

Especies exóticas invasoras de Uruguay:

distribución, impactos socioambientales y estrategias de gestión



ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS DE URUGUAY:

DISTRIBUCIÓN, IMPACTOS SOCIOAMBIENTALES Y ESTRATEGIAS DE GESTIÓN

Montevideo, Diciembre 2021

La publicación de este libro sufrió un retraso de dos años debido a la Pandemia (SARS-CoV-2) y al proceso de creación del nuevo Ministerio de Ambiente, a partir de la separación del MVOTMA. De tal forma, ya que la actualización bibliográfica del libro corresponde a 2019, es posible que existan publicaciones recientes sobre las especies exóticas invasoras tratadas aquí, no incluidas en esta obra. Las disculpas del caso para las autoras y los autores, así como a los lectores.

COMITÉ EDITOR:

Alejandro Brazeiro
Daniella Bresciano
Ernesto Brugnoli
Marcelo Iturburu



Primera edición: Diciembre 2021

Diseño: División Comunicación Ministerial, Ministerio de Ambiente.

Fotos de tapa: Rana toro (*Lithobates castesbeianus*) y Acacia negra o Acacia Tres espinas (*Gleditsia triacanthos*) Marcelo Iturburu. Ciervo Axis (*Axis axis*) Alejandra Cravino.

Cita recomendada: Brazeiro A, Bresciano D, Brugnoli E & Iturburu M (eds). 2021. Especies exóticas invasoras de Uruguay: distribución, impactos socioambientales y estrategias de gestión. RETEMA-UdelaR, CEEI-Ministerio de Ambiente, Montevideo, 226p.

Advertencia: El uso del lenguaje que no discrimine entre hombres y mujeres es una de las preocupaciones de nuestro equipo. Sin embargo, no hay acuerdo entre los lingüistas sobre la manera de hacerlo en nuestro idioma. En tal sentido, y con el fin de evitar la sobrecarga que supondría utilizar en español o/a para marcar la existencia en ambos sexos, hemos optado por emplear el masculino genérico clásico, en el entendido de que todas las menciones en tal género representan siempre a hombres y mujeres.

AUTORIDADES

Adrián Peña
Ministro de Ambiente

Gerardo Amarilla
Subsecretario

Diego Iglesias Suárez
Director General de Secretaría

Gerardo Evia Piccoli
Director Nacional de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos

Lic. Luis Batalles
Director de División de Biodiversidad

Lic. MSc. Ana Laura Mello
Jefe de Departamento Protección de la Biodiversidad, División Biodiversidad

Ing. Agr. MSc. Marcelo Iturburu
Coordinador del Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras,
Dirección de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos

COMITÉ NACIONAL DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS

Coordinación: Ministerio de Ambiente

Gobierno:

Sistema Nacional de Emergencias (SINAE), Presidencia

Ministerio de Ambiente (MA)

Dirección Nacional de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos
Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP)
Asuntos Internacionales

Ministerio de Ganadería Agrícola y Pesca (MGAP):

Dirección de Recursos Acuáticos (DINARA)
Dirección General de Desarrollo Rural (DGDR)
Dirección General de Servicios Ganaderos (DGSG)
Dirección General de Servicios Agrícolas (DGSG)
Dirección Manejo Forestal Sostenible (DMFS)

Proyecto REDD ++ (MA/MGAP)

Ministerio de Transporte y Obras Públicas (MTO): Dirección de Vialidad

Ministerio de Turismo

Ministerio de Educación y Cultura (MEC):

Administración Nacional de Educación Pública (ANEP)
Consejo de Educación Secundaria (CES)
Museo Nacional de Historia Natural (MNHN)

Ministerio de Defensa Nacional:

Prefectura Nacional Naval (PNN)
Dirección de Medio Ambiente (DIRMA)

Administración Nacional de Puertos (ANP)

Intendencias Departamentales:

Dirección Ambiental Intendencia de Treinta y Tres
Dirección Ambiental Intendencia de Canelones
Dirección Ambiental Intendencia de Cerro Largo

Academia:

Universidad de la República (Udelar):

Facultad Ciencias (FCIEN)
Facultad Agronomía (FAGRO)
Facultad Veterinaria (FV)
Facultad Medicina (FM)
Centro Universitario Regional Este (CURE)
Centro Universitario Regional Norte (CENUR)

Universidad de la Empresa:

Facultad Ciencias Agrarias

Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable (IIBCE)

Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias (INIA)

Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU)

Latitud - Fundación LATU

Empresas públicas:

ANCAP

OSE

UTE

Sociedad Civil:

Red Uruguaya de ONGs Ambientalistas

Asociación de Cazadores del Uruguay (ACU)

Asociación de Guardaparques del Uruguay (AGU)

Sociedad Zoológica del Uruguay (SZU)

Ecobio Uruguay

Coendú

Instituto Plan Agropecuario (IPA)

Secretariado Uruguayo de la Lana (SUL)

Karumbé

ÍNDICE

PREFACIO	11
INTRODUCCIÓN	
CAPÍTULO I. Panorama general de las invasiones biológicas en Uruguay Alejandro Brazeiro, Daniella Bresciano & Ernesto Brugnoli	13
CAPÍTULO II. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras de Uruguay: del diagnóstico a la acción, prioridades y desafíos de gestión Marcelo Iturburu & Ana Laura Mello	41
PLANTAS INVASORAS	
CAPÍTULO III. <i>Eragrostis plana</i> Nees (capín Annoni) en Uruguay Anaclara Guido & Amparo Quiñones	63
CAPÍTULO IV. El Ligustro (<i>Ligustrum lucidum</i>): un árbol invasor de los bosques de Uruguay Alejandro Brazeiro, Federico Haretche, Carolina Toranza, Patricia Brussa & Alejandra Betancourt	75
CAPÍTULO V. Potencial invasivo de <i>Gleditsia triacanthos</i>, un factor de degradación ecosistémica del bosque nativo en Uruguay Beatriz Sosa, David Romero, Gabriela Fernández & Marcel Achkar	91
CAPÍTULO VI. Control de tojo (<i>Ulex europaeus</i> L.): ¿desafío o utopía? Raquel Balero Prende	105
INVERTEBRADOS INVASORES	
CAPÍTULO VII. El mosquito <i>Aedes (Stegomyia) aegypti</i> Yester Basmadjian & Telma González	117
CAPÍTULO VIII. <i>Limnoperna fortunei</i> (Mejillón dorado): características bióticas, distribución, impactos y manejo poblacional en Uruguay Ernesto Brugnoli, Jennifer Pereira, Carolina Ferrer, Ivana Silva, Leandro Capurro, Ana Laura Machado, Juan María Clemente (†), Lucía Boccardi, Soledad Marroni, Daniel Fabián, Fabiana Rey, María Jesús Dabezies, Iván González-Bergonzoni, Daniel Naya, Alejandro D'Anatro, Franco Teixeira de Mello, Claudio Martínez, Guillermo Goyenola, Carlos Iglesias & Pablo Muniz	127
CAPÍTULO IX. <i>Rapana venosa</i> (Muricidae, Rapaninae): un invasor “exitoso” en el estuario del Río de la Plata Pablo Muniz, Noemí Góngora, Maite Sánchez, Verónica Lago, Diego Antuña, Patricia Correa, Ernesto Chiesa & Ernesto Brugnoli	149
CAPÍTULO X. 40 años después: bivalvos del género <i>Corbicula</i> en Uruguay Christian Clavijo	163

VERTEBRADOS INVASORES

CAPÍTULO XI. La rana toro (<i>Lithobates catesbeianus</i>): estado de invasión, efectos y posibilidades de manejo en Uruguay	175
Gabriel Laufer, Nadia Kacevas & Noelia Gobel	
CAPÍTULO XII. Situación actual y perspectivas de investigación y manejo del ciervo axis (<i>Axis axis</i>, Mammalia: Cervidae) en Uruguay	191
Alexandra Cravino, Enrique M. González, Juan A. Martínez-Lanfranco & Pablo González	
CAPÍTULO XIII. Jabalíes y cerdos silvestres en Uruguay	205
Raúl Lombardi, Gustavo Castro & Martín Altuna	
CAPÍTULO XIV. Situación de las especies de peces exóticas e invasoras en Uruguay	215
Matías Zarucki, Marcelo Loureiro, Diego Díaz, Wilson Sebastián Serra & Graciela Fabiano	

PREFACIO

Las invasiones biológicas constituyen un grave problema ambiental a nivel global, que ha llegado a Uruguay, generando importantes impactos ecológicos, económicos y sociales. Se han registrado cientos de especies exóticas en el país, de las cuales, 42 han sido identificadas como invasoras por el Comité de especies exóticas invasoras (CEEI). El CEEI fue creado en 2008 con la integración de 15 instituciones, hoy día reúne a 32, incluyendo instituciones públicas y privadas vinculadas con la gestión e investigación sobre el tema.

Con el objetivo de colaborar con la difusión y discusión académica sobre esta temática en el país, el CEEI y el grupo Biodiversidad y Áreas Protegidas de la Red Temática de Medio Ambiente de la Universidad de la República (Retema: <http://udelar.edu.uy/retema/>), llevaron adelante un ciclo de seminarios sobre “Invasiones biológicas en Uruguay” entre agosto y setiembre de 2018, con la participación de más de 80 personas. Las presentaciones realizadas en este ciclo constituyen la base del presente libro, que apunta a los mismos objetivos.

El presente libro contó con la participación de 59 autores pertenecientes a varias instituciones nacionales distribuidas en todo el territorio. Está organizado en 14 capítulos. En los dos primeros, a modo de introducción a la temática, se presenta una síntesis sobre el conocimiento científico acumulado en el país sobre el fenómeno de las invasiones biológicas (Capítulo 1), y una síntesis sobre los avances nacionales en materia de gestión de esta problemática, especialmente en el marco del CEEI (Capítulo 2). En los restantes 12 capítulos se actualiza y profundiza el diagnóstico sobre la invasión de 12 especies exóticas en Uruguay: cuatro plantas, *Eragrostis plana* (capín Annoni), *Ligustrum lucidum* (ligustro), *Gleditsia triacanthos* (corona de cristo) y *Ulex euroapeus* (tojo); cuatro animales invertebrados, *Aedes aegypti* (mosquito del dengue), *Limnoperna fortunei* (mejillón dorado), *Rapana venosa* (caracol rapana) y *Corbicula spp.* (almeja asiática); y cuatro animales vertebrados, *Lithobates catesbeianus* (rana toro), *Axis axis* (ciervo axis), *Sus scrofa* (jabalí) y *Ciprinus carpio* (carpa común). En cada caso, se presenta una breve descripción de cada especie, se actualiza la información sobre la distribución espacial y el conocimiento sobre sus impactos ambientales y socioeconómicos. A los efectos de contribuir a la gestión ambiental de estas especies, también se revisan las posibles medidas de control y manejo, y se identifican las principales necesidades de investigación para mejorar la gestión de cada especie invasora.

El conjunto de especies estudiadas fue seleccionado con la intención de conformar una muestra representativa del fenómeno de invasiones biológicas en el país. Se considera un amplio espectro taxonómico (Animales: insectos, moluscos, peces, anfibios y mamíferos. Plantas: herbáceas, arbustos y árboles), de ecosistemas invadidos (pastizales, bosques, ríos/arroyos, humedales, sistemas urbanos, fondos bentónicos marinos y estuarinos) y tipos de impactos (reducción y afectación de biodiversidad, problemas de salud pública, afectación de

recursos pesqueros, afectación de tomas de agua, reducción de producción ganadera, afectación de cultivos).

Esperamos que esta publicación constituya un aporte a la difusión del fenómeno de las invasiones biológicas en Uruguay y su problemática ambiental, y estimule la investigación científica en aquellos temas claves para la gestión y manejo de los principales procesos invasivos en el país, con miras a su prevención, erradicación, mitigación o adaptación. En última instancia debe ser un objetivo colectivo comprender y comunicar las causas profundas que promueven las invasiones.

Comité Editor

Cita recomendada: Brazeiro A, Bresciano D & Brugnoli E (2021): Panorama general de las invasiones biológicas en Uruguay. En: Brazeiro A, Bresciano D, Brugnoli E & Iturburu M (eds): *Especies exóticas invasoras de Uruguay: distribución, impactos socioambientales y estrategias de gestión*. Pp. 13-38. Retema-UdelaR/CEEI - Ministerio de Ambiente, Montevideo.

CAPÍTULO 1

Panorama general de las invasiones biológicas en Uruguay

Alejandro Brazeiro^{1*}, Daniella Bresciano² y Ernesto Brugnoli³

¹ Grupo Biodiversidad y Ecología de la Conservación, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Udelar. * brazeiro@fcien.edu.uy

² Grupo disciplinario Ecología, Departamento de Sistemas Ambientales, Facultad de Agronomía, Udelar.

³ Oceanografía y Ecología Marina, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Udelar.

Resumen

La introducción y expansión de especies exóticas invasoras (EEI) ha sido identificado como un grave problema ambiental en Uruguay. Las Estrategias Nacionales de diversidad biológica y de bosques coinciden en señalar a las invasiones biológicas como una de las principales amenazas para la biodiversidad. El objetivo de este capítulo es realizar una somera evaluación de la problemática de las invasiones biológicas en Uruguay, enfocada en las dimensiones ecológica y ambiental. Discutimos en primer lugar el concepto y definición del término “especie exótica invasora” en el ámbito de la gestión ambiental en Uruguay. Seguidamente, analizamos el origen biogeográfico de la biota exótica e invasora de Uruguay, y en particular de las especies abordadas en este libro. Para los tres grandes tipos de ecosistemas del país (i.e., terrestres, acuáticos continentales y costero-marinos), realizamos una evaluación general de la problemática de las invasiones biológicas, abordando cuatro aspectos: (1) principales especies invasoras conocidas, (2) alcance geográfico y ambiental (por subtipo de ecosistema), (3) principales impactos conocidos y (4) grado de conocimiento científico sobre métodos de control/mitigación en Uruguay. Finalmente identificamos prioridades de investigación y gestión sobre invasiones biológicas en el país.

Palabras clave: especies exóticas, impacto ambiental, invasiones biológicas

1.- Introducción

La invasión de ecosistemas por especies animales y vegetales exóticos (i.e., no nativos) es un fenómeno global que genera graves impactos en los sistemas ecológicos, económico y social (Vitousek et al. 1996, MEA 2005). El fenómeno de las invasiones biológicas ha sido reconocido como un problema central para la conservación de la biodiversidad, lo que impulsó la creación del proyecto “Ecología de las Invasiones Biológicas” por parte del Comité Científico sobre Problemas del Ambiente (SCOPE) en 1982. En el 2001, se creó en el marco del “Convenio Internacional sobre Diversidad Biológica” (CDB) el Programa Mundial sobre Especies Invasoras (Global Invasive Species-GISP). Evaluaciones regionales realizadas por la Plataforma intergubernamental de política científica en biodiversidad y servicios ecosistémicos (Ipbes; www.ipbes.net) identifican a las invasiones biológicas como uno de los principales forzantes en la pérdida de biodiversidad. Por lo cual, se ha iniciado recientemente (agosto 2019) una evaluación global sobre especies invasoras y su control (Ipbes 2018).

A nivel nacional, la “Estrategia Nacional para la Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica”, tanto en la primera versión (Mvotma 1999) como en su reciente actualización (Mvotma 2016), ha identificado a la introducción y expansión de especies exóticas invasoras (EEI) como un grave problema ambiental, en particular para la biodiversidad. Asimismo, la reciente “Estrategia nacional de bosque nativo” (MGAP 2018) también señala a las invasiones biológicas como una de las principales amenazas para los bosques del país.

