invasora. De hecho, de las especies que llegan a una nueva zona, solo un bajo porcentaje podrán sobrevivir un tiempo y aún, un número menor podrán establecerse (Rejmanek, 2005). Una especie tiene que tener determinadas características biológicas y de historia de vida para comportarse como invasora (GeoUruguay, 2008) y aún así quizás no pueda establecerse en todas las zonas a las que llegue con la ayuda del hombre. Los factores que determinan que una especie vegetal se convierta en invasora son variados (Vila et al, 2008). Estudiando especies con alto potencial invasor se extrajeron determinadas características asociadas al éxito invasor, entre ellas cabe destacar: una elevada capacidad competitiva, crecimiento rápido, tolerancia al estrés y a la perturbación, mayor eficacia en el uso de los recursos y una mayor producción de néctar (Vila et al, 2008).

El primero que se aproximó al tema de las invasiones biológicas fue Darwin que utilizó el concepto de semejanza filogenética para explicar porqué una especie podía naturalizarse en un nuevo hábitat. Más adelante Elton presta atención a dos conceptos: la existencia de un nicho vacío que pueda aprovechar la nueva especie, así como que la especie exótica debería librarse de las interacciones negativas de las especies nativas y reducir los daños que éstas les puedan provocar para poder instalarse (Carballo, 2009). De ahí en más se han descrito un gran número de teorías al respecto.

Podemos agrupar al conjunto de invasiones biológicas en uno de estos tres factores promotores: la presión de propágulos (número y frecuencia de las introducciones) de la especie exótica; la invasividad, que incluye las características que necesita una especie para convertirse en invasora y la invasibilidad que se refiere a la susceptibilidad del nuevo ambiente (Lonsdale, 1999; Davis, 2001; Carballo, 2009). Este último factor, la invasibilidad, dependerá a su vez del clima regional, de las capacidades competitivas de las especies nativas así como del régimen de alteración a que se encuentre sometido el ecosistema (Lonsdale, 1999; Davis, 2001), por lo que la invasibilidad es un factor que varía en el tiempo.

En lo que respecta a las comunidades vegetales, según Davis (2001), la invasibilidad de una comunidad aumenta cuando mayor es la diferencia entre el stock de recursos y el aprovechamiento de éstos, si este hecho coincide con una gran disponibilidad de propágulos de la especie exótica, será aprovechado por esta especie (Rejmanek, 2005). Así mismo la proporción de especies invasoras presentes en un sitio determinado estaría relacionada con la historia del lugar y de la región en que se encuentra inmerso (Stapanian et al, 1998). Una teoría anterior sugería que una comunidad más diversa tendría menos posibilidad de ser invadida, hay estudios que no apoyan este concepto, sino que muestran lo contrario (e.g., Planty-Tabacchi 1996). Quizás es más importante la diversidad de los restantes grupos para facilitar la invasión, como herbívoros, patógenos, polinizadores que de la propia diversidad de plantas en este caso (Rejmanek, 2005; Richardson et al, 2007). Para contrarrestar, o sea para mermar la invasibilidad, las condiciones climáticas y la velocidad de crecimiento de las especies residentes, como ocurre en los bosques tropicales (Rejmanek, 2005) jugarían un papel importante.

Pero un concepto que tiene gran apoyo y que ha presentado una notoria evidencia, es el hecho de que zonas vírgenes son menos invadidas que zonas perturbadas. En todo el mundo las zonas con mayor grado de perturbación antrópica sufren de un mayor grado de invasión (Rejmanek, 2005). Por ejemplo, la introducción de especies de plantas de una región a otra está estrechamente relacionada con el movimiento de las personas; estudios realizados en áreas protegidas muestran que el grado de invasión está relacionado con el número de visitantes a las reservas (Pysék, 2002). Incluso en zonas con perturbación de baja intensidad, como el pastoreo o la extracción de leña a baja escala, pueden llegar a afectar la estructura del bosque y su regeneración (Ramirez-Marcial, 2001).

El Bosque fluvial uruguayo y su problemática ambiental

Si bien la gran mayoría de la superficie de nuestro territorio está dominado por los pastizales naturales (pradera), el bosque nativo ocupa una superficie que las estimaciones promedian en unas 700 mil ha (Escudero, 2004). La clasificación más usada para los bosques los ha dividido en diferentes categorías o tipos en base a las características de la ubicación topográfica, ya que, con algunas excepciones, las especies que lo forman son las mismas. En este sentido, las bioregiones representan la salvedad, porque las zonas boscosas muestran, en nuestro territorio, una marcada diferenciación norte-sur y este-oeste (Brussa y Grela, 2007). En esas categorías podemos destacar al bosque fluvial y los bosques serranos como los más extendidos, pero sin quitarle trascendencia a las otras formaciones como los bosques de quebrada, los bosques parque y los bosques psamófilos.

En particular el bosque ribereño (de galería o fluvial) es el que ocupa las zonas bajas, acompañando los cursos de agua. Se caracterizan por un dosel continuo y poseen vegetación de sotobosque y tapiz herbáceo además de otros grupos taxonómicos incluyendo epífitas, parásitas y trepadoras. Las especies arbóreas que allí se encuentran se ubican en franjas paralelas al curso de agua según sus requerimientos hídricos (Brussa y Grela, 2007; Piaggio y Delfino, 2009). Generalmente, encontramos en las márgenes de los cursos de agua, especies, entre otras como el Sauce Criollo (*Salix humboldtiana*), el Blanquillo (*Sebastiania commersoniana* o *S. brasiliensis*), el Mataojo (*Pouteria salicifolia*) y el Ceibo (*Eritrina crista-galli*). Alejándonos del agua, se encontraría el Chalchal (*Allophylus edulis*), el Arrayán (*Blepharocalyx salicifolius*), el Canelón (ej.: *Myrsine laetevirens*), los Laureles (*Ocotea acutifolia* u *O. pulchella*) o el Coronilla (*Scutia buxifolia*). Por último en contacto con la pradera encontramos las especies más xerófilas como pueden ser: el Tala (*Celtis tala*), la Aruera (*Lithraea molleoides*) y el Palo de Jabón (*Quillaza brasiliensis*) (Brussa y Grela, 2007). La dinámica a la que están sometidos estos ambientes limita la selección de las especies que aquí persisten, por lo que cuentan con adaptaciones morfológicas como las que le brindan resistencia a las inundaciones, a la abrasión física y la rotura de ramas (Richardson et al, 2007). Asimismo los procesos hidrológicos, que hacen que estos ecosistemas estén sujetos a

frecuentes perturbaciones, son los principales determinantes de los patrones de distribución de las especies en estos sistemas (Holmes et al, 2005; Richardson et al, 2007).

En problemas ambientales tales como: las inundaciones, el exceso de CO₂ en la atmósfera y conservación del horizonte fértil del suelo, los bosques juegan un papel importante en la amortiguación de sus efectos. Asimismo, el bosque fluvial, cumple las funciones de evapotranspiración, de intercepción e infiltración del agua, en mejor medida que otras formaciones boscosas, por tratarse de especies hidrófilas muchas de las que allí se encuentran (Carrere, 1990; Holmes et al, 2005). Podemos dividir los aportes ambientales de los bosques en bienes y servicios (o valor consecuencia), en estos últimos también se incluyen beneficios de su influencia hacia otros ecosistemas relacionados (Carrere, 1990; Martino, 2006). Por otro lado, hasta hace poco, el concepto que se manejaba era el del valor de mercado de los productos del bosque, de sus aportes al PBI, concepto tradicional e insuficiente, sin tomar en cuenta otros aportes de estos ecosistemas a la sociedad (Segura et al, 1997). Los servicios aportados por el bosque tienen indudablemente un valor, pero no resultan fácilmente cuantificables y no encontramos casi, estudios realizados en nuestro país a este respecto.

A nivel global, los bosques han sufrido importantes alteraciones ambientales (González, 2007; Richardson et al, 2007), y Uruguay no es la excepción. Si bien la superficie de bosque nativo desde 1960 al presente no ha decrecido, sino que incluso podría haber aumentado de 2.7% a 3.7% (Gautrau, 2006; GeoUruguay, 2008), se advierten alteraciones importantes (Carrere, 1990; Escudero 2004, GeoUruguay, 2008). Nuestros bosques fluviales junto con los de serranías, cumplieron la función de abastecer de leña y madera a la población desde fines del siglo XIX y hasta mediados del siglo XX, lo que ha provocado importantes destrucciones locales de sus masas boscosas (Gautreau 2006; GeoUruguay, 2008;). El pastoreo y pisoteo del ganado vacuno y la tala rasa para la construcción de puentes y caminos, así como la ampliación de las zonas de cultivos, son otros factores que atentan contra la integridad ecológica de los bosques (GeoUruguay, 2008). Dentro de las amenazas al bosque nativo, el problema de las invasiones biológicas es uno de los más graves (Escudero, 2004; GeoUruguay, 2008).