Desde 2008 Uruguay cuenta con un Comité de Especies Exóticas Invasoras (CEEI) que ha impulsado diferentes avances para la gestión de este fenómeno, como la publicación de lineamientos y prioridades de gestión (ver Capítulo 2). Complementariamente, Masciardi et al. (2010) reportaron para nuestro país 64 especies con comportamiento invasor a partir de registros de la Base de Datos de Especies Exóticas e Invasoras de Uruguay (InBUy; www.inbuy.fcien.edu.uy).

El objetivo del presente capítulo es realizar una evaluación general de la problemática de las invasiones biológicas en Uruguay, enfocada en las dimensiones ecológica y ambiental. La dimensión institucional será abordada en el Capítulo 2 del presente libro. En primer lugar, analizamos la definición de especie exótica invasora usada en Uruguay, y las limitaciones y desafíos que conlleva su aplicación en la gestión. Seguidamente, analizamos el origen biogeográfico de la biota exótica e invasora de Uruguay, y en particular de las especies abordadas en este libro. Finalmente, para los tres grandes tipos de ecosistemas del país, terrestres, acuáticos continentales y marinos, realizamos una evaluación general sobre la problemática de las invasiones biológicas, abordando cuatro grandes aspectos: (1) principales especies invasoras conocidas, (2) alcance geográfico y ambiental (por subtipo de ecosistema), (3) principales impactos conocidos y (4) grado de conocimiento científico sobre métodos de control/mitigación en Uruguay.

2.- Precisando conceptos: ¿qué es una especie exótica invasora y cómo detectarla?

Junto con el crecimiento del transporte internacional, la globalización del comercio y la expansión de actividades económicas basadas en la producción de especies foráneas (e.g., agricultura, acuicultura), ha aumentado notablemente la introducción de especies en nuevos hábitats o ecosistemas fuera de sus rangos históricos de distribución original (e.g., Davis 2009, Hulme 2009, Seebens et al. 2017). Si bien la mayor parte de las introducciones mediadas por la actividad humana fracasan, algunas tienen éxito y logran establecer poblaciones viables. A estas especies foráneas que colonizan una nueva región se les denomina exóticas o no-nativas. Las especies que expanden naturalmente sus rangos geográficos de distribución, i.e., sin intervención deliberada o accidental de los humanos, no deberían ser consideradas especies exóticas en la nueva región (Davis 2009).

Dentro del ensamble de especies exóticas de una región, algunas pocas desarrollan grandes poblaciones y se expanden fuertemente en los nuevos territorios, lo que puede estar asociado a la generación de impactos en los hábitats, ecosistemas y biota nativa, e incluso daño ambiental o socioeconómico. Sin embargo, existen casos de especies exóticas ampliamente distribuidas que no han sido asociadas a problemas ambientales. De hecho, se ha demostrado que la tasa de expansión de las especies exóticas no puede ser usada como indicador directo del nivel de impacto (Ricciardi & Cohen 2007). Desde una perspectiva netamente ecológica, algunos autores aplican el término “invasor” (o exótico invasor) para el caso de especies exóticas que colonizan y se propagan rápidamente en la nueva región, independientemente de la existencia de impactos (e.g., Richardson et al. 2000, Colautti & MacIsaac 2004).

Para que una especie exótica se convierta en exótica invasora en ecosistemas terrestres o acuáticos, la misma debe atravesar una serie de estadios en el denominado “proceso de invasión” (Blackburn et al. 2011, Lockwood et al. 2013) (Fig. 1). La invasión biológica se inicia cuando los organismos son introducidos por el ser humano en un nuevo ecosistema, ya sea en forma deliberada o accidental. El primer estadio del proceso de invasión corresponde a la “fase de transporte”, en la cual, individuos de una especie son transportados (intencional o accidentalmente) desde su rango nativo hacia una nueva área, donde son liberados en el ambiente (terrestre o acuático). En este nuevo ambiente, los individuos introducidos se establecen conformando poblaciones viables, en la “fase de establecimiento”. En muchos casos, los individuos exóticos no tienen éxito en esta fase, y no logran establecer una población viable. En el tercer estadio o “fase de dispersión”, la población establecida con organismos exóticos incrementa su abundancia y expande su rango geográfico. Si esto no ocurre, la población exótica podrá permanecer con una distribución restringida y baja abundancia. Finalmente, en el cuarto estadio, la especie puede desarrollar poblaciones con elevadas abundancias y dispersarse

regionalmente, invadiendo las comunidades nativas y ocasionando daños ecológicos e impactos económicos (“fase de impacto”). La capacidad de una especie de atravesar los diferentes estadios de invasión, barreras geográficas y condiciones ambientales condicionará el suceso y magnitud de la invasión (Bustamante et al. 2018).

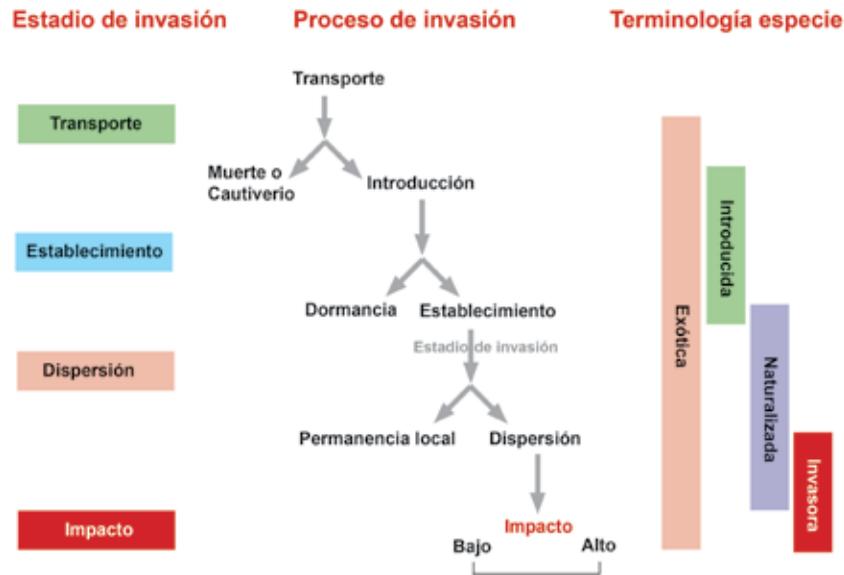


Figura 1. Proceso de invasión y terminología de especies. Modificado de Lockwood et al. (2007) y Blackburn et al. (2011).

Desde la perspectiva de la gestión ambiental, muchos autores y agencias internacionales incorporan como elemento central en la definición de “especie exótica invasora” la existencia de impactos ecológicos o socioeconómicos. Por ejemplo, la Convención sobre diversidad biológica (CDB) utiliza las siguientes definiciones:

Introducción: se refiere al movimiento, por acción humana, indirecta o directa, de una especie exótica fuera de su medio natural (pasado o presente).

Especies exóticas: se refiere a las especies, subespecies o taxón inferior, introducidas fuera de su distribución natural en el pasado o en la actualidad; incluye cualquier parte, gametos, semillas, huevos o propágulos de dichas especies que podrían sobrevivir y subsiguientemente reproducirse.

Especies exóticas invasoras: se refiere a las especies exóticas cuya introducción y/o dispersión amenazan a la diversidad biológica.

En este trabajo, abordamos el fenómeno de las invasiones biológicas desde la perspectiva de la gestión ambiental, por lo que nos adherimos a la definición de “especie exótica invasora” de la CDB, que ha sido usada como base por el Comité de Especies Exóticas Invasoras de Uruguay. Según este Comité, una **EEl es una especie exótica cuyo establecimiento y propagación amenaza a ecosistemas, salud humana, hábitats u otras especies nativas y tiene efectos económicos y ambientales negativos** (Aber et al. 2012). A partir de esta definición y mediante talleres participativos, el CEEI identificó una lista de 42 EEl en Uruguay (Aber et al. 2014). La mencionada lista incluye plantas vasculares (17 especies), animales invertebrados (13; 8 acuáticos y 5 terrestres) y vertebrados (12; 3 acuáticos y 9 terrestres) (Aber et al. 2014). Esta lista se encuentra en proceso de actualización mediante el análisis en cuatro grupos de trabajo (EEl plantas, invertebrados y acuáticas), talleres participativos y posterior puesta de manifiesto público. Estas especies se marcan como prioritarias para la gestión ambiental, debido a que se consideran de alto riesgo (Aber et al. 2014).

3.- Origen biogeográfico de las especies exóticas e invasoras de Uruguay

En Uruguay se han identificado 351 especies exóticas, la mayoría de ellas (81%) son originarias de Europa (85 especies), Europa/Asia/África (78 especies), Asia (52 especies) y Oceanía (40 especies). Estas tendencias podrían estar asociadas al intercambio comercial y cultural entre Eurasia y el Río de la Plata durante los diferentes eventos migratorios hacia América del Sur ocurridos en los siglos XIX y XX (Masciadri et al. 2010). La introducción de plantas vasculares se relaciona principalmente con la actividad agropecuaria, incluyendo plantas herbáceas, árboles y arbustos para cultivos y forestación, y también para jardinería (ornamentales) (Masciadri et al. 2010). Los vertebrados fueron introducidos principalmente con fines cinegéticos y para la acuicultura, mientras que los invertebrados ingresaron en su mayoría en forma incidental, por medio de las aguas de lastre o incrustaciones (fouling) de los barcos (Brugnoli et al. 2010).

En este libro focalizamos la atención en 12 especies exóticas invasoras por considerarse de alto riesgo, incluyendo cuatro plantas, cuatro invertebrados y cuatro vertebrados. Las plantas vasculares invasoras son originarias del sur de África (*Eragrostis plana*), Europa y Norte de África (*Ulex europaeus*), Asia (China, Corea y Japón) (*Ligustrum lucidum*) y América del Norte (*Gleditsia triacanthos*). Por su lado, los invertebrados son originarios de Asia (*Limnoperna fortunei*, *Rapana venosa* y *Corbicula sp.*) y África (*Aedes aegypti*). Los vertebrados provienen de América del Norte (*Lithobates catesbeianus*), Europa (*Axis axis*, *Sus scrofa*) y Eurasia (*Cyprinus carpio*) (Fig. 2).

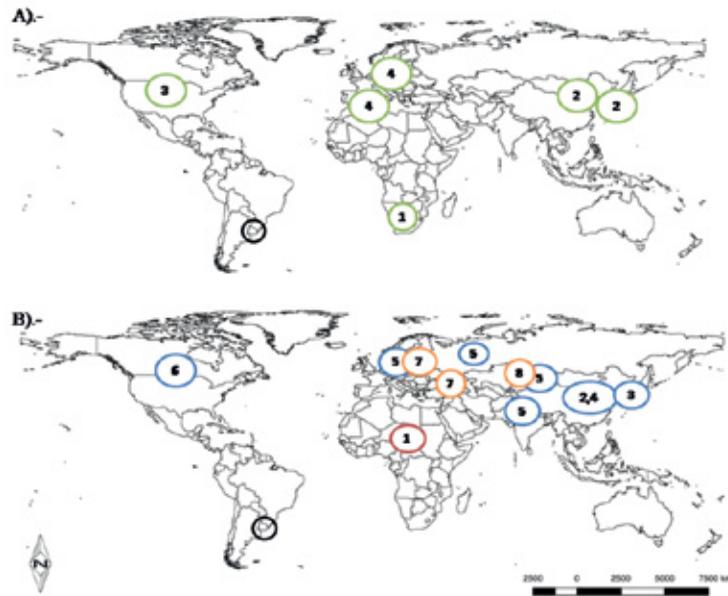


Figura 2. Origen biogeográfico de las especies invasoras consideradas en el presente libro. A: Plantas vasculares: 1. *Eragrostis plana*, 2. *Ligustrum lucidum*, 3. *Gleditsia triacanthos*, 4. *Ulex europaeus*; B: Animales invertebrados y vertebrados: 1. *Aedes aegypti*, 2. *Limnoperna fortunei*, 3. *Rapana venosa*, 4. *Corbicula fluminea*, 5. *Cyprinus carpio*, 6. *Lithobates catesbeianus*, 7. *Sus scrofa*, 8. *Axis axis*.

Círculo negro indica Uruguay, mapas adaptados de www.inbuy.fcien.edu.uy

4.- Panorama general sobre la invasión en los grandes ecosistemas de Uruguay

4.1.- Ecosistemas terrestres

A partir de la evaluación de la Base de Datos de especies exóticas de Uruguay (InBuy), actualizada a 2010, se registraron 216 especies exóticas en el país, de las cuales, 301 son terrestres (Masciadri et al. 2010). Alrededor de un 10 % de estas especies (42) han sido clasificadas como invasoras para el país, según el CEEI (Aber et al. 2014). Recientemente, Achkar et al. (2015) realizaron una evaluación general del grado de invasión de las ecorregiones terrestres de Uruguay, en base a la modelación (Maxent) de la distribución espacial de un grupo de especies exóticas, que fueron definidas como invasoras a través de la consulta a un panel de 10 expertos (Guerrero et al. 2012). Se identificaron 17 especies como las principales invasoras, 16 terrestres, incluyendo 15 plantas y un animal, y un animal acuático (Tabla 1).

Cabe destacar que 11 de estas especies (Tabla 1), fueron priorizadas en la lista de especies invasoras del CEEI (Aber et al. 2014). Las 6 especies no incluidas en la lista del CEEI fueron: *Fraxinus americana*, *Pinus elliottii*, *P. pinaster*, *Ligustrum sinense*, *Lonicera japonica* y *Rubus fruticosus*. Dentro de las especies no incluidas en la lista de invasoras del CEEI, resulta llamativa la ausencia de los pinos (*P. elliottii* y *P. pinaster*). Estas especies han demostrado un comportamiento invasor en la región (e.g., Richardson & Higgins 1998), en el sur de Brasil (Ziller 2000) e incluso en Uruguay (*P. elliottii*), en el Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos (SNAP 2009). En tal sentido, sería recomendable evaluar la posible incorporación de estas especies en la nueva lista de especies invasoras del CEEI.

En **bosques** se identificaron 11 especies invasoras principales, dentro de las cuales se destacan por su grado invasor, el ligustro, corona de Cristo, zarzamora y jabalí. A esta lista publicada por Achkar et al. (2015), se le debería agregar al ciervo axis (*Axis axis*), de acuerdo con la opinión del CEEI y los datos publicados en el Capítulo 12 del presente libro. Por otro lado, entre 2009 y 2016 la Dirección Nacional Forestal (MGAP) realizó el Inventario Forestal Nacional (IFN), que incluyó el relevamiento de unas 1500 parcelas de 20x10 m distribuidas en los bosques del país. Se registraron especies leñosas (arbustos o árboles) exóticas en más de la cuarta parte (26%) de las parcelas relevadas por el IFN, y se detectaron en total 19 especies (taxones, en algunos casos no se identificó la especie). El ligustro (*Ligustrum spp.*) y corona de cristo (*Gleditsia triacanthos*) fueron las especies que presentaron claramente las mayores incidencias (11 y 5%) (Brazeiro, no publicado). Los fresnos (*Fraxinus spp.*: 2,5%), mora (*Morus alba*: 2%), paraíso (*Melia azedarach*: 2%) y sauces (*Salix spp.*: 0,8%) presentaron incidencias menores (0.8-2.5 %), y un grupo de 12 especies leñosas presentó valores aún menores (<0.5 %) (Brazeiro, no publicado).

Tabla 1. Especies exóticas definidas como invasoras, utilizada en la evaluación del grado de invasión de las ecorregiones de Uruguay. Modificado de Achkar et al. (2015).

Especies	Nombre vulgar	Hábito/ Grupo	Ecosistema	Grado Invasor
PLANTAS VASCULARES				
<i>Acacia longifolia</i>	Acacia	Árbol	Matorral y bosque costero	Medio
<i>Fraxinus americana</i>	Fresno americano	Árbol	Bosque ripario	Medio
<i>Fraxinus lanceolata</i>	Fresno americano	Árbol	Bosque ripario	Medio
<i>Gleditsia triacanthos</i>	Corona de Cristo	Árbol	Bosque ripario, pastizal bajo	Alto
<i>Ligustrum lucidum</i>	Ligustro	Árbol	Bosque ripario y serrano	Alto
<i>Pinus elliottii</i>	Pino	Árbol	Pastizal	Medio
<i>Pinus pinaster</i>	Pino	Árbol	Pastizal	Medio
<i>Ligustrum sinense</i>	Ligustrina	Arbusto	Bosque ripario y serrano	Medio
<i>Pyracantha coccinea</i>	Crataegus	Arbusto	Bosque ripario y serrano	Medio
<i>Lonicera japonica</i>	Madreselva	Arbusto apoyante	Bosque ripario y serrano	Medio
<i>Rubus fruticosus</i>	Zarzamora	Arbusto espinoso	Bosque ripario y serrano	Alto
<i>Rubus ulmifolius</i>	Zarzamora	Arbusto espinoso	Bosque ripario y serrano	Alto
<i>Ulex europaeus</i>	Tojo	Arbusto espinoso	Pastizal	Alto
<i>Cynodon dactylon</i>	Pasto bermuda	Herbácea	Pastizal	Alto
<i>Eragrostis plana</i>	Capín Annoni	Herbácea	Pastizal	Alto
VERTEBRADOS				
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa	Pez	Río y arroyo	Alto
<i>Sus scrofa</i>	Jabalí	Mamífero	Bosque ripario y serrano	Alto

En **pastizales** se identificaron cinco especies como las principales invasoras (Tabla 1), destacándose por su alto impacto el capín Annoni (*Eragrostis plana*), el pasto bermuda (*Cynodon dactylon*) y el tojo (*Ulex europaeus*) (Achkar et al. 2015). Estas especies han sido identificadas por el CEEI para gestionar su control a nivel nacional (Aber et al. 2014). De acuerdo con el análisis del grado de invasión a escala ecorregional, estimada subjetivamente a partir del número y extensión geográfica de las especies identificadas como invasoras (Achkar et al. 2015), la Cuesta Basáltica sería la única ecorregión que tendría un grado relativamente bajo de invasión (Tabla 2). En el otro extremo, el Escudo Cristalino, Graven de Santa Lucía y Sierras del Este tendría altos niveles de invasión, tanto en bosques como en pastizales, y las restantes ecorregiones tendrían niveles medios (Tabla 2).

Tabla 2. Estimación del grado de invasión (alto, medio, bajo) en bosques y pastizales de las ecorregiones de Uruguay. Sintetizado a partir de información reportada en Achkar et al. (2015).

Ecorregión	Bosques		Pastizales	
	Impacto	Comentarios	Impacto	Comentarios
Cuenca Sedimentaria Gondwánica	Medio	corona de cristo y jabalí.	Medio	tojo, pinos, capín Annoni.
Cuenca Sedimentaria del Oeste	Alto	corona de cristo muy generalizada, en el centro y sur es muy común ligustro, fresnos, paraíso, madreselva y crataegus, jabalí.	Medio	Pasto bermuda, capín Annoni.
Cuesta Basáltica	Bajo	Actualmente baja invasión, pero potencialmente podría ingresar corona de cristo en el valle del Río Negro	Bajo	pasto bermuda, capín Annoni.
Escudo Cristalino	Alto	corona de cristo, ligustros (Sur), jabalí.	Alto	pasto bermuda, tojo.
Graven de la Laguna Merín	Medio	Bosques costeros invadidos por acacia, bosques riparios con fresnos, madre selva, crataegus, jabalí.	Alto	capín Annoni, pasto bermuda y posible avance de tojo.
Graven del Santa Lucía	Alto	Bosques muy invadidos por corona de cristo, ligustro, madre selva, zarzamora, jabalí.	Alto	pasto bermuda, tojo.
Sierras del Este	Alto	ligustro, pinos, fresnos, madre selva, zarzamora, crataegus. Alta densidad de jabalí.	Alto	tojo, capín Annoni, pinos, pasto bermuda

Bresciano et al. (2014) en un estudio realizado a partir de censos florísticos en cuatro regiones geomorfológicas del país, detectaron que el grado de invasión en pastizales naturales es relativamente bajo en general y en regiones con mayor porcentaje de superficie bajo uso agrícola (Cuenca sedimentaria y Centro Sur), la riqueza de especies exóticas fue significativamente mayor, más del doble (Fig. 3). Estos resultados sugieren la importancia de la presión de propágulos y la actividad antrópica en el proceso de invasión.

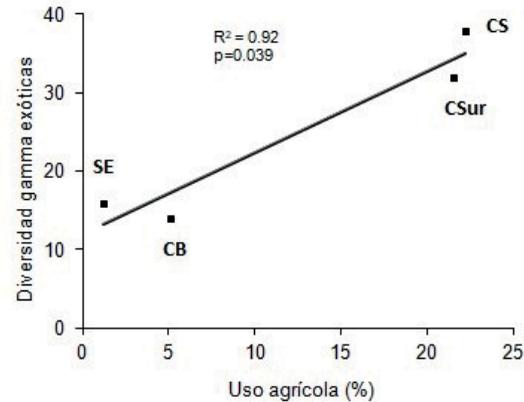


Figura 3. Relación entre uso agrícola del suelo y riqueza de propágulos de especies exóticas de cuatro regiones geomorfológicas (SE: Sierras del Este, CB: Cuesta Basáltica, CS: Cuenca Sedimentaria, CSur: Centro Sur). Tomado de Bresciano et al. (2014).

Los impactos de las invasiones biológicas sobre los ecosistemas terrestres de Uruguay han sido escasamente estudiados, a pesar de que se presume que pueden ser muy significativos en algunos casos, considerando estudios en regiones vecinas y observaciones locales. En ecosistemas de bosque, las leñosas invasoras podrían tener fuertes impactos en la diversidad local de árboles, estructura y funcionamiento del bosque, como en el caso de la invasión de ligustro (Capítulo 4) y corona de Cristo (Capítulo 5). Los efectos de la fauna invasora en los bosques, en particular de jabalí y ciervo axis, son desconocidos en el país, pero se presume que podría ser importante para la regeneración de árboles (Capítulos 12 y 13). La investigación sobre métodos de control y manejo de plantas invasoras en bosques es incipiente, y se ha enfocado en los árboles corona de Cristo (Capítulo 5) y ligustro (Capítulo 4). Se han evaluado experimentalmente diferentes métodos de control, lo que ha permitido encontrar alternativas viables para eliminar árboles adultos en forma efectiva. Sin embargo, aún no se han encontrado estrategias efectivas para restaurar los rodales invadidos y evitar la futura re-invasión.

En pastizales, además de alterar la estructura de las comunidades nativas, la invasión de plantas exóticas puede afectar en algunas zonas la producción agropecuaria. Por ejemplo, el tojo y el capín Annoni afectan la producción ganadera reduciendo el valor forrajero de los pastizales y en consecuencia afectando el desempeño fisiológico de los animales (Capítulo 3 y 6). En el caso del tojo, es también un problema para el sector forestal, ya que se desarrolla en los bordes y bajo el dosel de los árboles, lo cual provoca dificultades en la operativa de manejo y cosecha (Arocena & De León 2018). Si bien en ambos casos existe una sensibilización sobre la problemática que ocasionan estas especies en los sectores productivos, son escasos los antecedentes de investigación nacional y de sistematización de los mecanismos de manejo y control (Arocena & De León 2018, Quiñones et al. 2019).

4.2.- Ecosistemas acuáticos continentales

En nuestro país diversos trabajos hacen referencia a especies acuáticas introducidas (Amestoy et al. 1998), especies acuáticas exóticas (Brugnoli et al. 2006) o especies exóticas acuáticas con comportamiento invasor (Masciadri et al. 2010). Los mencionados autores identifican que las especies acuáticas exóticas introducidas en Uruguay corresponden mayormente a peces, seguido de moluscos y crustáceos, un caso de anfibio y una planta vascular (Tabla 3).

Tabla 3. Lista de especies exóticas presentes en ecosistemas acuáticos continentales de Uruguay. Especies acuáticas introducidas, según Amestoy et al. (1998) (A); especies acuáticas exóticas según Brugnoli et al. (2006) (B) y especies acuáticas exóticas con comportamiento invasor (Masciadri et al. 2010) (M).

Especie	Grupo	Nombre común	Cita
<i>Iris pseudacorus</i>	Planta vascular	Lirio amarillo	M
<i>Cherax quadricarinatus</i>	Crustáceo	Langosta roja	B
<i>Cherax tenuimanus</i>	Crustáceo	Langosta marrón	B
<i>Corbicula fluminea</i>	Molusco	Almeja asiática	A, B, M
<i>Corbicula largillierti</i>	Molusco	Almeja asiática	A, B, M
<i>Limnoperna fortunei</i>	Molusco	Mejillón dorado	A, B, M
<i>Lithobates catesbeianus</i>	Anfibio	Rana toro	A, B, M
<i>Cyprinus carpio</i>	Pez	Carpa común	A, B, M
<i>C. carpio</i> var. <i>especularis</i>	Pez	Carpa espejo	A, B, M
<i>Carassius carassius</i>	Pez	Carpín	A
<i>Carassius gibelio</i>	Pez	Carpín	A
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Pez	Carpa herbívora	B
<i>Acipenser starlet</i>	Pez	Esturión	B
<i>Acipenser nakarii</i>	Pez	Esturión	B
<i>Acipenser baeri</i>	Pez	Esturión	A, B
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Pez	Trucha arcoíris	A, B
<i>Oreochromis niloticus</i>	Pez	Tilapia	A
<i>Salmo trutta</i>	Pez	Trucha	A, B

La diferencia en el número de especies entre los autores (Tabla 3), podría explicarse por las fechas de publicación de los documentos, como así también por las diferentes definiciones usadas en cada caso. Existen especies introducidas o reportadas como exóticas posteriormente a la fecha de publicación de los diferentes documentos. Por otro lado, los términos utilizados en las publicaciones reflejan la evolución de los conceptos de especie exótica e invasora. La definición de especie exótica y exótica invasora en la literatura internacional se ha modificado en el transcurso de los últimos años (Pereira et al. 2018). Actualmente se promueve el uso del término especie invasora a organismos que causen efectos o impactos comprobados en la biodiversidad, salud y economía (Blackburn et al. 2011, Pereira et al. 2018).

La introducción de los organismos exóticos acuáticos en Uruguay ha sido principalmente voluntaria con fines de acuicultura y durante las décadas del 80 y 90 (Amestoy et al. 1998, Brugnoli et al. 2006). Cabe destacar que la introducción de especies exóticas está prohibida por ley en el país (Nº 13.833, 5/1/1970, ar-

tículo 14), así como por el Código de Prácticas para la Introducción de especies exóticas en la Cuenca del Río de la Plata, aprobado por la Comisión de Pesquerías Continentales para América del Sur (FAO-Copescal) (Amestoy et al. 1998). La introducción de organismos acuáticos con fines de acuicultura requiere un análisis técnico de los proyectos por parte de la DINARA (MGAP). Para su autorización deben cumplir con requerimientos técnicos y jurídicos por parte de dicha institución como así también autorizaciones de diversas instituciones competentes (e.g., MGAP, Ministerio de Ambiente).

Los moluscos indicados en la Tabla 3 corresponden a especies de bivalvos (*Limnoperna fortunei* y *Corbicula fluminea* y *C. largillierti*) cuya introducción fue accidental y presumiblemente por aguas de lastre (Brugnoli et al. 2006). A pesar de que corresponden a un número reducido de especies, entre ellas se encuentra una de las mayores invasoras en los sistemas hídricos de la cuenca del Plata: el mejillón dorado (*L. fortunei*) (Darrigran 2002). El anfibio corresponde a la rana toro (*Lithobates catesbeianus*) introducida en 1986 para ranicultura proveniente de Brasil (Amestoy et al. 1998). Las especies *Cyprinus carpio*, *L. catesbeianus*, *Oncorhynchus mykiss* y *Salmo trutta* figuran en la Tabla 3 e integran la lista de las “100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo” según UICN (Lowe et al. 2000). Sin embargo, en Uruguay únicamente *C. carpio* y *L. catesbeianus* integran la lista de especies invasoras (Aber et al. 2014), siendo las restantes dos especies (*O. mykiss* y *S. trutta*) reportadas como invasoras en la región (Capítulo 14). Por otro lado, la lista de peces exóticos en sistemas acuáticos (continentales y marinos) de Uruguay presentada en el Capítulo 14, muestra un número mayor de especies que las indicadas en la Tabla 3. En dicho capítulo se incluyen peces introducidos con fines de acuicultura, especies establecidas en ecosistemas naturales, reportadas en sistemas naturales, especies trasladadas y especies exóticas de peces (agua dulce y marinos) que pueden convertirse en invasoras en Uruguay y en la región.

La lista de especies invasoras de Uruguay (Aber et al. 2014), incluye seis especies de organismos acuáticos continentales: dos invertebrados acuáticos presentes en sistemas lénticos y lóuticos y Río de la Plata (sistema estuarino): *C. fluminea*, *L. fortunei*, tres vertebrados: *C. carpio* (pez), *L. catesbeianus* (anfibio) y *Trachemys scripta elegans* (reptil) y una planta vascular (*Iris pseudacorus*). La lista de especies invasoras para Uruguay se encuentra en proceso de redefinición, con la incorporación de nuevas especies y la reclasificación de otras (e.g., especies invasoras a especies exóticas). En el subgrupo del CEEI de especies acuáticas, se ha propuesto recientemente la inclusión de la cianobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii*. Esta especie se encuentra ampliamente distribuida en diferentes cuerpos de agua dulce subtropicales y templados de América, incluyendo sistemas lénticos de Uruguay, con distribución, posiblemente cosmopolita y una reciente ampliación en su rango de distribución (Vidal & Kruk 2008, Vidal et al. 2009, Cremella 2014). Debido a su capacidad de producir toxinas con daños a la salud humana, debería ser analizada su categorización en la mencionada lista.

Esta nueva categorización de especies permitirá una mayor precisión con respecto a la identificación de especies invasoras frente a la variedad de clases de especies exóticas (e.g., contenidas, detectada en el ambiente o naturalizadas) y criptogénicas¹, así como el ingreso de organismos exóticos acuáticos que presentan un comportamiento invasor en Uruguay y que podrían ingresar en la lista nacional.