Con respecto al contexto histórico de la entrada de especies exóticas a nuestro país, sabemos que los primeros árboles foráneos introducidos fueron los frutales, tales como: durazneros, higueras, membrillos, limoneros y otros, descriptos desde 1605. Más adelante, luego del 1700, llegaron las especies forestales y ornamentales, de los que se reconocen el pino, los álamos, acacias, robles entre otras (Berro, 1914). A partir de 1850 se habría comenzado con el cultivo de los eucaliptos (Berro, 1914), introducido por varios ciudadanos ya que no eran atacados por las hormigas y crecían rápidamente. Hoy en día son cultivados masivamente. Específicamente, el proceso de avance de especies exóticas en nuestros bosques se ha dado desde la primera mitad del siglo XX, cuando se comienzan a plantar árboles alóctonos por su mayor poder maderable y su supuesta mayor rapidez de crecimiento y a partir de la idea de que el mejor suelo para plantarlos era donde ya había árboles. Vieron esta actividad como una contribución a la mejora de la calidad del bosque nativo (Brussa y Grela, 2007).

Hoy en día sabemos que fue una idea desafortunada y se citan en nuestros bosques un gran número de especies exóticas, de las cuales podemos nombrar algunas de las más agresivas por su invasividad a: el ligustro (*Ligustrum sp*), la espina de cristo (*Gleditsia triacanthos*), el fresno (*Fraxinus sp*), la zarzamora (*Rubus sp*) y el tojo (*Ulex europaeus*) que si bien se asocia menos con el bosque se lo ha registrado formando parte del sotobosque en Lavalleja y Cerro Largo (Nebel y Porcile, 2006). Estas especies aprovechan las oportunidades que les brinda el bosque en sí, tienen la ventaja de ser dispersadas por el viento o por frugívoros nativos y sumado a esto, la acción del ganado como diseminador, facilitan su entrada y permanencia.

Pregunta: perturbación e invasibilidad

Los centros poblados, históricamente se han instalado a orillas de algún curso de agua, del cual aprovechan sus numerosas ventajas. Los mismos asentamientos humanos, en su inmensa mayoría, utilizan árboles exóticos tanto en jardines como en el ornato público. Considerando este hecho no es muy difícil que llegue algún propágulo al curso de agua, que se asiente en alguna parte del bosque fluvial ya que los ríos y arroyos actúan como canales para la dispersión (Richardson et al, 2007).

Los bosques fluviales son especialmente susceptibles ya que las fluctuaciones naturales en el nivel del agua también podrían colaborar en el recambio de flora, si se lo considera junto con eventos de producción y liberación de semillas. Por lo que las plantas exóticas una vez introducidas aprovechan las modificaciones provocadas por inundaciones naturales tanto como por perturbaciones antrópicas para entrar en el bosque (Richardson et al, 2007).

Otro factor importante de perturbación localizada, es la construcción de puentes, que implica la tala rasa y remoción total de bosque en una franja variable, que puede oscilar entre 20 y 100 m. Teóricamente (Manual de Normas Ambientales de la DNV) la empresa encargada de la construcción, debería luego de culminada la obra, implementar un programa de reforestación, lo que rara vez ocurría (Ings.: Analía Alvarez y Gabriela Dupuy com. pers., MTOP).

Por lo que las perturbaciones que afectan el bosque nativo, podrían estar facilitando el proceso de invasión por especies exóticas (Holmes et al, 2005; Richardson et al, 2007). Constituyendo una oportunidad para la especie invasora, por abrir un espacio para el establecimiento y por dejar recursos disponibles (Hobbs, 1989; Stapanian et al, 1998). Seguramente este aumento de stock de recursos se deba a la disminución de la competencia por parte de las especies nativas dañadas durante el evento perturbador (Davis, 2001), dando la oportunidad a que la especie exótica, avance sobre las nativas (Martino, 2006).

En la zona sur y en el litoral de nuestro país es donde el grado de avance de especies invasoras es mayor (Carrere, 1994; Brussa y Grela, 2007), coincidiendo con un mayor grado de urbanización y densidad poblacional. Por lo que creemos, es un sitio adecuado para analizar la relación entre la perturbación antrópica y el avance de arbóreas exóticas.

Concretamente, una perturbación de importancia como es la tala rasa realizada para construir un puente carretero, sin tener en cuenta medidas de reforestación con especies nativas, representa la oportunidad para que especies exóticas, se instalen. Este hecho sumado a la cercanía a centros poblados, que podrían aportar propágulos, y la afluencia mayor de personas al curso de agua representaría una perturbación en si misma. Con lo que, como dice Holmes et al (2005), las perturbaciones humanas agravarían aún más la ya citada susceptibilidad de las zonas ribereñas a la invasión por especies exóticas.

En este contexto, la pregunta central abordada en este proyecto es: ¿la perturbación de los bosques fluviales asociada a la construcción de puentes, favorece la invasión de leñosas exóticas?

Hipótesis, Predicción y Objetivos

Hipótesis: La hipótesis ecológica general que sirve de marco al presente trabajo, propone que la invasión es facilitada por las perturbaciones y la presión de propágulos.

Para el sistema de estudio abordado, bosque fluvial del sur de Uruguay, se propone que la construcción de puentes provoca una clara perturbación y que su cercanía a centros poblados, generan un aumento en la presión de propágulos.

En este sentido, planteamos la siguiente hipótesis para nuestro trabajo:

La Perturbación asociada a la construcción de puentes en bosques fluviales, provoca la liberación de recursos que son aprovechados, en mejor medida, por especies exóticas invasoras que acceden a la zona con una alta presión de propágulos debido a la cercanía de centros poblados, lo que favorece su colonización y posterior propagación.

Predicción: Las áreas boscosas alteradas por construcción de puentes carreteros y aledañas a centros poblados, tendrán un mayor grado de invasión de leñosas que áreas menos perturbadas, alejadas de puentes y centros poblados.

Objetivo General: Evaluar el grado de invasión en bosques fluviales en la zona sur del país, y analizar el patrón de invasión en relación al grado de perturbación asociado a la construcción de puentes carreteros y cercanía a centros poblados.

Objetivos específicos:

- 1) Identificar especies exóticas presentes en bosques fluviales en la zona sur de Uruguay.
- 2) Evaluar el efecto de la perturbación sobre el grado de invasión en bosques fluviales de la zona sur de Uruguay.

Métodos y Materiales

Área de Estudio

El estudio se realizó en la zona sur del Uruguay con cinco salidas, entre noviembre de 2009 y noviembre de 2010, a distintas localidades en los departamentos de Maldonado, Lavalleja, Florida y Colonia. La superficie total de estos departamentos, es de 31332km y su población es de 388564 habitantes, lo que representan el 12% de la población total del país (INE, 2004). Si nos detenemos en los habitantes de las localidades muestreadas tenemos un total de 14300 personas (I.M.), lo que hace un 0.44% de la población del país.

Los puntos seleccionados están entre las coordenadas 34°23'12"S – 57°19'26"O y 34°1'44"S – 54°34'44"O y abarcan una distancia lineal de 255km del territorio. Las características climáticas de la zona de estudio son, con respecto a la temperatura media anual, de 16°C en Maldonado y 17°C en Colonia; la humedad relativa media anual es de entre 77% en parte de Maldonado a 75% en la mayor parte de Colonia y las precipitación media anual es de entre 1000mm y 1200mm, según datos extraídos de la web de la Dirección Nacional de Meteorología.

Los usos del suelo en los puntos visitados son por lo general agrícolas ganaderos mayormente. Con respecto a los suelos, a grandes rasgos, predominan los brunosoles y suelos poco desarrollados que se encuentran más que nada hacia el este de la citada zona (MGAP, 1976).

En estos cuatro departamentos tenemos un total de 168691 ha forestadas, entre industrial y parques y un total de 124355 ha de bosques nativos, según datos del MGAP (Petraglia y Del'Aqua, 2006).

Cabe destacar dentro de los sitios de muestreo, que a excepción del arroyo Aigua que pertenece a la cuenca de la Laguna Merín, los otros 5 cursos de agua, pertenecen a la cuenca del Río de la Plata. Por otro lado el río Rosario pasa por la ciudad del mismo nombre casi 4 km antes de pasar por la localidad de La Paz, los otros cursos de agua pasan siempre, en primera instancia para nuestro estudio, por la localidad relevada.

Diseño de Muestreo

Se seleccionaron 2 sitios de relevamiento en cada localidad, de forma que un sitio se ubicó lo más cercano posible al puente carretero y a la planta urbana (tratamiento puente) y el segundo sitio, aguas abajo a más de 4 km del primero, considerándolo un punto con menor perturbación (tratamiento control). Este segundo sitio fue seleccionado al azar, según las posibilidades de acceso desde la ruta.

En Maldonado fueron dos localidades, la primera sobre el arroyo Pan de Azúcar (sitios 1 y 2) y la segunda sobre el arroyo Aigua (sitios 3 y 4); en Lavalleja, en las márgenes de los arroyos Mataojo (el sitio puente, 5) y (el sitio control, 6) sobre el arroyo Solís Grande una vez que confluyeron los dos arroyos, ya en Maldonado. La cuarta localidad en el departamento de Florida, sobre el río Santa Lucía (sitios 7 y 8), próximo a Fray Marcos. La quinta localidad sobre el río Rosario (con sitios 9 y 10) es La Paz en Colonia (Fig. 1).