De acuerdo con los Capítulos 8, 10, 11 y 14, las especies invasoras acuáticas continentales presentan una amplia distribución en sistemas lóticos y lénticos. La distribución difiere de acuerdo con la especie, afectando sistemas lóticos de menor orden hasta los grandes ríos del país (e.g., Río Uruguay, Río Negro, Río Santa Lucía), sistemas lénticos (e.g., Laguna del Sauce) e híbridos (tajamares y grandes embalses). Los moluscos exóticos *L. fortunei* y *Corbicula* presentan una amplia distribución en los principales ríos del país, con diferencias entre ambas especies (Capítulos 8 y 10). El mejillón dorado hasta la fecha invade los principales ríos de cinco cuencas hidrográficas de Uruguay, siendo su límite norte la cuenca alta del Río Negro (Brugnoli et al. 2005), destacando su presencia en Laguna del Sauce como único sistema léntico invadido por la especie en el país (Clemente et al. 2015) (Capítulo 8). La almeja asiática (*C. fluminea* y otras especies del género *Corbicula*) se reporta en el Río de la Plata interno, en sistemas hídricos de orden bajo y alto incluyendo la zona Sur y norte del Río Negro (Capítulo 10). Los registros de peces exóticos y rana toro mayormente se encuentran en la zona Sur del país y Río de la Plata (Capítulo 11 y 14). Para la rana toro existen tres focos puntuales de invasión (Canelones, Maldonado y Cerro Largo), aunque con diferencias en el estadio del proceso de invasión (Capítulo 11).

Los impactos ecológicos y métodos de control/mitigación mayormente se reportan para *L. fortunei* y *L. catesbeianus* (Capítulos 8 y 11). El mejillón dorado ocasiona efectos ecosistémicos incluyendo alteraciones en ambientes pelágicos y bentónicos, así como modificaciones en calidad de agua y dieta de especies autóctonas de peces. Adicionalmente ocasiona efectos de incrustaciones (macrofouling) en diversos usuarios de los recursos hídricos de la región y de Uruguay generando gastos económicos para su control y mitigación (Capítulo 8). La rana toro presenta evidencia internacional de ser un importante depredador, competidor, alterador del hábitat y transmisor de enfermedades provocadas por el hongo *Batrachochytrium dendrobatidis*. En Uruguay ha ocasionado un decrecimiento en la riqueza y abundancia de anuros nativos, aumento en las densidades y tamaño corporal del ensamble de mojarra (Capítulo 11). Ambas especies presentan diversas estrategias de manejo poblacional. Para el mejillón dorado se recomiendan estrategias de control/mitigación con el uso de acciones amigables para el ambiente, principalmente enfocadas hacia el control mecánico y químico en las infraestructuras afectadas y control biológico para los ecosistemas acuáticos invadidos (Capítulo 8). Para la rana toro se propone su erradicación mediante la implementación de acciones de campo con un componente social y participación de las comunidades en las localidades afectadas (Capítulo 11).

¹ Especie criptogénica: especie no demostrablemente nativa o introducida (especie cosmopolita, especie con problemas en su descripción taxonómica o en su distribución conocida) (Orensanz et al. 2002).

En nuestro país se ha relacionado la desaparición crítica de especies nativas del género *Corbicula* (*Cyanocyclus spp.*) con la invasión de *Corbicula spp.*; sin embargo, no se identifican acciones de manejo poblacional y se recomienda la profundización de estudios en dicha especie relacionados con estatus y dinámica poblacional e impactos ecológicos (Capítulo 10). Para las especies de peces exóticos no se identifican estudios en el país sobre efectos en la biodiversidad autóctona y se recomiendan medidas de alerta temprana y prevención de ingreso de especies invasoras de peces presentes en la región (Capítulo 14).

4.3.- Ecosistemas costeros y marinos

La primera revisión sobre EEI para ecosistemas costeros-marinos de Argentina y Uruguay (Río de la Plata y Océano Atlántico) fue realizada por Orensanz et al. (2002), considerando trabajos publicados entre 1922 y 2002. Reportaron 31 especies exóticas introducidas (invertebrados y algas), siendo los crustáceos el grupo más significativo (35% especies criptogénicas y 32% exóticas, 15% invasoras), seguido de ascidias y briozoarios (19% y 16% en exóticas), anélidos y cnidarios (26% y 19% criptogénicas). Dentro de las 31 especies exóticas, 7 especies se reportan como exóticas invasoras con efectos ecológicos. En Uruguay se reportan 12 de las especies exóticas de invertebrados identificadas por Orensanz et al. (2002), una especie criptogénica de crustáceo (Brugnoli et al. 2006) y una especie invasora de briozoario (Masciadri et al. 2010) (Tabla 4).

Las especies exóticas presentes en ecosistemas costero-marinos de Uruguay se encuentran mayormente en el Río de la Plata (zona inter o submareal) y en las desembocaduras de arroyos y/o ríos (sub-estuarios del Río de la Plata) (Tabla 4). En dichos ecosistemas destacan los crustáceos *Ligia exótica*, *Synidotea laevidorsalis*, moluscos (e.g., *C. fluminea*, *L. fortunei* y *Rapana venosa*) y poliquetos (e.g., *Ficopomatus enigmaticus*, *Boccardiella ligerica*). En las lagunas costeras de la zona Atlántica se encuentran especies exóticas y criptogénicas (e.g., *F. enigmaticus*, *Neomysis americana*). En la zona costera Atlántica se encuentra un número menor de especies de invertebrados exóticos, destacando en la costa de Rocha la ascidia *Styela plicata* y el briozoario *Membraniporosis tubigera* (Scarabino et al. 2018, López-Gappa et al. 2010) (Tabla 4). Complementariamente, se destaca el reciente registro de *R. venosa* (Laporta et al. 2018), que representa una extensión en la distribución de dicha especie hacia la costa Atlántica (Capítulo 9, Tabla 4). Excepto los moluscos que se encuentran presentes hasta un rango de profundidad de 30 m (e.g., *R. venosa*), las restantes especies han sido descritas habitando mayormente el intermareal y submareal somero.

Tabla 4. Lista de especies criptogénicas, exóticas e invasoras en ecosistemas costero-marinos de Uruguay. Estatus: criptogénica (C), exótica en Uruguay (E) (Brugnoli et al. 2006), exótica invasora en Uruguay (I) (Masciadri et al. 2010, Aber et al. 2014), exótica invasora en la región (IR) (Orensanz et al. 2002). Ambiente: RdIP: Río de la Plata, S: Subestuarios (del RdIP), LC: Lagunas costeras, OA y OA+: Océano Atlántico (OA+, Laporta et al. 2018).

Especie	Grupo	Nombre común	Estatus	Ambiente
<i>Neomysis americana</i>	Crustáceo	Mysidaceo	C, I	RdIP, S, LC
<i>Ligia exótica</i>	Crustáceo	Isópodo	E, I	RdIP, OA
<i>Synidotea laevidorsalis</i>	Crustáceo	Isópodo	E	RdIP
<i>Monocorophium insidiosum</i>	Crustáceo	Anfípodo	E	RdIP-OA
<i>Amphibalanus amphitrite</i>	Crustáceo	Balano	E, IR	OA
<i>Corbicula fluminea</i>	Molusco	Almeja asiática	E, I, IR	RdIP, S, LC
<i>Corbicula largillierti</i>	Molusco	Almeja asiática	E, IR	RdIP
<i>Limnoperna fortunei</i>	Molusco	Mejillón dorado	E, I, IR	RdIP, S
<i>Rapana venosa</i>	Molusco	Caracol rapana	E, I	RdIP, OA+
<i>Myosotella myosotis</i>	Molusco	Gastrópodo	E	S
<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	Poliqueto	Poliqueto	E, I, IR	RdIP, S, LC
<i>Boccardiella ligerica</i>	Poliqueto	Poliqueto	E	RdIP
<i>Membraniporopsis tubigera</i>	Briozoario	Briozoario	I, IR	OA
<i>Styela plicata</i>	Ascidia	Tunicado	E, I	OA
<i>Cyprinus carpio</i>	Pez	Carpa	E, I	RdIP, S

De las especies indicadas en la Tabla 4, forman parte de la lista de EEI en Uruguay los crustáceos *N. americana* y *L. exótica*, los bivalvos *C. fluminea* y *L. fortunei*, el gasterópodo *R. venosa*, el poliqueto *F. enigmaticus*, el briozoario *M. tubigera*, la ascidia *S. plicata*, y el pez *Cyprinus carpio* (Aber et al. 2014). En Uruguay existe información sobre la distribución de las especies que conforman dicha lista, siendo los ecosistemas mayormente afectados por EEI los estuarios (RdIP, lagunas costeras y subestuarios) (Tabla 4).

Con respecto a los impactos y acciones de manejo la información generada se focaliza en los moluscos invasores *L. fortunei* y *R. venosa* (Capítulos 8 y 9) y en menor proporción para *Corbicula spp.* (Capítulo 10). No obstante, existen algunos trabajos sobre el poliqueto *F. enigmaticus* (Borthagaray et al. 2006, Brugnoli et al. 2007 y citas, Machado-Gayé 2016), que reportan impactos menores a los registrados en otros ecosistemas costeros de la región por esta especie (e.g., Laguna de Mar Chiquita, Argentina: Schwindt 2001). En el caso del briozoario *M. tubigera* se han identificado explosiones demográficas en playas de la costa Atlántica de América del Sur, ocasionando problemas en los servicios ecosistémicos que brindan dichos sistemas (López-Gappa et al. 2010). No se identifican estudios sobre

los impactos de la “pulga de agua” o la ascidia *S. plicata* (Scarabino et al. 2018) en ecosistemas costeros de Uruguay.

Se identifica la necesidad de re-clasificar diferentes especies costero-marinas en la lista de especies invasoras para Uruguay, así como la inclusión de nuevas especies. En particular, *L. exótica* y *Neomysis americana* deberían ser recategorizadas de especies invasoras a especies exóticas, eliminándolas de la lista de EEI de Uruguay. No se han estudiado aún los impactos de estas especies en los ecosistemas costero-marinos de Uruguay, y en el caso de *N. americana*, ni siquiera es claro su estatus como criptogénica o exótica.

Recientemente, Bortolus et al. (2015) sugieren que la planta vascular *Spartina alterniflora*, una especie bio-ingeniera icónica en humedales costeros de Argentina y Uruguay (Cagnoni 1999), no es nativa para América del Sur, por lo que sería una especie exótica introducida. Por lo tanto, se sugiere analizar la distribución e impactos de esta especie en ecosistemas costero-marinos de Uruguay, revisar el estatus de esta especie y evaluar su ingreso a la lista como especie exótica o exótica invasora. Por otro lado, estudios recientes han registrado a la macroalga exótica *Grateloupia turuturu* en la costa de Brasil (Santa Catarina) (Acevedo et al. 2015) y costa Atlántica de Uruguay (Rocha) (González-Etchebehere et al. 2017, 2019). Dicho organismo corresponde a una EEI, originaria del Océano Pacífico (Acevedo et al. 2015). Los dinoflagelados (microalgas) *Alexandrium tamarensis* y el complejo *Gymnodinium catenatum*, que presentan una amplia distribución en el oeste del Atlántico Sur (Montoya et al. 2018), no son originarias del hemisferio Sur (Perisch et al. 2006). En Uruguay se reportan desde 1980 y 1990 respectivamente en la zona externa del Río de la Plata y Océano Atlántico (Brazeiro et al. 1997, Méndez 2006). Producen toxina paralizante de moluscos (neurotoxinas) que se puede acumular en moluscos, ocasionando efectos en la salud humana, acuicultura, pesca, industria, economía regional y nacional (Méndez 2006). En los últimos años se ha observado un incremento en la intensidad de sus floraciones por efectos de la eutrofización o incremento de la temperatura del océano (Martínez et al. 2017). Se recomienda la inclusión de estas tres especies en la lista de EEI acuáticas de Uruguay.

El pez león (*Pterois volitans*), es responsable de la mayor invasión biológica marina conocida hasta la fecha (Hixon et al. 2016). Presenta una amplia distribución en los ecosistemas costeros de la costa este de Estados Unidos, Mar Caribe, Colombia y Venezuela (Schofield 2010, Díaz-Ferguson & Hunter 2019). Recientemente fue reportado para la costa Atlántica de Brasil, en la zona de Cabo Frío, Río de Janeiro (Ferreira et al. 2015). Diversos autores sugieren que, debido a sus tolerancias ambientales, podría extender su distribución hasta el Atlántico Sur, incluyendo la costa Atlántica de Rocha (Evangelista et al. 2016, Díaz-Ferguson & Hunter 2019, Capítulo 14 de este libro). Como estrategia de alerta temprana para prevenir su ingreso, se recomienda la implementación de programas de monitoreo y divul-

gación de información de las características taxonómicas, biológicas y los efectos que ocasiona esta especie a nivel ecosistémico.

5.- Reflexiones finales: Prioridades de investigación y gestión sobre invasiones biológicas en Uruguay

Uruguay ha avanzado sustancialmente en la última década en la investigación para la gestión de las invasiones biológicas. Se cuenta con un listado de especies exóticas e invasoras a nivel nacional, se han identificado varias especies de alto potencial invasor, y con impactos ecológicos y socioeconómicos serios. En algunas pocas especies se ha podido avanzar en la elaboración de mapas de distribución y en la modelación de áreas favorable para la expansión, así como en la evaluación de sus impactos y métodos para su control poblacional.

Sin embargo, aún existen varios vacíos críticos de conocimiento para avanzar en la gestión informada de esta problemática ambiental. Existen deficiencias generales, referidas a la evaluación nacional de la problemática, y por supuesto deficiencias respecto a la invasión de las especies particulares. A continuación, señalamos algunos de los vacíos de conocimiento identificados para el abordaje global del fenómeno en Uruguay.

5.1.- Inventario de especies exóticas incompleto y desactualizado

La base de datos de especies exóticas de Uruguay (InBuy, Masciadri et al. 2010) se encuentra en proceso de actualización. Cabe destacar que la completitud de inventario de la base InBuy no ha sido evaluado, por lo cual, no existe una estimación del número probable de especies exóticas desconocidas del país, así como el incremento de los registros con una posible ampliación de su distribución. Por otra parte, existen varios casos, especialmente en el ámbito marino, de especies crípticas, cuyo estatus (nativa o exótica) debería ser estudiado en profundidad, así como reportes de nuevas invasiones biológicas.

Contar con bases confiables de especies exóticas y de exóticas invasoras (ver Punto 2) es de gran relevancia para poder estimar con cierto grado de confianza, el grado de invasión del país. Por ejemplo, la evidencia recopilada indica que en Uruguay existen más de 351 especies exóticas, de las cuales, aproximadamente un 12% (42 especies, según Aber et al. 2014) podrían ser calificadas como invasoras, en función de su potencial impacto socioambiental. Esta tasa de éxito de invasoras exóticas se ajusta a la conocida regla del 10% de Williamson (1996), que plantea que alrededor de un 10% de las exóticas establecidas, o naturalizadas, se convierte en plagas, o invasoras. Sin embargo, estudios recientes han documenta-

do una gran variabilidad entre grupos y regiones, pero en general, tasas de éxito de invasión mucho mayores. Por ejemplo, Jeschke & Strayer (2015) encontraron en diferentes grupos de animales, tasas medias de éxito cercanas al 50%. La relativamente baja tasa de invasión observada en Uruguay podría tener diferentes interpretaciones ecológicas (e.g., las condiciones ambientales limitan el éxito de invasión de muchas especies exóticas, los procesos invasivos podrían ser en general recientes, o la magnitud de los vectores son menores a otros países de la región). Antes de considerar ninguna hipótesis, es necesario evaluar la precisión de nuestras estimaciones de especies exóticas e invasoras.

En este sentido, identificamos como prioritario profundizar el diagnóstico sobre la presencia de especies exóticas, estimar la completitud del inventario, y generar una estrategia para que la base de datos pueda ser regularmente actualizada desde un ámbito académico, con visualización en portales ambientales nacionales para su gestión.