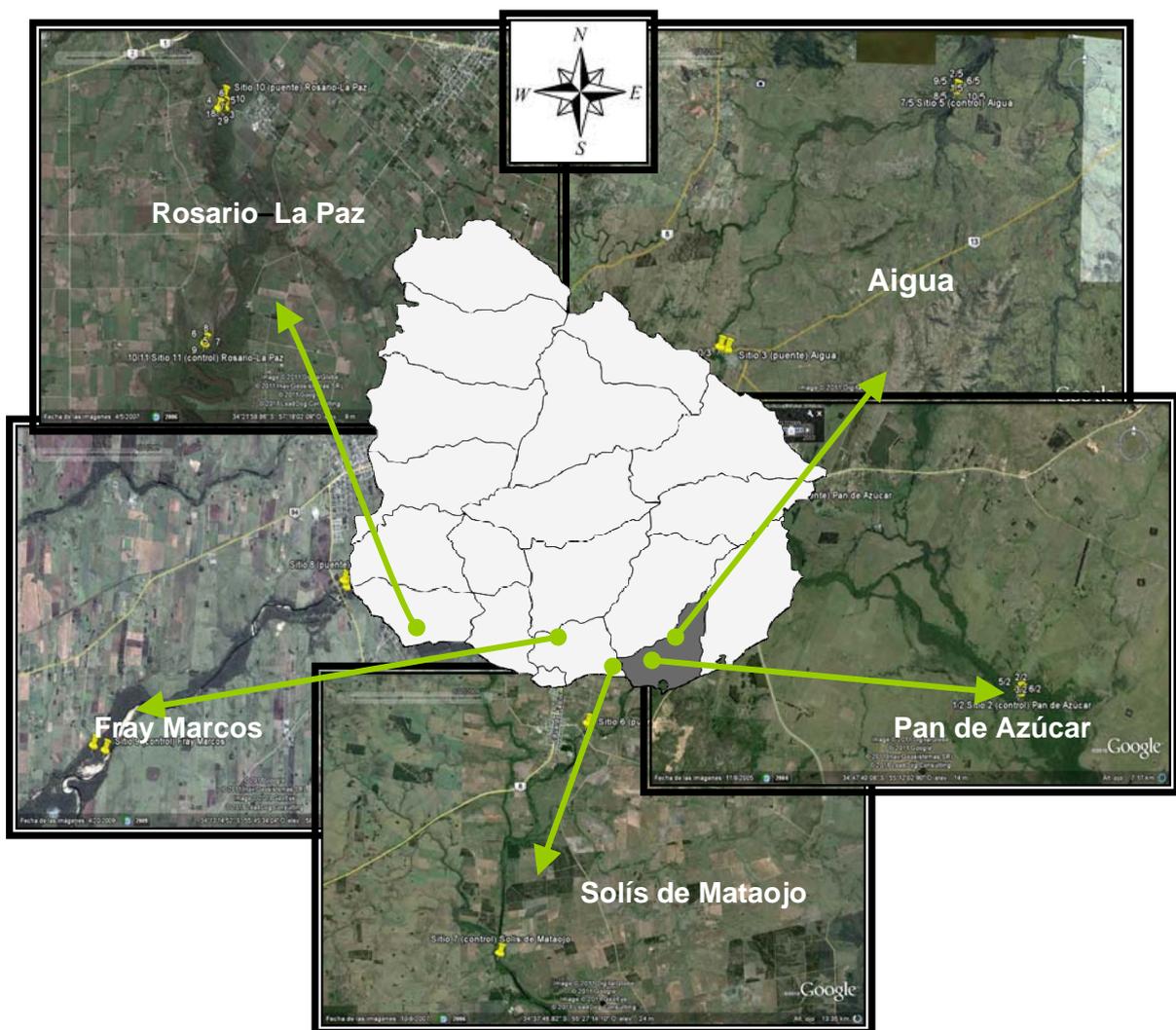


Figura 1. Mapa de Uruguay e imágenes google de las cinco localidades de muestreo.

Se realizó en cada sitio un recorrido en dirección perpendicular al curso de agua, distribuyendo 10 puntos de muestreo, distanciados de tal forma de cubrir todo el ancho del área boscosa. Se utilizó en cada punto de muestreo el método de Medición de distancia de Cuadrantes Centrados (Matteucci y Colman, 1982), considerando todo individuo (árboles o arbustos) con una altura mayor a 1.30 m (Fig. 2). Se midió en varios puntos del recorrido la altura del dosel para calcular una altura promedio. Siempre que fue permitido por la densidad de vegetación, fueron registrados los puntos con GPS.

El método de Cuadrantes Centrados, consiste en registrar para cada punto de muestreo (10 en nuestro caso), los cuatro ejemplares más cercanos a cada punto central. De esta forma, se obtuvieron datos de 4 individuos y las distancias entre el punto central y estos 4 individuos, medidas en cm. Fueron registradas, a la vez, las especies acompañantes, lo que está representado por todas las especies presentes en una circunferencia de 2 m de radio, entorno al punto central (se registran solo las especies diferentes a la ya registradas y no se cuentan individuos).

Todas las estimaciones y cálculos realizados de aquí en adelante se hacen sobre los 40 individuos contados dentro de los cuadrantes, a menos que se especifique.



fig2



fig3

Figura 2. Imagen de medición de DAP a *Fraxinus sp.* en la localidad de Aigua.

Figura 3. Entrando en bosque de Ligustros en Solís de Mataojo (*Ligustrum lucidum*).

Estimación del grado de perturbación

A los efectos de estimar el grado de perturbación (GP), se registró:

* El porcentaje de ejemplares en régimen tallar, que se usa como indicador del nivel de tala en cada sitio, ya que algunos individuos talados rebrotan en forma tallar (i.e., varios troncos). Cabe destacar que para este cálculo, no se consideró en la comunidad las especies que no son comúnmente taladas y las que tienen originalmente crecimiento tallar.

* El uso de la tierra inmediata a los sitios muestreados, como factor posible de afectación al bosque. Estos datos son observados en las imágenes google y luego cotejados con dato de campo.

* Además de considerar la presencia de puente como signo de perturbación del sistema boscoso, se registraron otros signos de perturbación, de origen humano, tales como: trillos, individuos cortados (tala), presencia de ganado, áreas de recreación. También se consideraron signos de perturbación natural, como por ejemplo erosión por crecidas.

Teniendo en cuenta estos factores se evaluó el grado de perturbación de cada sitio usando una escala de 5 niveles, de acuerdo a los siguientes criterios:

Nivel 0: bosque primario en estado casi prístino.

Nivel 1: bosque con baja perturbación antrópica y natural, sin tala ni signos de presencia de ganado.

Nivel 2: bosque con signos notorios de perturbación antrópica o natural, algunos signos de tala en el pasado (% de individuos en régimen talar) y/o trillos de visitantes y/o de ganado.

Nivel 3: bosques con signos notorios de perturbación antrópica, tala media, presencia intermedia de ejemplares en régimen talar (tala en el pasado), alta influencia negativa de la zona aledaña.

Nivel 4: bosque con signos notorios de perturbación antrópica, tala en grado elevado, en la actualidad y/o en el pasado, alta influencia negativa de la zona aledaña y presencia importante de ganado en la zona.

Estimación del grado de invasión

A los efectos de este proyecto, se emplearon tres indicadores del grado de invasión:

(a) *Grado de Invasión por Especies (GIE)* que está dado por la proporción de especies exóticas en relación al total de especies de la comunidad muestreada.

(b) *Grado de Invasión por Abundancia (GIA)* que estará dado por la abundancia de individuos de especies exóticas en relación al total de individuos de la comunidad muestreada.

(c) *Grado de Impacto de la Invasión (GII)*, que se calcula como la suma del producto entre la Abundancia relativa (A_r) y el factor de impacto (F_i) de cada especie (i) exótica encontrada. Como estimador del factor de impacto se usaron los factores publicados por expertos de la Dirección Forestal de Uruguay (Nebel y Porcile, 2006), que distinguen de acuerdo a su experiencia cinco niveles de impacto dentro de las leñosas exóticas:

Nivel 1- Ocurrencia restringida, no ampliamente distribuida.

Nivel 2- Impacto limitado.

Nivel 3- Amplia distribución o impacto adverso.

Nivel 4- Amplia distribución e impacto adverso.

Nivel 5- Amplia distribución, severo impacto, muy agresiva.

Por lo que, el Grado de Impacto de la Invasión por localidad se calculará:

$$\mathbf{GII} = \sum A_{r_i} \times F_{i_i}$$

Análisis de datos

Se calcularon datos básicos de la comunidad como riqueza, abundancia de especies y densidad. Se reunieron los datos por especies y por familias para cada sitio y se clasificaron en nativas y exóticas, marcando para estas últimas su origen y su factor de impacto.

Análisis estadísticos

Se realizó un análisis test T pareado (para muestras dependientes) con el fin de confirmar si hay diferencias entre los GP de los sitios puente y de los sitios control.

Se realizaron, otras pruebas T-pareadas (para muestras dependientes), bajo la hipótesis (H_A) de que hay diferencia en los grados de invasión entre los sitios de baja perturbación (control) y alta

perturbación antrópica (puente), para variables como: Densidad de Exóticas/ha., Riqueza, GIA, GIE y GII.

Se realizaron análisis para obtener el coeficiente de correlación de rangos de Spearman (R_S) entre el GP y los distintos indicadores de grado de invasión (GIA, GIE, GII). Nuestra hipótesis (H_A) planteó que hay una relación positiva entre GP y dichos indicadores de grado de invasión (aceptando $p < 0.05$). Así mismo, se realizaron análisis de la similitud (cluster o conglomerados), con datos cuantitativos de densidades de las especies en cada sitio y de los estimadores de grado de invasión, GIA, GIE y GII.