5.2.- Inventario de especies exóticas invasoras no responde a una evaluación objetiva y sistemática

Si bien el listado de especies invasoras de Uruguay ha significado un gran avance para priorizar la gestión, tiene algunas debilidades conceptuales y metodológicas que generan dudas sobre el estatus de invasión de varias especies. Aunque en términos teóricos la definición usada por el CEEI de especies exóticas invasoras parece clara en primera instancia, en términos prácticos puede resultar difícil su aplicación, principalmente debido a las limitaciones actuales para evaluar el nivel de "amenaza" o impacto del ensamble de especies exóticas de Uruguay. Existen al menos tres grandes razones para esto:

- (i) El grado de impacto (ecológico o socioeconómico) no varía entre las especies exóticas en forma dicotómica, con especies de impacto nulo versus especies de máximo impacto. De hecho, las especies suelen distribirse a lo largo de un continuo entre estos dos extremos (e.g., Ricciardi & Cohen 2007). Por lo tanto, se debería definir previamente un valor umbral de impacto, para discriminar operativamente entre especies exóticas (de bajo impacto) y EEI (de alto impacto). En general, este umbral nunca es definido, como es el caso de Uruguay. Sin embargo, actualmente el CEEI se encuentra desarrollando análisis de riesgo en algunos grupos de especies, lo que permitirá categorizar el riesgo de invasión en forma más objetiva. Se espera que estos análisis estén listos en 2022.
- (ii) El grado de impacto de las especies exóticas puede ser complejo de detectar y evaluar. En ocasiones, el impacto puede demorar mucho tiempo en manifestarse, luego del establecimiento de la especie exótica (Fig. 1). Por otro lado,

los impactos indeseables pueden generarse a través de la red de interacciones con las especies nativas y el ambiente local, involucrando interacciones indirectas y complejas, que deberían ser desentrañadas para poder detectar la eventual responsabilidad de la especie exótica en cuestión. Finalmente, los impactos de las especies en los ecosistemas suelen ser contingentes respecto al contexto ambiental, en el sentido de que una especie puede comportarse como EEI en una región dada, y no provocar mayores problemas en otra región. Por lo tanto, no debería deducirse directamente el impacto de una especie en una región dada, en función del impacto detectado en otra región. Sin embargo, invocando al principio precautorio, cualquier antecedente en este sentido debería ser considerado a la hora de definir prioridades de investigación y gestión respecto a especies exóticas.

(iii) El grado de impacto ha sido evaluado científicamente en muy pocas especies exóticas. En general, el nivel de impacto se estima cualitativamente a través de talleres de especialistas. Si bien esta es una aproximación aceptada, especialmente en el ámbito de la gestión, tiene sus limitaciones. Por un lado, no está libre de cierto grado de subjetividad, y puede ser muy especulativa cuando se carece de estudios nacionales, como sucede con la mayoría de las especies exóticas de Uruguay.

Ante estas dificultades operativas, en Uruguay se debería buscar una aproximación alternativa para estimar el nivel de impacto o amenaza asociado a cada especie exótica. Esto permitiría identificar aquellas especies que generan, o potencialmente podrían generar en el futuro, los mayores y más peligrosos efectos indeseados. El área de ocupación, tasa de expansión geográfica y abundancia poblacional, son tres atributos poblacionales más simples de estimar que el impacto ecosistémico y socioeconómico de una especie exótica. Si bien se ha visto que la tasa de expansión puede no reflejar directamente el nivel de impacto de una especie exótica (Ricciardi & Cohen 2007), existen razones ecológicas para argumentar que una especie de amplia distribución y alta abundancia se convertiría en una especie dominante del ecosistema. Una especie dominante canaliza una importante fracción de la energía del sistema, por lo que tendría una alta capacidad competitiva y podría ser un recurso importante para otras especies, por tanto, podría provocar alteraciones significativas en la estructura de los ecosistemas invadidos. Por tanto, la distribución y abundancia de las especies podría usarse como un indicador proxy del grado de amenaza/impacto de una especie exótica. Sin embargo, también debería considerarse que las especies exóticas poblacionalmente exitosas (i.e. alta abundancia y rango de distribución), también podrían tener impactos positivos en algún aspecto. De todas formas, una evaluación basada en este tipo de indicadores brindaría un panorama más objetivo y sistemático sobre el riesgo asociado a las especies exóticas de Uruguay. Sobre la base de esta evaluación general, se debería profundizar el análisis de riesgo en el caso de aquellas especies que cuenten con información científica adicional y expertos nacionales.

Recientemente, Blackburn et al. (2014) desarrollaron una metodología simple y objetiva para clasificar taxas exóticas en términos de la magnitud de sus impactos ambientales en las áreas afectadas (EICAT: Clasificación del Impacto Ambiental para Taxas Exóticas). Este procedimiento podría ser utilizado por científicos y gestores ambientales como herramienta para comprender mejor la magnitud de los impactos causados por un taxa exótico, informar y priorizar la implementación y evaluación de políticas para su manejo (Hawkins et al. 2015). En Uruguay estos procedimientos aún no han sido analizados y considerados para su aplicación en las diferentes especies exóticas.

5.3.- Necesidad de profundizar políticas nacionales para la prevención, control y manejo de invasiones biológicas

Las políticas relacionadas con EEI pueden ser “reactivas”, cuando se desarrollan una vez introducida la EE (e.g., planes de control, erradicación o manejo) o “proactivas”, orientadas a la prevención del ingreso de EE (e.g., cuarentena, controles de frontera, alertas y detección temprana), que son más efectivas y viables (Early et al. 2015).

A nivel global existen mecanismos y convenciones internacionales (e.g., CBD², Metas Aichi 9, FAO³, OMI⁴), que promueven acciones para minimizar la distribución de especies invasoras. A nivel regional, destaca el reciente (mayo 2019) acuerdo “Directrices para la elaboración de un Plan sobre Especies Exóticas Invasoras”, firmado por los países integrantes del MERCOSUR (SGT N°6). A pesar de estos avances a nivel global y regional, la adopción e implementación de medidas proactivas concretas a nivel nacional es muy baja.

Uruguay es signatario de 10-15 (máximo global 30) tratados o acuerdos internacionales relacionados con EEI, pero presenta un bajo nivel de implementación de medidas, en comparación con los países sudamericanos (Turbelin et al. 2017). Sin embargo, se destacan algunos recientes avances en gestión (ver Capítulo 2), principalmente vinculados a políticas “reactivas”. En este sentido, se identifica la necesidad de promover legislación nacional focalizada en EEI, con énfasis en políticas proactivas, profundizando las actuales políticas reactivas.

Actualmente, en Uruguay no existen mecanismos de alerta temprana para evitar el ingreso de especies exóticas invasoras desde países limítrofes o por otras vías (e.g., puertos). Tampoco disponemos de un sistema de detección temprana y alerta en zonas de interés, para identificar eventos de dispersión de exóticas ya naturalizadas, y así poder iniciar acciones en etapas incipientes y evitar el establecimiento. Para avanzar en el desarrollo de estos sistemas de alerta, resulta fundamental estudiar la potencialidad de ingreso de nuevas especies exóticas invasoras al país, así como las posibles rutas de acceso. La generación de modelos de favorabilidad de hábitat y escenarios de dispersión de invasoras aportaría información muy valiosa para detectar las regiones del país con mayor riesgo, donde sería más relevante monitorear y establecer sistemas de detección y alerta temprana.

2 Convenio de Diversidad Biológica

3 Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura

4 Organización Marítima Internacional

Bibliografía

- Aber A & Ferrari G (eds) (2010). Lineamientos para la gestión nacional de especies exóticas invasoras. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras. MVOTMA. UNESCO.141p.
- Aber A, Ferrari G, Porcile JF, Rodríguez E & Zerbino S (2012). Identificación de prioridades para la gestión nacional de las especies exóticas invasoras. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras. MVOTMA. UNESCO. 102 p.
- Aber A, Ferrari G, Zerbino S, Porcile JF, Brugnoli E & Nuez L (2014). Especies exóticas invasoras de Uruguay. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras. 52p.
- Acevedo CA, Cassano AD, JúniorV, Batista MB & de Oliveira MC (2015). Detecting the non-native *Grateloupia turuturu* (Halymentiales, Rhodophyta) in southern Brazil. *Phycologia*, 54(5) 451-454.
- Achkar M, Brazeiro A & Bartesaghi L (2015). Evaluación de las principales presiones y amenazas a la biodiversidad de Uruguay. En: Brazeiro A (Ed). *Eco-regiones de Uruguay: biodiversidad, presiones y conservación*. Facultad de Ciencias, CIEDUR, Vida Silvestre Uruguay, Sociedad Zoológica de Uruguay.70-85p.
- Amestoy F, Spinetti M & Fabiano G (1998). Aquatic species introduced in Uruguay. *Verhandlungen International VereinLimnology* 26: 2170-2173.
- Arocena I & De León A (2018). Sistematización de experiencias de control de *Ulex europaeus* (tojo) en la región este del país. Tesis Facultad de Agronomía, UdelaR.
- Blackburn T, Pyšek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, Vojtěch J, Wilson JRU & Richardson DM (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecol. & Evol.* 26 (7): 333-339.
- Blackburn TM, Essl F, Evans T, Hulme PE, Jeschke JM, Kuhn I, Kumschick S, Marková Z, Mrugała A, Nentwig W, Pergl J, Pyšek P, Rabitsch W, Ricciardi A, Richardson DM, Sendek A, Vila M, Wilson JRU, Winter M, Genovesi P & Bacher S (2014). A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. *PLoS Biology*, 12, e1001850
- Borthagaray A, Clemente J, Boccardi L, Brugnoli E & Muniz P (2006). Impacto potencial de invasión de *Ficopomatus enigmaticus* (Polychaeta: Serpulidae) en la Laguna de Rocha, Uruguay. *Pan-American Journal of Aquatic Science* 1(1): 57-65.
- Bortolus A, Carlton JT & Schwindt E (2015). Reimagining South American coasts: unveiling the hidden invasion history of an iconic ecological engineer. *Divers. Distrib.* 21, 1267–1283.
- Bresciano D, Rodríguez C, Lezama F & Altesor A (2014). Patrones de invasión de los pastizales de Uruguay a escala regional. *Ecología Austral* 24:83-93.
- Brazeiro A, Panario D, Soutullo A, Gutiérrez O, Segura A & Mai P (2015). Identificación y delimitación de eco-regiones de Uruguay. En: Brazeiro A (Ed). *Eco-regiones de Uruguay: biodiversidad, presiones y conservación*. Facultad de Ciencias, CIEDUR, Vida Silvestre Uruguay, Sociedad Zoológica de Uruguay.46-59p.
- Brazeiro A, Méndez S & Ferrari G (1997). The first toxic bloom of *Alexandrium tamarense* in Uruguay: associated environmental factors. *Altantica* 19:19-29.
- Brugnoli E, Clemente J, Boccardi L, Borthagaray A & Scarabino F (2005). Golden mussel *Limnoperna fortunei*: distribution in the principal hydrographic basin of Uruguay. *Anais da Acad. Bras. Ciências* 77 (2): 235-244.
- Brugnoli E, Clemente J, Riestra G, Boccardi L & Borthagaray A (2006). Especies acuáticas exóticas en Uruguay: situación, problemática y gestión. Pp. 351-362. En: Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya. Menafra R, Rodríguez L, Scarabino F & Conde D (Eds.). *Vida Silvestre Uruguay*.
- Brugnoli E, Muniz P, Venturini N & Burone L (2007). Environmental perturbation and coastal benthic biodiversity in Uruguay. In I. C. Willis. Ed. *Progress in Environmental Research*. Nova Publishers. Pp. 75-126.
- Brugnoli E, Clemente J, Riestra G, Boccardi L & Borthagaray A (2010). Especies acuáticas exóticas en Uruguay: situación, problemática y gestión. Pp. 351-362. En: Menafra R, Rodríguez L, Scarabino F & Conde D. (Eds.). *Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya*. Vida Silvestre Uruguay.
- Bustamante M, Helmer EH, Schill S, Belnap J, Brown LK, Brugnoli E, Compton JE, Coupe RH, Hernández-Blanco M, Isbell F, Lockwood J, Lozoya-Ascárate JP, McGuire D, Pauchard A, Pichs-Madruga R, Rodrigues RR, Sanchez- Azofeifa GA, Soutullo A, Suarez A, Troutt E, & Thompson L (2018).Chapter 4: Direct and indirect drivers of change in biodiversity and nature's contributions to people. In IPBES (2018): *The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for the Americas*. Rice J, Seixas CS, Zaccagnini ME, Bedoya-Gaitán M & Valderrama N (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany, pp. 295-435.
- Cagnoni M (1999). Espartillares de la costa bonaerense de la República Argentina. Un caso de humedales costeros. En: Malvárez, A.I. (Ed.), *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*. MAB UNESCO, Montevideo, Uruguay, pp. 55–69.
- Clemente J, Iglesias C, Kröeger A, Lagomarsino JJ, Méndez G, Marroni S & Mazzeo N (2015). First record of the goldenmussel *Limnoperna fortunei* Dunker, 1857 (Bivalvia: Mytilidae) in a lentic system in Uruguay. *Pan-Am. Jour. of Aquat. Sci.* 10(1): 89-93.
- Colautti RI & MacIsaac HJ (2004). A neutral terminology to define 'invasive' species. *Divers. Distrib.* 10:135–141.
- Cremella B (2014). Factores involucrados en la expansión de la cianobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* en el continente americano. Tesis Licenciatura Bioquímica, UdelaR, 56 pp.
- Darrigran G (2002). Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biol. Inv.* 4: 145-156.
- Davis MA (2009). *Invasion Biology*. Oxford University Press, New York.244pp.
- Díaz-Férguson E & Hunter ME (2019). Life history, genetics, range expansion and new frontiers of the lionfish (*Pterois volitans*, Perciformes: Pteroidae) in Latin America. *Reg. Mar. Stud.*, 31. DOI:10.1016/j.rsma.2019.100793.
- Early R, Bradley BA, Dukes JS, Lawler JJ, Olden JD, Bumenthal DM, González P, Grosholz ED, Ibañez I, Miller LP, Sorte CJ & Tatem AJ (2015). Global threats from invasive species in the twenty-first century and national response capacities. *Nature comm.* 7:12485 DOI:10.1038/ncomms12485.

Evangelista PH, Young NE, Schofield PJ & Jarnevech CS (2016). Modeling suitable habitat of invader lionfish *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758) in North and South America's coastal waters. *Aquat. Inv.* 11 (3): 313–326.

Ferreira C, Luiz O, Floeter S, Marcos L, Barbosa M, Rocha C & Rocha L (2015). First record of invasive lionfish (*Pterois volitans*) for the Brazilian coast. *PLoS ONE* 10(4), e0123002.

Guerrero J, Brugnoli E & Muniz P (2012). Invasiones biológicas em Uruguay, ¿una potencial amenaza a la biodiversidad autóctona? Informe de Consultoría. Sociedad Zoológica-Facultad de Ciencias.

González-Etchebehere L, Kruk C, Scarabino F, Laporta M, Zabaleta M, González L & Vélez-Rubio G (2017). Comunidades de macroalgas en puntas rocosas de la costa de Rocha, Uruguay. *INNOTECH*, 14, 17 – 30.

González-Etchebehere L, Kruk C, Scarabino F, Zabaleta M, Laporta M, Vidal V & Vélez-Rubio G (2019). Dinámica y distribución de la comunidad de macroalgas em el litoral rocoso de la costa de Rocha, Uruguay. Libro de Resúmenes XVIII Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar (COLACMAR 2019), p 519.