Las pruebas pareadas y los análisis de similitud se realizaron en el programa libre Past. Los análisis de correlación se realizaron en el programa Statistica.

Resultados

Caracterización de los sitios y del Grado de Perturbación

La distancia a la estructura del Puente entre los sitios de tratamiento puente, varió desde 39 m a 480 m, según la accesibilidad del lugar. En el caso de la distancia del Puente a los sitios control, los valores extremos fueron desde 4590 m en Rosario-La Paz hasta 26050 m en el caso de Aiguá; Con respecto a la altitud, los puntos más bajos se registraron en Rosario-La Paz con 3 msnm. y el más alto en el sitio puente de Aiguá con 91 msnm..

El porcentaje de ejemplares en régimen tallar presentó mayores valores en los sitios puente que en los sitios control en 4 de las 5 oportunidades. En el sitio 3 (puente Aigua) la presencia de ejemplares tallar fue un 10 % más que en otros puntos (Tabla 1).

Una vez estimado el GP para cada sitio se realizó un test-T pareado para comparar entre categorías puente y control, el cual mostró diferencias significativas (test T: $t = 3.5$, $p = 0.0249$). Los valores más extremos se observaron en la localidad de Aigua (Fig. 4).

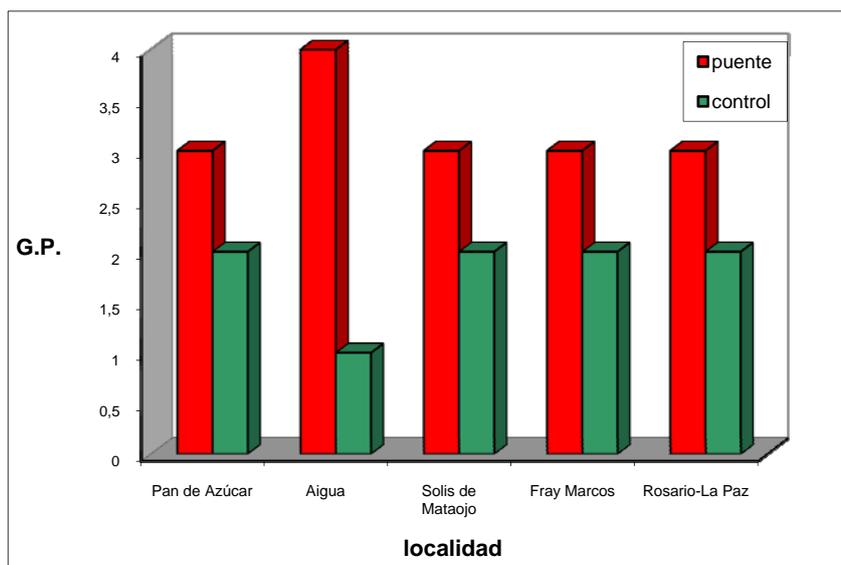


Figura 4. Grado de perturbación (GP), diferenciando sitios puente y control de cada localidad.

		nto	al puente (m)	hsm (m)	dominante zona adyacente	en perturbación	Tallar)	GP	
Pan de Azúcar	1	Puente	365	23	zona de recreación, a ciudad	de junto	Zona de recreación, senderos, trillos, tala	7.5	Alto 3
Pan de Azúcar	2	Control	5574	14	pradera mejorada		Restos de tala y trillos de ganado	5.0	Medio 2
Aigua	3	Puente	480	91	pradera, escuela de sicultura, pueblo cercano	predio de	Restos de tala, trillos, ganado presente	17.5	Muy Alto 4
Aigua	4	Control	26050	57	Planicie inundación y pradera.	de la	Árboles jóvenes, grandes canalones	0	Bajo 1
Solis de Matajo	5	Puente	55	28	predios de Vialidad y de OSE con pradera , pueblo cercano		Trillos y caminos, tala (inclusive de exóticas), ganado	0	Alto 3
Solis de Matajo	6	Control	6820	11	praderas cultivos	y de	Picada (p/bebedero), posible perturbación natural, grandes canalones	2.5	Medio 2
Fray Marcos	7	Puente	39	57	pradera y cultivos; zona de recreación ciudad cercana	de y	Trillos de visitantes, tala en pasado	2.5	Alto 3
Fray Marcos	8	Control	5962	53	pradera cultivos	y de	entrada a arenera, posible perturbación natural, grandes canalones.	0	Medio 2
Rosario-La Paz	9	Puente	322	3	pradera, zona de recreación	de	Senderos, irregular	7.5	Alto 3
Rosario-La Paz	10	Control	4590	3	pradera		Numerosos árboles jóvenes, perturbación natural, zonas muy húmedas a muy secas, trillos.	0	Medio 2

Tabla 1. Caracterización de los sitios de estudio. Datos obtenidos en campo y descripción de sitios según la zona de inserción y actividad antrópica. Uso de suelo de zona más cercana; signos de perturbación antrópica o natural; % tallar calculado con datos de campo; Gado de Perturbación teniendo en cuenta: tratamiento, uso del suelo adyacente, signos de perturbación y % tallar.

Flora leñosa y ensamble de especies exóticas

Se registraron en los muestreos un total de 46 especies leñosas pertenecientes a 25 familias, dentro de las cuales 37 fueron nativas y 9 exóticas (Tabla 2). Además de las especies exóticas numeradas en la tabla 2 se observaron (fuera del muestreo), cinco especies con muy baja frecuencia: Alamo (*Populus sp.*), Arce (*Acer sp.*), Rosa Mosqueta (*Rosa rubiginosa*), Mora (*Morus sp.*), Paraíso (*Melia azedararach*). Para los análisis posteriores, solo se tuvieron en cuenta las especies presentes en las tablas 2 y 3. El nivel de impacto de estas exóticas, en su mayoría, es igual o superior a 3 (Tabla 3).

Tabla 2. Familia y especies de las nativas y las exóticas registradas dentro de cuadrantes y en conteo de enriquecimiento.

Familia	Especie	Cuadrante	Acompañante	Nat/Exót (y nivel de impacto)
Anacardiaceae	<i>Schinus longifolius</i>	X		Nat
Asteraceae	<i>Baccharis sp.</i>	X		Nat
Asteraceae	<i>Baccharis punctulata</i>		X	Nat
Asteraceae	<i>Eupatorium buniifolium</i>	X		Nat
Asteraceae	<i>Baccharidastrum sp</i>		X	Nat
Asteraceae	<i>Vernonia nitidula</i>		X	Nat
Berberidaceae	<i>Berberis laurina</i>		X	Nat
Caprifoliaceae	<i>Lonicea japonica</i>		X	Exót
Celastraceae	<i>Maytenus ilicifolia</i>		X	Nat
Celtidaceae	<i>Celtis tala</i>	X		Nat
Combretaceae	<i>Terminalia australis</i>	X		Nat
Euphorbiaceae	<i>Phyllanthus sellowianus</i>	X		Nat
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania brasiliensis</i>	X		Nat
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania commersoniana</i>	X		Nat
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania schottiana</i>	X		Nat
Fabaceae	<i>Erythrina crista galli</i>	X		Nat
Lauraceae	<i>Laurus nobilis</i>	X		Exót
Lauraceae	<i>Ocotea acutifolia</i>	X		Nat
Leguminosae	<i>Senna corymbosa</i>	X		Nat
Leguminosae	<i>Gleditsia triacanthos</i>		X	Exót
Malvaceae	<i>Pavonia sp</i>	X		Nat
Malvaceae	<i>Eugenia uniflora</i>		X	Nat
Malvaceae	<i>Eugenia uruguayensis</i>		X	Nat
Myrsinaceae	<i>Myrsine coriacea</i>		X	Nat
Myrsinaceae	<i>Myrsine laetevirens</i>		X	Nat
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	X		Nat
Myrtaceae	<i>Myrceugenia glaucescens</i>	X		Nat
Myrtaceae	<i>Myrcianthes cisplatensis</i>	X		Nat
Myrtaceae	<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	X		Nat
Myrtaceae	<i>Myrceugenia myrtoides</i>		X	Nat
Oleaceae	<i>Fraxinus sp.</i>	X		Exót.
Oleaceae	<i>Ligustrum lucidum</i>	X		Exót.
Oleaceae	<i>Ligustrum sinensis</i>	X		Exót.
Rhamnaceae	<i>Scutia buxifolia</i>	X		Nat
Rosaceae	<i>Rubus sp (zarsamora)</i>	X		Exót
Rutaceae	<i>Zanthoxylum sp.</i>		X	Nat
Rutaceae	<i>Zantoxylum rhoifolium</i>		X	Nat
Salicaceae	<i>Salix sp.</i>	X		Exót
Santalaceae	<i>Acanthosyris spinescens</i>	X		Nat
Santalaceae	<i>Jodina rhombifolia</i>		X	Nat
Sapindaceae	<i>Allophillus edulis</i>	X		Nat
Sapotaceae	<i>Pouteria salicifolia</i>	X		Nat
Solanaceae	<i>Cestrum parqui</i>		X	Nat
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis racemosa</i>	X		Nat

Verbenaceae	<i>Citrarexylum montevidense</i>	X		Nat
Myrtaceae	<i>Eucaliptus sp.</i>		X	Exót.