Hawkins ChL, Bacher S, Essl F, Hulme PE, Jeschke JM, Kuhn I, Kumschick S, Nentwig W, Pergl J, Pysek P, Rabitsch W, Richardson DM, Vila M, Wilson JR, Genovesi P & Blackburn TM (2015). Framework and guidelines for implementing the proposed IUCN Environmental Impact Classification for Alien Taxa (EICAT). *Diversity Distrib.* 21, 1360–1363.

Hixon MA, Green SJ, Albins MA, Akins JL, & Morris JA (2016). Lionfish: a major marine invasion. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 558: 161-165.

Hulme PE (2009). Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Jour. Appl. Ecol.* 46: 10–18.

IPBES (2018). Information on scoping for a thematic assessment of invasive alien species and their control. 6p. <https://www.ipbes.net/> (Visitada 5 de agosto 2019).

Jeschke JM & Strayer DL (2015). Invasion success of vertebrates in Europe and North America. *PNAS* 1-5p. www.pnas.org_cgi_doi_10.1073_pnas.0501271102

Laporta M, F Scarabino, G Fabiano, S Silveira, I Pereyra & Santana O (2018). Peces e invertebrados capturados en las pesquerías artesanales oceánicas de enmalle y palangre de fondo de Uruguay. *Frente Marítimo*, 25:325-347.

Lockwood JL, Hoopes MF & Marchetti M P (2013). *Invasion Ecology*, 2nd edn. Wiley-Blackwell, Oxford, UK.

López-Gappa J, Carranza A, Gianuca NM & Scarabino F (2010). *Membraniporopsis tubigera*, an invasive bryozoan in sandy beaches of southern Brazil and Uruguay. *Biol. Inv.* DOI 10.1007/s10530-009-9522-4.

Lowe S, Browne M, Boudjelas S & De Poorter M (2000). 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database. Invasive Species Specialist Group. Auckland. New Zealand.

Machado-Gaye AL (2016). Relevamiento de Especies Exóticas Acuáticas Incrustantes em la Bahía de Montevideo. Tesis Licenciatura Ciencias Biológicas, UdelaR, 62 pp.

Martínez A, Méndez S, Fabre A & Ortega L. (2017). Intensificación de floraciones de dinoflagelados marinos en Uruguay. *INNOTECH* 13: 19-25.

Masciadri S, Brugnoli E & Muniz P (2010). InBUy, Database of invasive and alien species (IAS) in Uruguay-InBUy: a useful tool to face up this threat on the biodiversity. *Biota Neot.* 10(4): 205-214.

Méndez S (2006). Impacto de las floraciones algales nocivas en Uruguay, origen, dispersión y monitoreo, control y mitigación. Pp. 57-69. En: Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya. Menafrá, R., Rodríguez, L., Scarabino, F. & Conde, D. (Eds.). Vida Silvestre, Uruguay.

Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.

Montoya NG, Carignan MO & Carreto JJ (2018). *Alexandrium tamarense/catenella* blooms in Southwestern Atlantic- Paralytic Shellfish Toxins production and its trophic transference. En: Hoffmeyer MS, Sabatini ME, Brandini FP, Calliari D & Santinelli NH (eds). *Plankton Ecology of the Southwestern Atlantic, from Subtropical to the Subantarctic realm*. Cham: Springer. p. 453-474.

Orensanz JM, Schwindt E, Pastorino G, Bortolus A, Casas G, Darrigran G, Elías R, López-Gappa JJ, Obenat S, Pascual S, Penchaszadeh P, Piriz ML, Scarabino F, Spivak ED & Vallarino E (2002). No longer the pristine confines of the world ocean: a survey of exotic marine species in the southwestern Atlantic. *Biol. Inv.* 4: 115-143

Persich GR, Kulis DM, Lilly EL, Anderson DM & Garcia VM (2006). Probable origin and toxin profile of *Alexandrium tamarense* (Lebour) Balech from southern Brazil. *Harmful Algae* 5: 36–44.

Pereyra PJ (2018). Revisiting the use of the invasive species concept: An empirical approach. *Austr. Ecol.* doi:10.1111/aec.12340

Quiñones A, Bresciano D, Costa B, Escobar R & Olano R (2019). *Capim Annoni*, un problema aún por conocer. *Revista INIA* 56: 48-52.

Ricciardi A & Cohen J (2007). The invasiveness of an introduced species does not predict its impact. *Biol. Invasion* 9:309-315.

Richardson DM & Higgins SI (1998). Pines as invaders in the southern hemisphere. Pp. 450-473 In: Richardson DM (Ed.). *Ecology and biogeography of pines*. Cambridge: Cambridge University press.

Richardson DM, Pysek P, Rejmanek M, Barbour MG, Panetta FD & West CJ (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Divers. Distribut.* 6:93–107.

Scarabino F, Maggioni T, Taverna A, Lagger C, Schwindt E, Orensanz L, López G, Ortega L, García-Rodríguez F & Taitan M (2018). Ascidiacea (Chordata, Tunicata) from Uruguay (SW Atlantic): checklist and zoogeographic considerations. *Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat., n.s.* 20(2): 251-270.

Schwindt E (2001). Impacto de un poliqueto exótico y formador de arrecifes. In: Iribarne, O. (Ed.), *Reserva de la Biosfera Mar Chiquita: Características físicas y ecológicas*. Pp. 109-113. Editorial Martín, Mar del Plata, Argentina.

Schofield PJ (2010). Update on geographic spread of invasive lionfishes (*Pterois volitans* [Linnaeus, 1758] and *P. miles* [Bennett, 1828] in the Western North Atlantic Ocean, Caribbean Sea and Gulf of Mexico. *Aquat. Inv.* 5: 117-122.

Seebens H, Blackburn TM, Dyer ED, Genovesi P, Hulme P, Jeschke JM, Pagad S, Pysěk P., Winter M, Arianoutsou M, Bacher S, Blasius B, Brundu G, Capinha C, Celesti-Grapo L, Dawson W, Dullinger S, Fuentes N, Jager H, Kartesz J, Kenis M, Kreft H, Kühn H, Lenzner B, et al. (2017). No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature communications.* 8:14435 | DOI: 10.1038/ncomms14435.

SNAP (2009). Plan de Manejo Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos. SNAP, Montevideo. 84 pp.

Turbelin AJ, Malamud BD & Francis RA (2017). Mapping the global state of invasive alien species: patterns of invasion and policy responses. *Global Ecol. Biogeogr.* 26: 78-92.

MVOTMA (1999). Estrategia Nacional para la Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica. MVOTMA.

MVOTMA (2016). Estrategia Nacional para la Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica. MVOTMA. MRE. 58p.

MGAP (2018). Estrategia nacional de bosque nativo. MGAP. 45p.

Vidal L & Kruk C (2008). *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) extends its distribution to Latitude 34°53'S: taxonomical and ecological features in Uruguayan eutrophic lakes. *Pan-Amer Jour. Aquat. Sci.* 3(2): 142-151.

Vidal L, Kruk C, Aubriot L, Piccini C, Fabre A & Bonilla S (2009). Floraciones de la especie invasora *Cylindrospermopsis raciborskii* en Uruguay. Pp. 81-82. En: Bonilla S (Ed.). *Cianobacterias planctónicas del Uruguay, Manual para la identificación y gestión.* PHI-UNESCO-LAC-Nº 16.

Vitousek PN, D'Antonio CM, Loope LL & Westbrook R (1996). Biological invasions as global environmental change. *Amer. Scient.* 84: 468-478.

Williamson M (1996). *Biological Invasions.* Chapman & Hall, London.

Ziller SRA (2000). Estepe Gramíneo-Lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.



Primer macho adulto de rana toro (*Lithobates castesbeianus*) capturado el 27 de febrero 2019 a partir de la aplicación del Protocolo de Actuación ante Especies Exóticas Invasoras aprobado por el CeCoED de Canelones el 12 diciembre 2018. Foto: Marcelo Iturburu

Cita recomendada: Iturburu M & Mello AL (2021): Comité de Especies Exóticas Invasoras de Uruguay: del diagnóstico a la acción, prioridades y desafíos de gestión. En: Brazeiro A, Bresciano D, Brugnoli E & Iturburu M (eds): Especies exóticas invasoras de Uruguay: distribución, impactos socioambientales y estrategias de gestión. Pp. 41-58. Retema-UdelaR/CEEI - Ministerio de Ambiente, Montevideo.

CAPÍTULO 2

Comité de Especies Exóticas Invasoras de Uruguay: del diagnóstico a la acción, prioridades y desafíos de gestión

Marcelo Iturburu ^{1*} & Ana Laura Mello ²

¹ Coordinador del Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras, Dirección Nacional de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos, Ministerio de Ambiente. * marcelo.iturburu@ambiente.gub.uy

² Dirección Nacional de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos, Ministerio de Ambiente.

1.- Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras de Uruguay

El Convenio sobre Diversidad Biológica de las Naciones Unidas (CDB) define como especie exótica invasora (EEI) a “*cualquier organismo que está fuera de su distribución normal y que afecta a la salud, la economía o la biodiversidad*”. Estas especies constituyen, junto con la pérdida de hábitat, las principales causas de pérdida de diversidad biológica a nivel mundial. Existe gran preocupación por su acelerado avance y creciente expansión en la gran mayoría de los ecosistemas, debido a la globalización, el comercio mundial, el transporte de animales, plantas, y microorganismos, y los viajes, incluyendo al turismo; con un importante costo para la salud humana, animal y para el bienestar de la sociedad y los ecosistemas.

A raíz del impacto que tienen estas especies, es que el CDB, ratificado por Uruguay en 1993 (Ley Nº 16.408), reconoció la existencia de este problema y estableció en su artículo 8(h) que cada Parte Contratante, en la medida de sus posibilidades, **impedirá que se introduzcan, controlará o erradicará las especies exóticas que amenacen los ecosistemas, los hábitats o las especies.**

A su vez, en su Plan Estratégico 2011-2020 (más conocido como Metas Aichi), que establece un marco de acción para todos los países Parte del Convenio, la **Meta 9 de Aichi** propone que “*para 2020, se habrán identificado y priorizado las especies exóticas invasoras y vías de introducción, se habrán controlado o erradicado las especies prioritarias, y se habrán establecido medidas para gestionar las vías de introducción a fin de evitar su introducción y establecimiento.*”

Nuestro país, no ajeno a esta problemática, a partir de recomendaciones de especialistas en el tema, creó en 2008 el **Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras** (CEEI), como grupo ad hoc de la Comisión Técnica Asesora Protección del Medio Ambiente (Cotama). El CEEI, integrado por diversas instituciones (Anexo 1) y coordinado por el Ministerio de Ambiente, ha elaborado una lista de las EEI presentes en Uruguay, avanzando también en su priorización para el control, con relación a su impacto sobre la biodiversidad, la producción, y la salud. Se incluyen en esta lista 13 especies de invertebrados (8 acuáticos, 5 terrestres), 12 especies de vertebrados (3 acuáticos, 9 terrestres), y 17 plantas vasculares (CEEI, 2009). La elaboración de esta lista fue un proceso participativo que incluyó la realización de diversos talleres. A su vez, con el fin de difundir el conocimiento e involucrar al conjunto de la sociedad, se han publicado fichas de identificación y documentos de trabajo que contienen entre otras cosas experiencias de control (Aber et al. 2015, 2016, Brugnoli & Laufer 2018).

Asimismo, se avanzó también en los diagnósticos de situación mediante talleres y trabajos de investigación, para posteriormente diseñar líneas de acción. A partir del trabajo realizado, el Comité ha definido un conjunto de acciones estratégicas para cada una de las EEI y los lineamientos y prioridades de actuación para la gestión nacional a corto, mediano y largo plazo (Aber & Ferrari 2010, Aber et al. 2012).

En 2016, se aprobó la Estrategia Nacional para la Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica (ENB) del Uruguay 2016-2020, (alineada a las Metas Aichi) y como meta nacional se estableció que: *Al 2020, Uruguay contará con una identificación y caracterización de las vías de introducción, y tendrá diseñados y habrá comenzado a implementar planes de control de las especies exóticas invasoras que se hayan definido como de alta prioridad en la clasificación de riesgo.*

Desde 2017, el CEEI ha trabajado en la evaluación de riesgo para lograr definir las EEI prioritarias de actuación, lo que ha implicado talleres con diferentes grupos de trabajo. El 16 de octubre de 2018 se realizó el 1^{er} Taller de Análisis de Riesgo de EEI del Uruguay que reunió a más de 70 participantes de diferentes colectivos: investigadores, docentes, técnicos de instituciones públicas y privadas vinculadas con la temática ambiental y la conservación de la biodiversidad así como miembros de la sociedad civil organizada. Los participantes del taller conocieron la metodología para el análisis de riesgo que se está aplicando por parte del CEEI y pudieron ponerla en práctica durante la actividad, validando cuatro análisis de riesgo de especies invasoras prioritarias de actuación en Uruguay.

2.- Instrumentos de gestión: Abordaje integral y de largo plazo

Tradicionalmente en nuestro país, el abordaje de esta problemática ha sido de forma sectorial con una aproximación por especie, un sesgo al interés de los investigadores o gestores, donde las medidas de prevención son escasamente consideradas y las acciones de control no consideran la integridad del ambiente ni se conciben con enfoque ecosistémico (Vignale et al. 2010).

A pesar de estas limitaciones, se destacan actividades de divulgación, proyectos de investigación y publicaciones, una base de datos de especies exóticas desarrollada durante 2006-2010 (InBUy), la definición de una lista consensuada de 42 EEI presentes en Uruguay y la reciente definición por el CEEI de las especies exóticas invasoras prioritarias de actuación a partir de la aplicación del Método de Evaluación Rápida de Invasividad (MERI) para especies exóticas desarrollado en México (Gonzalez et al. 2017). Este método permite generar una línea de base referente a estas especies en nuestro país y comenzar a elaborar planes piloto de control (Meta 9C de la Estrategia Biodiversidad 2016-2020).

No obstante, nuestro país aún se encuentra atrasado en comparación con el resto del Cono Sur. Se presenta a continuación un cuadro comparativo de instrumentos de gestión desarrollados en nuestra región (Tabla 1).

La gestión de la biodiversidad debe basarse siempre que sea posible en la combinación del principio de precaución (ante la incertidumbre de daño, especies nativas deben ser preferidas al uso de exóticas), y el enfoque ecosistémico, con énfasis en la participación y planificación adaptativa.

El pasaje “del diagnóstico a la acción” implica la construcción de apoyos institucionales que puedan sostenerse en el tiempo, debido a que las acciones a tomar en sitios invadidos debe ser a largo plazo (una especie invasora puede ser controlada localmente, pero puede persistir regionalmente). Es necesario además un abordaje integral y multidisciplinario, implementar un conjunto de instrumentos que nos permitan un monitoreo permanente para la prevención, control, y/o erradicación, así como la rápida respuesta y posterior restauración ecológica de los sitios invadidos, siendo siempre la prevención la mejor estrategia en términos de costo-beneficio.

Tabla 1. Instrumentos implementados en la región para la gestión de especies exóticas invasoras. Tomado de Iturburu (2019).

	Argentina	Brasil	Uruguay
Marco jurídico	SI	SI	NO
Estrategia Nacional Sobre EEI	SI	SI	NO
Lista de EEI	SI	SI	SI
Base de datos EEI	SI	SI	SI
Sistema de Análisis de Riesgo	SI	SI	SI
Sistema de Información	SI	SI	NO
Sistema de detección temprana y rápida respuesta	SI	SI	NO
Aspectos institucionales (mecanismos de coordinación)	SI	SI	SI
Estrategia de Comunicación y Concientización pública	SI	NO	NO

Las estrategias ante estas bioinvasiones deben ser concebidas desde los diferentes ámbitos sobre los que incide y desde los cuales se debe abordar una serie de aspectos clave: a) el **político**, diseñando marcos legales y políticas nacionales e internacionales que controlen la introducción de especies, junto con un seguimiento y control; b) la **investigación**, que proporcione información básica acerca de estas especies, así como las mejores prácticas de manejo y control; c) la **educación** y concientización pública, que sirva como instrumento de información y capacitación a la población sobre las causas y el riesgo de invasión; y para promover buenas prácticas para minimizar su uso; y d) el **institucional**, dándole la importancia necesaria a entidades públicas y privadas para que se incentive la financiación e implementación de los instrumentos necesarios para su gestión (base de datos, análisis de riesgo, listas, sistema de alerta temprana, planes de restauración).

3.- Infraestructura legal y políticas públicas

Las EEI constituyen un problema complejo, afectan la composición, estructura, y funcionamiento de los ecosistemas, la salud humana, animal y vegetal, y actividades productivas e infraestructuras, causando altos costos en términos de pérdida de biodiversidad, daños al ambiente y los recursos naturales. En este sentido, la prevención y protección del ambiente ante estas especies debe ser atendido integralmente a partir de marcos normativos acordados.

Desde su creación, el CEEI planteó la necesidad de desarrollar marcos legales regulatorios consistentes e integrados entre las áreas de ambiente, salud y producción, que respalden el trabajo que debe ser desarrollado en el ámbito de las invasiones biológica, así como el establecimiento de políticas públicas que proporcionen al gobierno nacional y departamentales una visión de contexto y una base a partir de la cual implementar una estrategia nacional y regional.

Las especies exóticas que se convierten en invasoras y producen invasiones biológicas pueden provenir de cualquier grupo taxonómico: peces, anfibios, reptiles, aves, mamíferos, organismos invertebrados, plantas superiores o microscópicas, algas, hongos, musgos, y helechos, por lo que la legislación que se elabore debería abarcar todos los grupos de especies, y los distintos instrumentos jurídicos deberían indicar el ámbito taxonómico de aplicación de sus disposiciones.

Uruguay cuenta con una Ley marco en materia de protección ambiental (Ley Nº 17.283), que en su artículo N° 22 establece de “interés general”, la conservación y uso sustentable de la diversidad biológica. Su reglamentación permitiría la aplicación del Artículo 8(h) del Convenio sobre la Diversidad Biológica: “*Cada Parte Contratante, en la medida de lo posible y según proceda, impedirá que se introduzcan, controlará o erradicará las especies exóticas que amenacen a ecosistemas, hábitats o especies*” Iturburu (2021 en edición).

4.- Educación, comunicación, difusión y capacitación

La concientización pública en relación a las especies exóticas invasoras es fundamental para el control exitoso de éstas. Cuanto mayor sea el conocimiento que se tenga de estas especies y sean ampliamente comprendidos las causas y los procesos de invasión, habrá mejores condiciones para generar una acción eficiente en la prevención de nuevas invasiones, el manejo de las presentes, así como la posterior restauración de los ambientes invadidos. Los avances en la generación de información y conocimiento deben ser integrados a los contenidos en todos los niveles de educación. Para ello es esencial la formación de nuestros docentes y profesores, que actúen como multiplicadores, difundiendo las buenas prácticas para evitar la introducción y/o diseminación de EEI.

La base de este problema es también cultural, en algunos casos es tradicional la utilización de especies exóticas con diversos fines y la irrupción de éstas en los ecosistemas nativos no es visualizada como una problemática por la sociedad en general. Es necesario un cambio cultural en todos los niveles, pero es aún más importante a nivel de técnicos y tomadores de decisión, de modo de enfrentar el tema tempranamente para salvaguardar nuestra diversidad biológica y los servicios que nos brinda.

Incorporar la distinción entre especies nativas y exóticas, así como la valoración de la biodiversidad nativa, se encuentran entre los principales temas a ser trabajados. El CEEI, junto al Consejo de Educación Secundaria, se ha propuesto elaborar materiales didácticos de apoyo para los actuales y futuros profesores de biología y geografía que actúen como multiplicadores ante esta problemática.

5.- Investigación y sistema de información y monitoreo

La generación de conocimiento científico es prioritaria para la solución de los problemas derivados de las bioinvasiones, desde la identificación taxonómica de las especies, la identificación y evaluación de métodos de control, la disponibilización de registros de presencias para mejorar los análisis de riesgo, rutas y vectores de especies exóticas presentes o potenciales, así como estudios dedicados a conocer los mecanismos de establecimiento que permitan conocer el fenómeno y describir patrones que permitan elaborar instrumentos de prevención, detección precoz, control o erradicación. Estudios sobre los impactos ambientales, económicos, sociales y culturales son también importantes.

Es necesario establecer un Sistema Nacional de Información sobre EEI, que permita identificar la presencia de ejemplares o focos de una nueva especie exótica invasora lo antes posible, a partir del registro y monitoreo permanente, posibilitando una rápida respuesta. A su vez, se requieren recursos humanos y materiales, e instrumentos jurídicos establecidos que habiliten el desarrollo de acciones cuando corresponda.

En la Estrategia Nacional de Biodiversidad de Uruguay (2016-2020), dentro de la línea de acción “controlar y erradicar las especies exóticas invasoras” una de las principales acciones definidas es **desarrollar un sistema de información y monitoreo**. La actualización y mantenimiento permanente de la base de datos (InBUy) resultan vitales para que toda la información disponible sea puesta a disposición del público y utilizada por tomadores de decisión en todos los niveles de gobierno y de gestión de la biodiversidad y los recursos naturales.

Desde el 2018, el CEEI a partir de los registros georeferenciados de presencia de EEI proporcionados por las instituciones que lo integran, elaboró indicadores de registro de presencia de EEI prioritarias de actuación (Iturburu 2018) que se actualizan anualmente con nuevos registros (Iturburu, Porcile & García, 2019, Iturburu & Coitiño 2020). Los mapas de registros de presencia de EEI prioritarias están disponibles en el Geoportal EEI prioritarias en la Infraestructura de Datos Espaciales de Uruguay (www.visualizador.ide.uy/ideuy/core/load/GeoportalEEI/) y en el Informe del Estado del Ambiente de Uruguay 2020 (MA 2020).

6.- Enfoques y principios para la gestión

A efectos operativos para la gestión de las EEI, la propia CDB en 1995 recomendó lo que se denomina “Enfoque por Ecosistemas”. Esto significa una visión más abarcativa de la gestión de la biodiversidad (con respecto al enfoque por especies) e incluye los aspectos socioeconómicos en la misma. El concepto de “ecosistema” puede definirse como “un complejo dinámico de comunidades vegetales, animales y de microorganismos y su medio no viviente, que interactúan como una unidad funcional” (CDB, artículo 2º). El enfoque ecosistémico se basa en el manejo integrado del suelo, el agua y los recursos biológicos dentro de una unidad ecológica determinada, que fomenta la conservación y el uso sostenible de forma equitativa, basada en la aplicación de los métodos científicos pertinentes.

De acuerdo a los Principios provisionales para la prevención, introducción y mitigación de los efectos causados por especies exóticas (CDB, 2000), el enfoque para su gestión debería seguir el siguiente orden: 1) la prevención de la introducción de especies exóticas potencialmente invasoras; 2) si la introducción ya ha tenido lugar, deberían tomarse medidas para prevenir el asentamiento y la dispersión; 3) la respuesta ideal sería la erradicación lo antes posible; y 4) si la erradicación no es posible o resulta económicamente inviable, deberían considerarse medidas de contención y de lucha a más largo plazo.

6.1.- Prevenir la introducción y diseminación de especies exóticas invasoras

La prevención es la mejor inversión en términos de costo-beneficio para el abordaje de problemas de las bioinvasiones. Incluye el establecimiento de prioridades para inspección en fronteras (vuelos, navíos, cargamentos, tránsito a través de fronteras terrestres y marítimas, etc.), con especial interés en aquellas introducciones accidentales e ilegales, promoviendo la implementación de acciones de difusión y capacitación para el establecimiento de redes de detección temprana y la acción inmediata para la eliminación de problemas en el momento de mayor viabilidad y menor costo (GISP 2007).

Las medidas preventivas se refieren a todas las acciones que tienen por objetivo impedir la llegada de nuevas especies o poblaciones de especies exóticas invasoras al país. Hacen parte de las herramientas de prevención: monitoreos, sistemas de alerta temprana, bases de datos de presencia de EEI, los análisis de riesgo aplicados a especies o vectores y vías de introducción y dispersión. La comprensión de las vías y vectores de dispersión es importante para identificar estrategias de trabajo más eficientes que eliminen o controlen esas vías e impidan la llegada de estas especies a nuevas áreas.

El agua de lastre de los buques se identificó como la principal vía de introducción de especies exóticas a diferentes ecosistemas de agua dulce, salobres o marinos.

En Uruguay se han reportado doce (12) invertebrados acuáticos exóticos introducidos accidentalmente. Se considera que la principal forma de llegada pudo ser por medio del agua de lastre (agua que los barcos llevan de un puerto a otro para mantener su flotabilidad en el mar), o por la incrustación de estos organismos en los cascos de los barcos (Brugnoli et al. 2006). El grupo de expertos en especies acuáticas del CEEI definió que la mayor prioridad debe ser la prevención de la introducción de nuevas especies exóticas e identificó como debilidades que Uruguay aún no ratificó el Convenio internacional sobre control y gestión del agua de lastre y sedimentos de los buques (BWM, 2004), tratado adoptado por la Organización Marítima Internacional, que entró en vigor el 8 de setiembre de 2017, para ayudar a detener la propagación de organismos acuáticos y agentes patógenos potencialmente perjudiciales en el agua de lastre.

Este Convenio no necesariamente obliga a las partes a la recepción y por ende, instalación de plantas de tratamiento de aguas de lastre en puertos. Es posible que una vez que los buques cuenten con sistemas de tratamiento a bordo para esta agua, las plantas terrestres, de existir, dejen de ser utilizadas y económicamente inviables (Aber & Ferrari 2010). Es prioritario tomar acciones preventivas para evitar el ingreso de nuevas especies exóticas acuáticas (en los tanques de lastre y en las incrustaciones en la parte exterior de los cascos de los buques) a partir de un efectivo control del agua de lastre y sedimentos, iniciar mediciones de parámetros y toma de muestras, consensuando los cursos de acción con autoridades gubernamentales (Nuñez 2018), propuestas por la Autoridad Marítima Nacional y el CEEI.

Las rutas nacionales son corredores que constituyen las principales vías de ingreso y diseminación de varias plantas vasculares exóticas en ecosistemas terrestres de Uruguay.

El grupo de expertos en especies exóticas vegetales del CEEI, identificó para los ecosistemas de pastizales (pradera o campo natural) como una de las especies prioritarias de actuación a la gramínea perenne (pasto-maleza) *Eragrostis plana* (capín Annoni) (Capítulo 3), nativa de África e introducida en la década de 1950 en Rio Grande, Brasil. Esta especie ingresó a Uruguay asociada al tránsito de vehículos y maquinaria en la década del 80. Las primeras denuncias de presencia fueron en Cerro Largo, estando presente en todos los departamentos del norte del país, observándose comunidades densas en las banquinas de las rutas nacionales y caminos vecinales.

A partir de trabajos de campo realizados por la Dirección General de Servicios Agrícolas (DGSA) del MGAP e información de presencia de esta especie proveniente de referencias bibliográficas y registros aportados por proyectos e investigadores, se elaboró un mapa de registros de presencia (Fig. 1) donde se aprecia que las rutas constituyen corredores internacionales, siendo la principal vía de ingreso al país para esta especie. A su vez se ha generado un corredor interno de NE a SW, que tiene como origen el transporte de madera desde las plantaciones hacia las plantas de industrialización del litoral, generando nuevas zonas con presencia de la especie, como el departamento de Rio Negro, que se incluye a partir del último relevamiento realizado (DGSA 2017).

La ausencia de facultades y obligaciones claramente determinadas en materia de erradicación, contención o control de algunas especies, como el arbusto espinoso *Ulex europaeus* (tojo) (Capítulo 6), permite que éstas se expandan como parte de un proceso continuo de colonización de nuevos ambientes (Fig. 2).

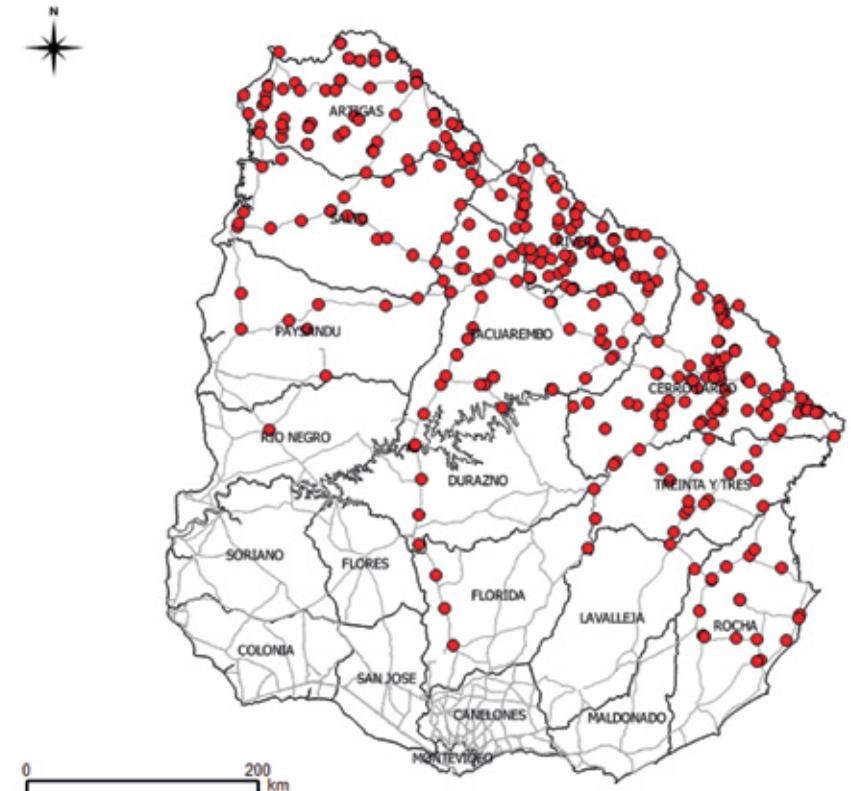


Figura 1. Mapa de registros de presencia de EEI *Eragrostis plana* (capín Annoni), Iturburu (2018).