Tabla 3. Especies exóticas encontradas (cuadrantes y acompañantes); hábitos y su factor de impacto correspondiente según Nebel y Porcile (2006); zona de origen; localidad y sitio en la que fue registrada.

especie	hábito	origen	factor de impacto	Presente en localidad (y sitio)
<i>Lonicera japonica</i>	trepadora arbustiva	Asia	3 a 4	Pan de Azúcar (1 y 2), Solís de Mataojo (6), Rosario-la Paz (10)
<i>Laurus nobilis</i>	arbóreo	Mediterráneo	1	Fray Marcos (7)
<i>Gleditsia triacanthos</i>	arbóreo	Norte América	4	Aigua (3), Rosario-la Paz (9)
<i>Fraxinus sp.</i>	arbóreo	Hemisferio Norte	3	Pan de Azúcar (1), Aigua (3)
<i>Ligustrum lucidum</i>	arbóreo	Asia	5	Pan de Azúcar (1 y 2), Solís de Mataojo (5 y 6), Fray Marcos (7)
<i>Ligustrum cinensis</i>	arbustivo	Asia	5	Pan de Azúcar (1 y 2), Aigua (3), Fray Marcos (7), Rosario-la Paz (9 y 10)
<i>Rubus sp</i>	apoyante leñosa	Europa	5	Aigua (3), Rosario-la Paz (9)
<i>Salix sp.</i>	arbóreo	Asia	1	Pan de Azúcar (1), Aigua (3), Solís de Mataojo (5), Rosario-la Paz (10)
<i>Eucaliptus sp.</i>	arbóreo	Australia	1	Solís de Mataojo (5)

Riqueza

La riqueza total de especies, considerando cuadrantes y acompañantes, resultó ser mayor en 3 de los sitios puente que en los respectivos controles, pero no se detectaron diferencias significativas (test T: $t = 1.247$, $p = 0.2804$).

Considerando solo a las arbóreas nativas (cuadrantes y acompañantes), se encontraron 2 sitios puente con más especies, 2 con menos y 1 con igual número de especies nativas en relación a su respectivo control. No se observaron diferencias significativas entre los valores de nativas presentes en los tratamientos control y los tratamientos puente (test T: $t = 0.3229$, $p = 0.763$).

Densidad

La densidad total de especies leñosas registradas se ubicó entre un mínimo de 2008 ind/ha y un máximo de 14863 ind/ha, siendo estos los sitios control de Aigua y control de Solís de Mataojo respectivamente (Tabla 4).

Considerando solo las especies nativas presentes en cada sitio, la densidad varió desde 635 ind/h en el tratamiento control de Rosario-La Paz hasta 14022 ind/h en el tratamiento control de Solís de Mataojo, este último supera ampliamente los otros valores registrados. (Tabla 4). El test T realizado para la densidad entre puntos puente y control, solo presenta diferencias marginalmente significativas, una vez eliminados los sitios 9 y 10 (test T: $t = -2.722$, $p = 0.0724$).

Tabla 4. Localidades, sitio y tratamientos con datos del bosque relevado. Ancho del bosque en zona de relevamiento; altura del dosel: medido en varios puntos de cada sitio y luego promediado; datos de riqueza total (cuadrante + acompañantes) y densidad total y de nativas en cada sitio (solo cuadrante).

Localidad	Sitio y Tratamiento	Ancho Bosque (m)	Altura Dosel promedio (m)	Riqueza de leñosa	Densidad (ind/ha) (x+/-4303)	Densidad Nativas (ind./ha) (x +/- 3857)
Pan de Azucar	1 Puente	100	6.0	24	2383	1846,0
Aigua	3 Puente	200	10 o más	13	2008	1205,0
Solís de Mataojo	5 Puente	89	9.0	10	9710	3401,0
Fray Marcos	7 Puente	120	8,2	10	2107	1633,1
Rosario La Paz	9 Puente	116	4.0	17	4243	2646,4
Pan de Azúcar	2 Control	180	8.0	17	2188	2133,3
Aigua	4 Control	94	6,5	8	2503	2503,0
Solís de Mataojo	6 Control	100	6,3	14	14863	14022,0
Fray Marcos	8 Control	380	6,3	11	2920	2920,0
Rosario La Paz	10 Control	170	8,1	10	2538	634,5

Composición de especies

En el análisis de cluster realizado a datos cuantitativos (densidad de especies nativas), no se observó relación entre sitios correspondientes por su categoría, sea tratamiento puente o control, ni por su pertenencia al mismo curso de agua (Figura 5).

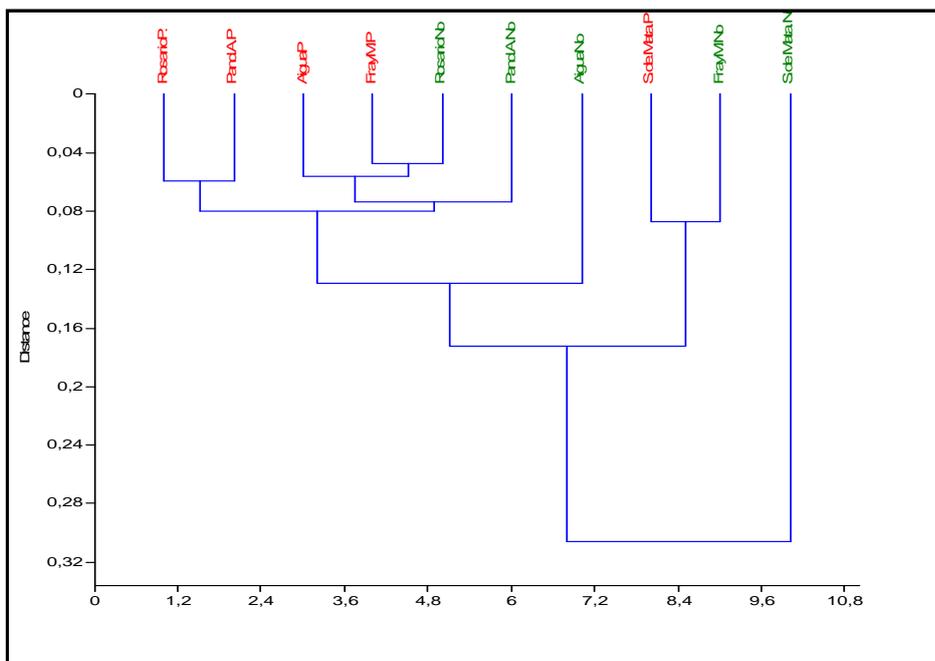


Figura 5. Análisis de cluster de las densidades de las especies nativas, distancia Euclidiana. (En rojo sitios puente, en verde sitio control).

Efectos de la perturbación sobre el grado de invasión

Riqueza

La riqueza en especies exóticas varió de 0 a 5. Se encontró de 3, 4 y 5 especies en los sitios puente y de 0, 2 y 3 en los sitios control (Fig. 6). El test pareado mostró diferencias marginalmente significativas al realizar las pruebas entre sitios puente y control (test T: $t = 2.236$, $p = 0.089$) y continuó siendo marginalmente significativo al retirar los sitios 9 y 10 (test T: $t = 2.611$, $p = 0.080$). Las medias correspondientes a los tratamientos puente y control son de 3.6 y 1.6 respectivamente (Fig. 6).

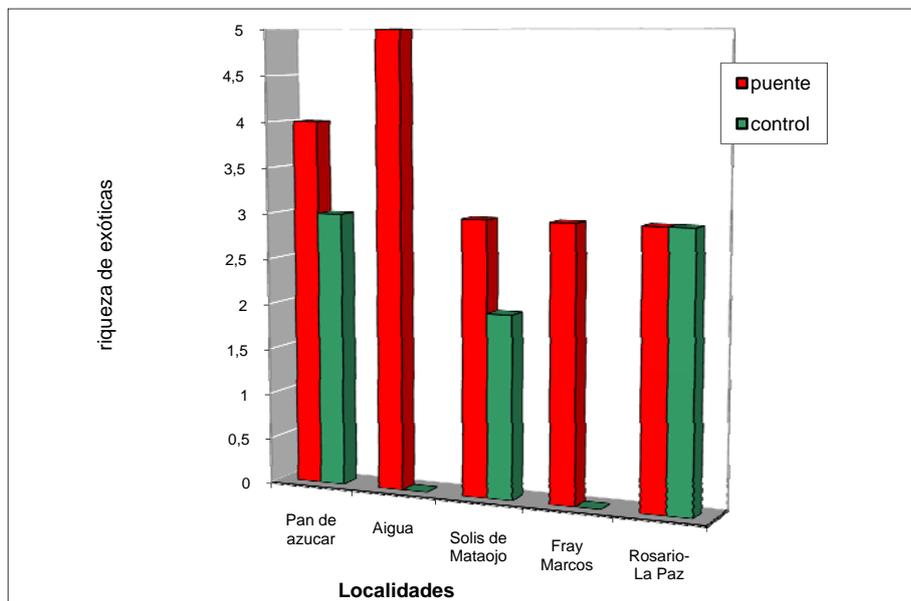


Figura 6. Gráfica de Riqueza de leñosas exóticas por localidad. En rojo los tratamientos puente y en verde los tratamiento control. En la localidad 5 (Rosario-La Paz) se iguala en 3 el número de especies exóticas.

Densidad

La densidad total de las exóticas presentes por sitio fue mayor en los puente que en los control, con excepción del los sitios 9 y 10, donde invierte la tendencia. El sitio puente de Solís de Mataojo, como se vio antes, sobresale con su alta densidad (Figura 7). El test T para la densidad de exóticas/ha, posteriormente a una transformación logarítmica, sugirió diferencias marginalmente significativas (test T: $t = 2.59$, $p = 0.061$). Pero las diferencias se hacen significativas (test T: $t = 3.46$, $p = 0.041$) una vez retirados los datos de los sitios de la localidad de Rosario-La Paz (9 y 10), que presentan un patrón contrario a la mayoría de los sitios, sugiriendo que podría ser considerado un outlier.

Dentro de las exóticas, las que muestran densidades más elevadas son el *Ligustrum lucidum* en tratamiento puente de Solís de Mataojo (sitio 5) con 6309 ind/ha y *Ligustrum cinensis* en sitio control de La Paz-Rosario (sitio 10) con 1903 ind/ha (datos no presentados).

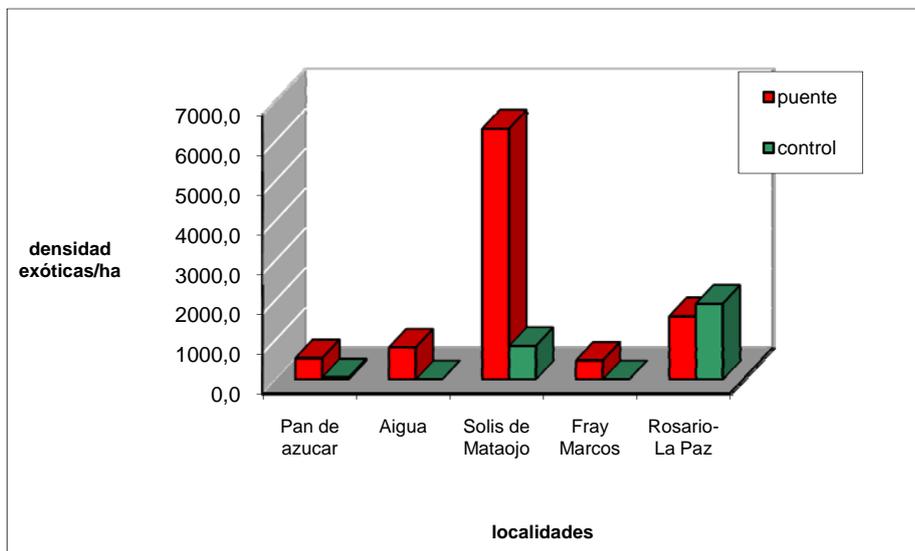


Figura 7. Gráfica de densidad de especies exóticas por ha y por sitio. Sobresale con gran diferencia el sitio puente de Solís de Mataojo.

Indicadores de invasión

Para los tres indicadores (GIA, GIE, GII), el grado de invasión fue más elevado en los sitios puente: 1, 3, 5 y 7, que en los sitios control: 2, 4, 6, 8; sin embargo los sitios 9 y 10 del río Rosario, son datos que se alejan del patrón general e invierte la tendencia (outliere), presentando los tres indicadores con valores más elevados en el sitio control que en el sitio puente.

GIA

El GIA entre sitios puente y sitios control presentó valores entre 0 y 0.750 (dentro de un rango de valores entre 0 y 1) (Fig. 8a). La diferencia entre la media en puente y la media en control ($X_p - X_c$), a lo que le podemos llamar Efecto Puente (desde ahora EP) es de 0.209, representando casi 21% mayor este indicador en los sitios puente. Estos valores cambian si es eliminado la localidad de Rosario-La Paz, resultando la media en 0.198 y el desvío estándar en 0.216. En este caso el EP = 0.355, representando un 35.5 % GIA mayor para los tratamientos puente. El mayor valor se registró en el sitio 10 de Rosario-La Paz, considerado dentro de los de baja perturbación. La comparación estadística (test-T: $t = 1.826$, $p = 0.142$) indica que no habría diferencias significativas entre sitios puente y control. Sin embargo, eliminado los sitios de la localidad de Rosario-La Paz y previamente realizadas las transformaciones angulares correspondientes, sí se obtienen diferencias significativas (test-T: $t = 3.891$, $p = 0.030$).

A pesar que el análisis gráfico muestra una relación positiva entre el GIA y el GP, el análisis de correlación incluyendo todos los sitios de muestreo no fue significativo (Fig. 8b). Cuando este mismo análisis se realizó retirando los sitios 9 y 10 de La Paz-Rosario, resultó significativo ($R_s = 0,887$; $N = 8$; $p < 0,05$).

GIE

Para el GIE el rango de valores posibles fue entre 0 y 100 pero se obtuvieron valores entre 0 y 42.86 (Fig. 8c), muestra los desvíos por tipo de tratamiento. El EP = 17.06, representó un 17 % mayor de GIE para los tratamientos puente. Este indicador registró su mayor valor en el sitio de Fray Marcos considerado como perturbado, lo que está indicando un mayor número de especies exóticas en relación al total. No se detectaron diferencias significativas (test-T: $t = 1.784$, $p = 0.149$) pero se

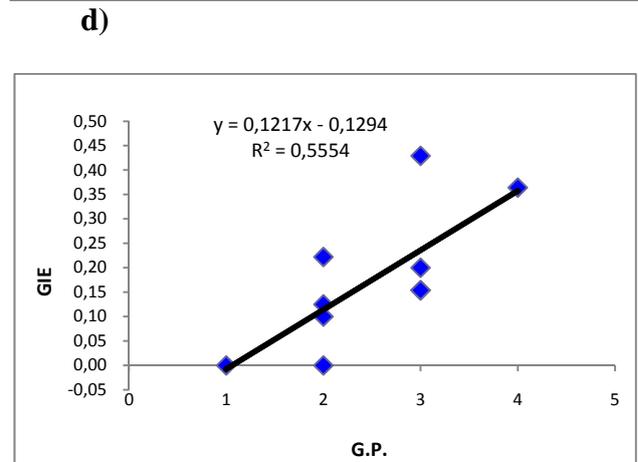
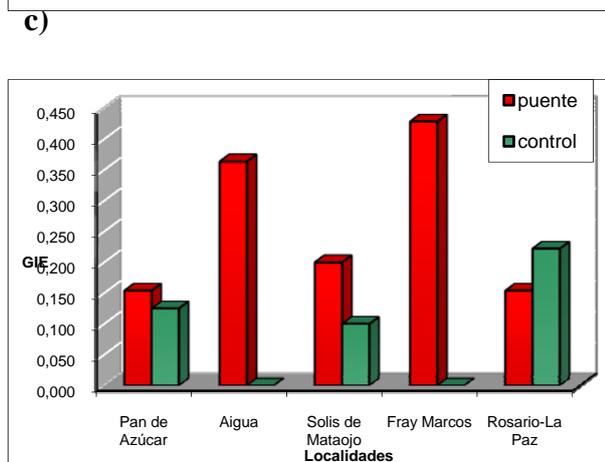
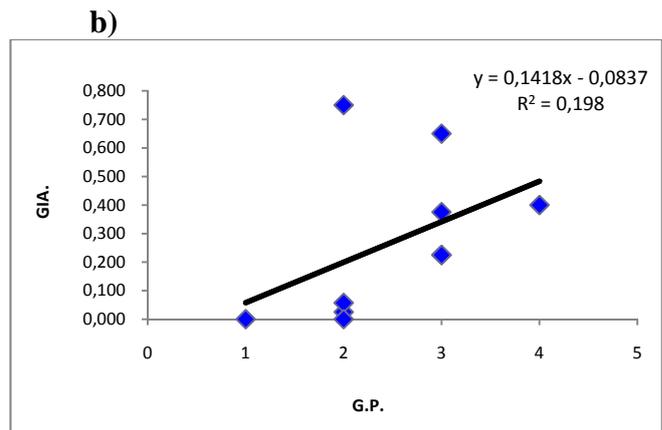
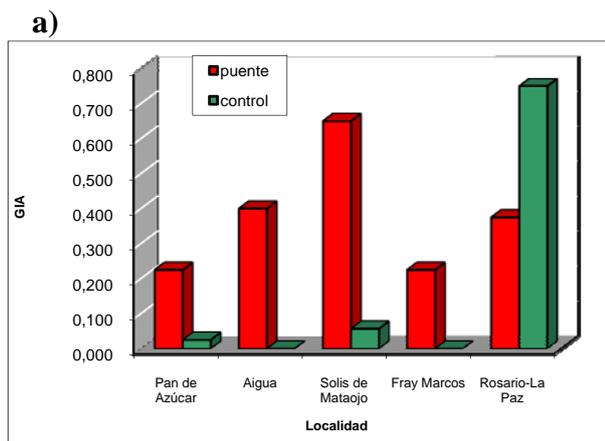
registraron diferencias marginalmente significativas (test-T: $t = 2.356$, $p = 0.099$) una vez eliminado los sitios de Rosario-La Paz.

Realizados los análisis de correlación correspondientes entre GIA y GP, este resultó significativo ($R_s = 0,736$; $N = 10$; $p < 0,05$) (Fig. 8d). Retirando los sitios 9 y 10 mantiene la correlación significativa ($R_s = 0,881$; $N = 8$; $p < 0,05$).

GII

El tercer indicador con un rango de valores entre 0 y 500, tomó valores entre 0 y 345 (Fig. 8e). El EP fue de 150 y representó un 30 % más GII en los tratamientos puente. El mayor valor se encontró en Solís de Matajojo, dónde si bien la especie exótica encontrada fue solo una, se encuentra en gran número y posee un alto valor de factor de impacto. En el sitio 10 Rosario-La Paz (control), se observó un mayor número de individuos exóticos que el sitio 9 (puente), también luego de eliminados estos sitios, se obtienen diferencias significativas (test-T: $t = 3.913$, $p = 0.029$).

Al igual que para GIA, el análisis gráfico para GII y GP muestra una relación positiva, pero el análisis de correlación, incluyendo todos los sitios, no fue significativo (Fig. 8f). Al realizar este mismo análisis retirando los puntos 9 y 10 de La Paz-Rosario, fue significativo ($R_s = 0,881$; $N = 8$; $p < 0,05$).



e)

f)

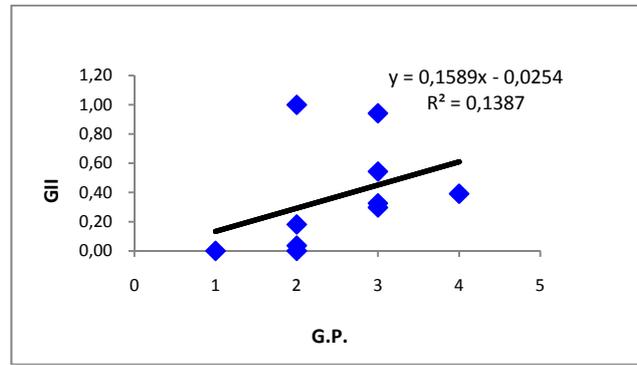
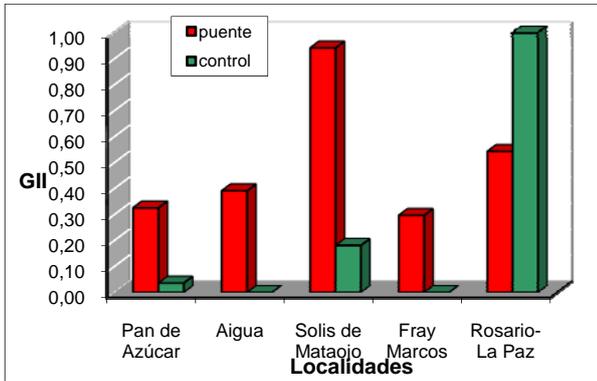


Figura 8.a, c y e: Gráficas estandarizadas de los indicadores GIA, GIE, GII de las 5 localidades, en rojo sitios puente, en verde sitios control; **b, d y f:** Diagramas de dispersión de valores estandarizados de GIA, GIE y GII (respectivamente) en función de GP.

El dendrograma basado en la similitud entre sitios en base a los estimadores del grado de invasión, resume la información y muestra agrupados 4 de los sitios puente y por otro lado 4 de los sitios control, dejando unido a una distancia mayor los sitios de Solís de Mataojo puente y Rosario-La Paz control (Figura 10) como los veíamos diferenciados en las gráficas de GIA y GII.

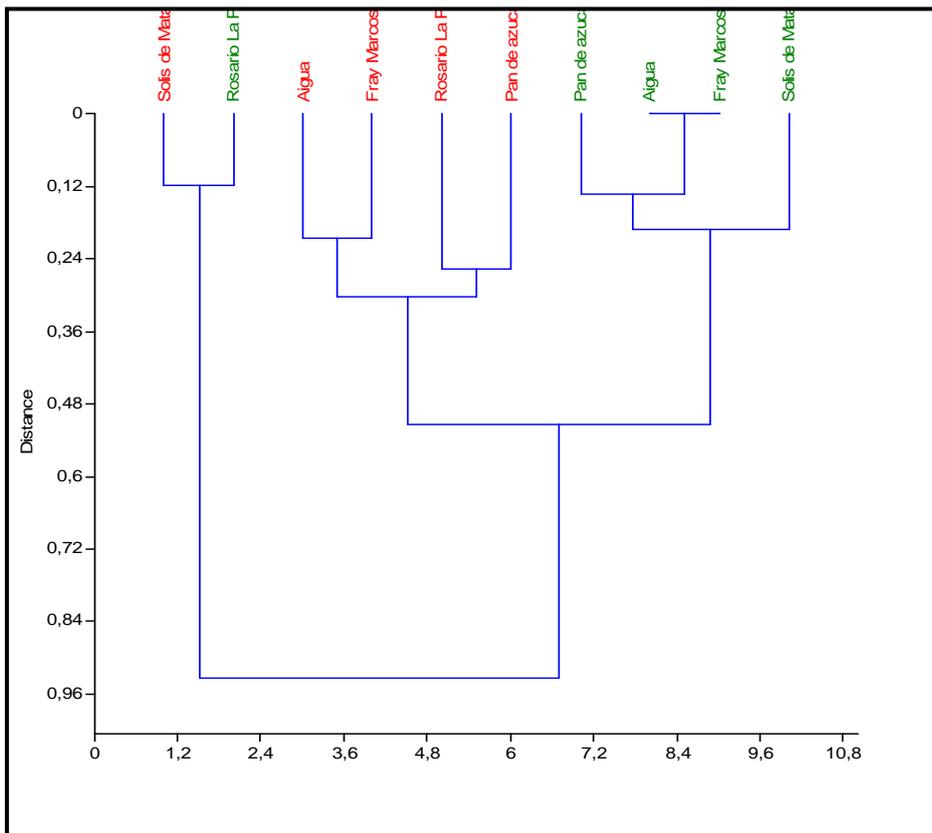


Figura 10. Dendrograma basado en el análisis de distancia Euclideana de los sitios, en función de los descriptores del grado de invasión (GIA, GIE, GII).

Discusión

El análisis de los resultados muestra que un alto grado de perturbación en los bosques fluviales, facilita la entrada de especies leñosas exóticas y en relación a esto se vio que a mayor grado de perturbación, mayor es el nivel de invasión de leñosas. Un gran número de estudios previos han reportado resultados en este sentido (Stapanian et al, 1998; Pysek et al, 2002; Alston and Richardson, 2006). Específicamente, se observó que la riqueza y densidad de especies leñosas exóticas se incrementó con el aumento de la perturbación provocada por la construcción de un puente carretero y el mayor número de actividades antrópicas.

También Pyseck (2002) plantea que “la introducción de plantas de una región a otra está estrechamente relacionada con las actividades humanas”. Todo esto va en línea con el hecho de que en el Uruguay, la mayor concentración de población y el flujo de tránsito, se localiza al sur y sur-este del país, donde nosotros hemos encontrado altos grados de perturbación y de presencia de exóticas.

Comparando los valores encontrados para Uruguay con los reportados en bosques de la región, se observa cierta paridad. En términos de riqueza de exóticas (GIE), se encontraron valores entre 0 y 43%. En estudios de Argentina se presentan valores desde un 5% hasta un 52% dependiendo el ambiente (Kalesnik et al, 2005 y Kalesnik y Aceñolaza, 2008). Sin embargo, para lo esperado para zonas templadas, el grado de invasión observado podría ser considerado como alto. Kalesnik et al, (2005) propone que el nivel esperado para zonas de climas templados es de 10% de especies exóticas en relación al total, mientras que en el presente trabajo se observó un 20% de exóticas. De tal forma, estaríamos duplicando los valores esperados. Este dato es considerado muy preocupante, por lo que sería conveniente profundizar en el tema en futuros estudios.

Por otro lado no se observó una relación entre factores de la comunidad, tales como la densidad, la riqueza o la composición de leñosas nativas y los niveles de invasión para cada sitio. Esto implicaría que las diferencias observadas en el grado de invasión no surgen de diferencias en las comunidades nativas receptoras. Por ende, esto reafirma los párrafos anteriores y a la perturbación antrópica como el factor principal.

Sin lugar a dudas, el alto grado de perturbación es uno de los principales factores influyentes en el nivel de invasión, pero no es el único. En el sitio 10 (control de La Paz-Rosario) dónde si bien el nivel de disturbio o perturbación no pasaba de un valor de 2, presentaba mayor grado de invasión que otros sitios con mayor perturbación aparente. De esto podemos inferir que en el sitio 10, estarían actuando otros factores, como por ejemplo: de tipo histórico, distancia a fuente de propágulos o presencia diferencial de agentes dispersores. Históricamente la zona litoral oeste y sur del país muestra mayor antropización con alteración por el uso del suelo. Justamente los sitios 9 y 10 se localizan en una zona con el mayor grado de alteración, entre el 45.72 y 71.88 % (Brazeiro et al, 2008). El factor histórico, también, lo plasma Berro (1914), cuando plantea a Colonia como el lugar por donde se habrían introducido los primeros árboles foráneos al país.

Si bien a partir de la tesis de Gautreau (2006) no podemos decir que los bosques estén disminuyendo en extensión, con lo tratado aquí podemos decir, que estos se están degradando. Están siendo muy afectados por leñosas exóticas, en algunos de estos casos, con gran poder invasor y que representan una fuerte competencia potencial para las especies nativas. Ejemplo de ello son los sitios puente, de Solís de Matajojo y control de La Paz-Rosario, donde es muy alta la densidad de ejemplares de ligustro con respecto a las especies nativas.

Con esta perspectiva, no se puede asegurar que el bosque fluvial siga cumpliendo sus funciones ecosistémicas ni que se mantenga la biodiversidad de otros grupos que allí habitan. En algunos puntos concretos; como Solís de Matajojo (tratamiento puente), la densidad de exóticas es muy alta; lo que podría significar en un futuro, la pérdida total de las especies nativas allí presentes.

Recomendaciones y Consideraciones Finales

Dado que la construcción y/o el ensanche de puentes es una actividad que continuará, creemos en principio, se deberían tomar medidas para evitar que se siga agravando la situación en estos sitios o facilitando el acceso de exóticas en otros, que aún no presentan tales niveles de afectación. Por lo cual, una vez terminada la obra deberían realizarse reforestaciones con especies nativas de la zona, lo cual está planteado en documentos del MTOP (desde el año 1998, por lo menos), pero que obviamente no se ha venido cumpliendo con éxito en los puntos que hemos visitado.

Por otro lado, sería conveniente realizar la fiscalización de estas y otras tareas de gestión ambiental (previas y posteriores a la obra) que quedan por parte de la empresa constructora. Según nos informaron en el MTOP, se estaría trabajando en este sentido para mejorar el proceso.

Resaltamos la importancia del tema y el escaso conocimiento, a nivel institucional y de la población en general, sobre las consecuencias de estos procesos para el ambiente. Así también la escasez de trabajos y avances en este sentido en Uruguay. Por lo que destacamos la importancia de profundizar los estudios en otros bosques y zonas del país, a fin de tomar las medidas de conservación necesarias en cada caso.



Plantines de ligustro en bosques fluviales del sur de Uruguay.

Bibliografía

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

Brazeiro A. Achkar M. Canavero A. Fagúndez C. González E. Grela I. Lezama F. Maneyro R. Barthesagy L. Camargo A. Carreira S. Costa B. Núñez D. da Rosa I. Toranza C. (2008): *Prioridades Geográficas para la Conservación de la Biodiversidad Terrestre de Uruguay*. Resumen Ejecutivo PDT 32-26. 48pp.

Berro M. 1914. *La agricultura colonial*. Imprenta Artística J.J. Dornaleche. 351pp.

Brussa C. y Grela I. 2007. *Flora arbórea del Uruguay*. Cofusa. Rivera. 544pp.

Carrere R. 1990. *Desarrollo forestal y medio ambiente en el Uruguay*. El bosque natural uruguayo: sus funciones ambientales. CIEDUR. Serie Investigaciones N°77, 26pp.

Carrere R. 1994. *Monte Indígena: la invasión de exóticas*. Tierra Amiga, N° 22.

Uruguay.

Carvalho G.O. 2009. Especies Exóticas e Invasiones Biológicas. Ciencia...Ahora, N°23, año 12. pp 15-21.

Chebataroff J. 1969. Relieve y Costas. Nuestra Tierra N°3. ed.: Nuestra Tierra. Montevideo, Uruguay. 68pp.

Davis M. and Pelson M. 2001. Experimental support for a resource – based mechanistic model of invasibility. Ecology Letters, N°4, pp 421-428.

Dirección Nacional de Meteorología: www.meteorologia.com.uy/caract_climat.htm#; (consultada 4/5/2010).

Escudero R. 2004. Informe de consultoría. Manejo integrado de ecosistemas y recursos naturales en Uruguay. Componente: Manejo y conservación de la diversidad Biológica. Subcomponente: Bosque Nativo. GEF/IBRD. 46pp.

GEO Uruguay 2008. Informe del Estado del Ambiente. CLAES, PNUMA y DINAMA Montevideo, Uruguay. Cap.4, pp180-240.

Gautreau P. 2006. Géographies d'une «destruction» des forêts dans un territoire d'herbages. Récits de crise et résilience forestière dans les campos uruguayens du XVIIIe au XXe siècle. Tesis de doctorado, Universidad de Lille 1, Francia. 357pp.

Gonzalez M. Ramirez N. Camacho A. Holz S. Rey M. Parra M. 2007. Restauración de Bosques en Territorio Indígena de Chiapas. Modelos ecológicos y estrategias de acción. Boletín de la Sociedad Botánica de México. N°80, pp 11-23.

Hobbs R.J. 1989. The nature and effects of disturbance relative to invasions. Biological Invasions: A Global Perspective. Edited by J.A. Drake et al. SCOPE. Cap.17, pp 389-405.

Holmes P.M. Richardson D.M. Esler K.J. Witkowski E.T.F. and Fourie S. 2005. A decisions-making framework for restoring riparian zones degraded by invasive plants in South Africa, South Africa Journal of Science 101.pp 553-564.

Kalesnik F. Cagnoni M. Bertolini P. Quintana R. Madanes N. y Malvárez A., 2005 .La vegetación del refugio educativo de la Ribera Norte, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Invasión de especies exóticas. Insugeo, Miscelánea, N°14, pp 134-150.

Kalesnik F. and Aceñolaza P., 2008. Regional distribution of native and exotic species in levees of the lower delta of the Paraná river. Acta Scientiarum. Biological Sciences, Vol. 30, N° 4, pp. 391-402.

La Sorte F.A. Mc Kinney M.L. Pisek P. Klotz S. Rapson G.L. Celesti-Grappow L. and Thompson K. 2008. Distance decay of similarity among European urban floras; the impact of antropogenic activities on B diversity. Global Ecology and Biogeography. N°17, pp 363-371.

Lonsdale W.M. 1999. Global patterns of invasions and the concept of invasibility. Ecology, Vol.80, N°5, pp 1522-1536.

Manual Ambiental para Obras y Actividades del Sector Vial. 1998. MTOP. DNV. Cap.9, Medidas Generales de Protección Ambiental, pp 63-74.

Martino A.L. 2006. Especies Exóticas Invasoras. Propuestas para la estrategia a nivel del Sistema Nacional de Areas Protegidas, SNAP, DINAMA. Serie documentos de trabajo N°8, 74pp.

Matteucci S. y Colma A. 1982. Metodología para el estudio de vegetación. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos, Washington D.C., 168pp.

Nebel J.P. y Porcile J.F. 2006. La contaminación del bosque nativo por especies arbóreas y arbustivas exóticas.

<http://www.mgap.gub.uy/Forestal/Contaminaci%C3%B3n%20del%20bosque%20nativo%20por%20especies%20arboreas%20y%20arbustivas%20exoticas.pdf>. (consultada 25/09/09)

Petraglia C. y Dell'Acqua M. 2006. Actualización de la carta forestal con imágenes del año 2004. MGAP. www.mgap.gub.uy/renare/SIG/forestal/CARTA_FORESTAL.pdf, (consultada 4/5/10).

Piaggio M. y Delfino L. 2009. Florística y fitosociología de un bosque fluvial en Minas de Corrales, Rivera, Uruguay. Iheringia, Sér.Bot.. Porto Alegre, Vol.64, N°1, pp 45-51.

Planty-Tabacchi A.M. Tabacchi E. Naiman R.J. Deferrari C. and Decamps H. 1996. Invasibility of Species-Rich Communities in Riparian Zones. Conservation Biology, Volume 10, 2, pp 598-607.

Pysek P. Vojtech J. Lucera T. 2002. Patterns of invasions in temperate nature reserves. Biological Conservation, N°104, pp 13-24.

Ramirez N. Gonzalez M. Williams G. 2001. Anthropogenic disturbance and tree diversity in Montane Rain Forests in Chiapas, Mexico. Elsevier Forest Ecology and Management, N°154, pp 311-326.

Rejmánek M. Richardson D.M. and Pysek P. 2005. Plant invasions and invasibility of plant communities. In: E. Van der Maarel, ed.: Vegetation Ecology, Blackwell, Oxford, pp 332-355.

Richardson D. M. Holmes P.M. Esler K. J. Galatowitsch S.M. Stromberg J. C. Kirkman S. P. Pysek P. and Hobbs R.J. 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasion and restoration prospects. Biodiversity Research, N°13, pp 126-139.

Ricciardi A. and Atkinson S. 2004. Distinctiveness magnifies the impact of biological invaders in aquatic ecosystems. Ecology letters, N°7, pp781-784.

Segura, O. Kaimowitz D. y Rodríguez J. 1997. Políticas forestales en Centro América, Análisis de las restricciones para el desarrollo del sector forestal. El Salvador, IICA-Holanda/LADERAS C.A., 335pp.

Stapanian M.A. Scoot D.S. Baumgardner G.A. Liston A. 1998. Alien plant species composition and associations with antropogenic disturbance in North American forests. Plant Ecology, N°139, pp 49-62.

UICN (2010):

http://www.iucn.org/es/sobre/union/secretaria/oficinas/sudamerica/sur_trabajo/sur_especies/sur_invasoras/.

Vilá M. et al. 2008. Invasiones biológicas. CSIC, Madrid. <http://digital.csic.es/bitstream/10261/5272/1/invasionesbiologicas.pdf> (consultada 18/10/09).

IMM (2010a): <http://www.maldonado.gub.uy/faigua.php> (consultada 16/06/10).

IMM (2010b): <http://www.maldonado.gub.uy/ciudadpdea.php> (consultada 16/06/10).

IML (2010): http://www.lavalleja.gub.uy/web/lavalleja/121#solis_mataojo (consultada 16/06/10).