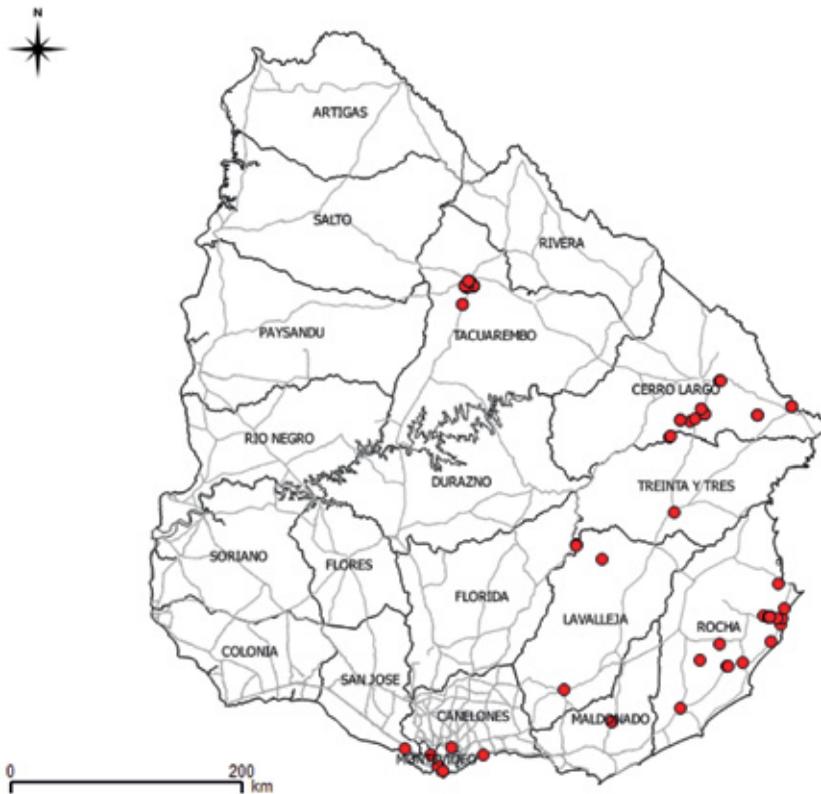


Figura 2. Mapa de registros de presencia de EEI *Ulex europaeus* (tojo), Iturburu (2018).

Se requiere elaborar instrumentos para controlar las vías de introducción y dispersión, como rutas nacionales, carreteras y caminos de dominio público donde intervienen diferentes instituciones con competencia en la materia, tanto nacional como departamental o municipal.

A partir de la incorporación de la Dirección de Vialidad del MTOP al grupo de expertos del CEEI, se plantea la preocupación que no existe en los pliegos de licitación de mantenimiento de rutas (concesiones a 20 años), ninguna cláusula sobre el control y erradicación de EEI presentes, por lo que es necesario incluir esta temática en las nuevas licitaciones. Se elaboró y entregó al MTOP un **Procedimiento para el control de EEI en rutas y caminos** con estos criterios. Se identificó como dificultad, la falta de normativa a nivel nacional que facilite el control de tojo a diferencia de otras exóticas invasoras como el *Eragrostis plana* (capín Annoni), declarado en 2008 “plaga que daña la agricultura del país” (Decreto 68/008).

En conclusión, una adecuada gestión preventiva, unida a instancias de información y educación dirigidas a la ciudadanía, y especialmente a los sectores sociales implicados en esta problemática son las acciones más efectivas y rentables a la hora de reducir el número de introducciones.

6.2.- Detección temprana y rápida respuesta

La detección temprana es clave para detener problemas de invasiones biológicas. La formación de redes para informar sobre la presencia de especies exóticas, así como para identificarlas y para realizar acciones de erradicación o control, es parte de la formación de sistemas de detección temprana.

A partir del ciclo de Jornadas sobre Jabalí y Vigilancia Sanitaria realizado en 2018 (Colonia 08/02, Cerro Largo 28/02, Artigas 01/03, Maldonado 08/03, Treinta y Tres 09/03, Tacuarembó 31/05, Salto 20/04, Rivera 01/06), organizado por la Asociación de Cazadores del Uruguay (ACU), el CEEI informó sobre EEI prioritarias de actuación donde se difundió que *Lithobates catesbeianus* (rana toro) (Fig. 3, Capítulo 11) es una de ellas y que podría ser erradicada, siendo la especie reconocida por un asistente que informó de la presencia de ejemplares asilvestrados a 4 km de su casa en la zona de Los Cerrillos, Canelones.

En julio de 2018, el CEEI y el SINAE elaboraron un **Protocolo marco de Respuesta de actuación ante Especies Exóticas Invasoras**, cuyo objetivo es constituir un instrumento operativo para detectar, investigar y gestionar los casos de EEI, de forma de evitar la propagación de la bioinvasión en el territorio nacional. Este protocolo está alineado al Protocolo de Coordinación General del Sistema Nacional de Emergencias, que constituye un marco de referencia para los Planes específicos que se elaboren para las EEI prioritarias de actuación por el CEEI.

Primera experiencia de control de EEI: rana toro bajo protocolo del SINAE



Figura 3. Foto de ejemplar de *Lithobates catesbeianus* (rana toro) capturada en las inmediaciones de Los Cerrillos, Canelones y entregado a las autoridades ambientales.

El Centro de Coordinación de Emergencia Departamental (CeCoED) de Canelones, en coordinación con instituciones nacionales y departamentales, convocó a una reunión urgente que se concretó el 12 de diciembre de 2018, para implementar las medidas de actuación previstas en el Protocolo marco de Respuesta de actuación ante EEI, que estarán a cargo de un Grupo Técnico Especializado de Rápida Respuesta (GTERR). Estas medidas comprenden: la contención, el control y la erradicación de la especie en el sitio, un programa de monitoreo e incluyen campañas de educación, comunicación, y concientización sobre el problema, ya que la participación social es imprescindible, porque de ello depende tanto su propagación o limitación. Entre el 6 de febrero y el 17 de mayo de 2019, se realizó la primera experiencia de control de *Lithobates catesbeianus* (rana toro) en la localidad de Los Cerrillos, Canelones, y se colectaron dos puestas de huevos y más de 10.930 individuos (entre larvas/renacuajos, metamorfos, juveniles y adultos) en las cinco jornadas realizadas (Iturburu et. al, 2020).

Se encuentra pendiente la elaboración de un Protocolo específico para cada EEI definida como prioritaria de actuación, que incluya la investigación desarrollada actualmente en el país, y sirva como referencia técnica brindando respuestas de manejo y control para la toma de decisiones.

6.3.- Si la introducción ya ha ocurrido, deben tomarse medidas para prevenir la dispersión y expansión

Hoy sabemos que en los ecosistemas de bosques nativos de Uruguay, en particular en los bosques fluviales o de galería, coexisten un gran número de especies exóticas. El grupo experto de especies exóticas vegetales del Comité de Especies Exóticas Invasoras (CEEI), definió como prioritarias de actuación, debido a su potencial de invasividad, a los árboles *Ligustrum lucidum* (ligustro; Capítulo 4) y *Gleditsia triacanthos* (corona de cristo o acacia tres espinas; Capítulo 5).

Con el objetivo de evitar una mayor dispersión, el CEEI propuso se prohíba su reproducción, multiplicación, distribución y venta comercial en viveros, y recomienda su sustitución por especies nativas, tal y como se indica en la Estrategia Nacional de Bosque Nativo de Uruguay (2018). “No hay normativa ni concepto de control de EEI”, sin embargo, entre sus metas principales destaca “elaborar un marco legal para su control”, dado el elevado perjuicio económico real y potencial, y ecológico como la degradación acelerada de los bosques nativos que ya está sucediendo.

En resumen, el control de una invasión consiste en reducir la abundancia y acotar la extensión de la distribución de la especie invasora en el área invadida. Implica

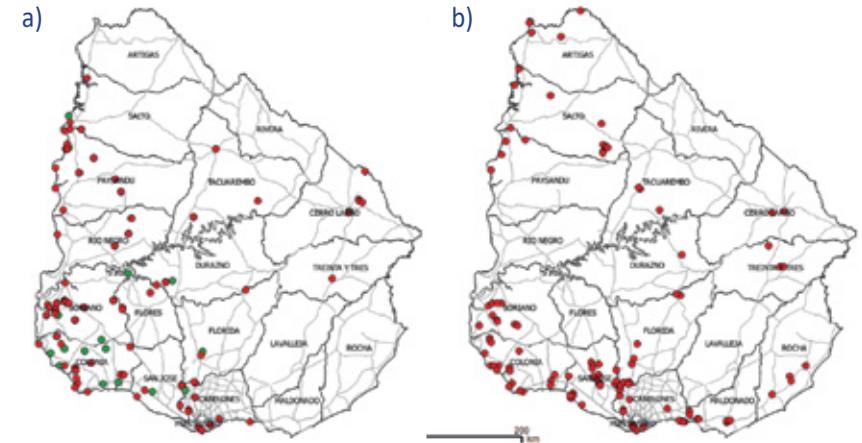


Figura 4. Mapas de registro de presencia de EEI: a) corona de cristo (*Gleditsia triacanthos*) a la izquierda y, b) ligustro (*Ligustrum lucidum*) a la derecha, Iturburu (2018).

intervenciones puntuales sostenidas en el tiempo. Esta es la estrategia en las primeras etapas del manejo de una invasión, así como cuando se haya estimado que la erradicación no sea posible o conveniente. En el control de una especie invasora es esencial involucrar a las comunidades locales, ya que los conocimientos locales y tradicionales podrían constituir aportes esenciales tanto en la etapa de control como de restauración de los hábitats invadidos.

6.4.- La respuesta ideal es la erradicación lo antes posible

La erradicación, siempre que sea viable, es la mejor alternativa en la gestión de EEI, porque permite solucionar de una vez los problemas y suele ser más costo-efectiva, aunque requiera de una inversión de recursos más fuerte en menor tiempo. La erradicación es siempre más factible en etapas iniciales del proceso de invasión.

El grupo de expertos de animales exóticos del CEEI definió que la prioridad de control se debe dar a aquellas especies que implican un alto riesgo ambiental y se encuentran en estados tempranos de invasión, donde la erradicación es aún factible. De las 42 EEI identificadas para Uruguay, la única que podría ser erradicable es *Lithobates catesbeianus* (rana toro) (Capítulo 11). Entre las décadas de 1980 y 2000 se crearon 23 granjas con la finalidad de producir carne de rana toro. Pero, tal como sucedió en otras regiones del mundo, las ranas escaparon tanto durante el funcionamiento como en el momento de cierre de estas granjas. Es común es-

cuchar informes, de los habitantes de las zonas donde se localizaban las granjas, acerca de ejemplares de rana toro vistos fuera de las instalaciones.

En 2005 se registró la primera población asilvestrada de ranas toro, en el sitio donde funcionó una de estas granjas en Rincón de Pando, Canelones (Laufer et al. 2008). Posteriormente se detectaron dos poblaciones más en Soriano y Cerro Largo en situaciones similares (Loureiro et al. 2008). En 2016 se constató la presencia de otra población en Maldonado a 1 km de un criadero abandonado que funcionó entre 1993 y 2001, en un cuerpo de agua artificial construido después de 2007, lo que implica que la población registrada haya superado las fases iniciales de la invasión. Si esto fuese así y eventualmente la población se encontrara en una fase de dispersión o ingresando en ella, su proximidad a afluentes del Arroyo San Carlos (140 metros aproximadamente) podría permitirle acceder a los extensos sistemas de humedales que se observan hacia la desembocadura de este cuerpo de agua. (Lombardo et al. 2016).

Por esta razón, se definió la necesidad de tomar acciones inmediatas, considerando que los impactos ya son visibles y constatados en el entorno (existen 3 poblaciones erradicables: Aceguá-Cerro Largo, San Carlos-Maldonado y Los Cerrillos-Canelones) y como la viabilidad de la erradicación o remoción es factible se consideró necesario contar con un Plan Piloto para el control y erradicación de la especie. Para su elaboración, se conformó un subgrupo de expertos de las instituciones del CEEI con competencia en la materia: Ministerio de Ambiente; de DINARA y Desarrollo Rural del MGAP; Museo Nacional de Historia Natural del MEC; y el instituto de Investigaciones Pesqueras (IIP) de la Facultad de Veterinaria de la Udelar.

Por otra parte, y con el fin de propiciar en la zona una mejor recepción del Plan en la localidad de Aceguá, se realizaron reuniones con los productores rurales, charlas en la Alcaldía y en Mesas de Desarrollo Rural, junto con representantes de la Intendencia de Cerro Largo y de la Alcaldía de Aceguá. El 15 de febrero de 2019 se aprobó (expediente 982/19) el **Plan Piloto de Erradicación de Especie Exótica Invasora *L. catesbeianus* (rana toro) en Aceguá**, por la Intendencia de Cerro Largo, que constituye un conjunto de acciones cuyos resultados deben permitir la elaboración de protocolos para la réplica del modelo en otras zonas del país donde se tienen registros de la especie.

7.- Agradecimientos

A todas las instituciones miembros del CEEI que compartieron sus registros de presencia de EEI en Uruguay y al Dr. David Romero, investigador posdoctoral financiado por la Comisión Académica de Posgrado (CAP) de la Universidad de la República quien elaboró los mapas de registros de presencia de las especies exóticas prioritarias de actuación que se incluyen en esta publicación.

Bibliografía

- Aber A & Ferrari G (2010). Lineamientos para la gestión nacional de Especies Exóticas Invasoras. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras. MVOTMA, UNESCO 144p.
- Aber A, Ferrari G, Porcile JF, et al. (2012). Identificación de prioridades para la gestión nacional de las especies exóticas invasoras. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras, Mvotma Unesco. 100p.
- Aber A, Zervino S, Porcile JF, Seguí R & Balero R (eds) (2015). Especies exóticas invasoras leñosas: experiencias de control. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras, MVOTMA. 78p.
- Aber A, Ferrari G, Zerbino S, Porcile JF, Brugnoli E & Nuñez L (eds) (2016). Especies Exóticas Invasoras en el Uruguay. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras. MVOTMA. 52p.
- Brugnoli E, Clemente J, Riestra G, Boccardi L & Borthagaray A. (2006). Especies acuáticas exóticas en Uruguay: situación, problemática y gestión. En: Menafrá R, Rodríguez L, Scarabino F & Conde D (Eds.). Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay. p. 351-362.
- Brugnoli E & Laufer G (eds) (2018). Ecología, manejo y control de Especies Exóticas Invasoras en Uruguay, del Diagnóstico a la Acción. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras. MVOTMA 70p.
- CDB (2000). UNEP/CBD/COP/6/20, VI/23. Especies exóticas que amenazan a los ecosistemas, los hábitats o las especies. Anexo: Principios provisionales para la prevención, introducción y mitigación de los efectos causados por especies exóticas.
- CEEI (2018). Plan Piloto de Erradicación de *Lithobates catesbeianus*, (rana toro), en Aceguá (Cerro Largo). Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras, MVOTMA. Disponible en: <https://chm.cbd.int/api/v2013/documents/38CE9938-A80A-D968-3080-FA64E66E2DB0/attachments/Plan%20Piloto%20de%20Erradicación%20de%20la%20Rana%20Toro.pdf>
- CEEI (2018). Protocolo de Respuesta ante Invasiones Biológicas de Especies Exóticas Invasoras. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras, MVOTMA. Disponible en: <https://www.gub.uy/sistema-nacional-emergencias/comunicacion/noticias/gobierno-implementa-protocolo-para-erradicar-especie-invasora-de-rana-ante>
- GISP (2007). Global Strategy on Invasive Alien Species, Disponible en: <https://www.gisp.org/>
- Gonzalez I, Barrios Y, & De Jesus S (2017). Análisis de riesgo para especies invasoras en México. En: El impacto de las Especies exóticas invasoras en México (pp.24-29). Chapter: 4 Publisher: Centro de Estudios Sociales y de Opinión Pública de la Cámara de Diputados. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/316883526_Analisis_de_riesgo_para_especies_invasoras_en_Mexico
- Iturburu M (2019) Presentación de Uruguay en Foro regional de intercambio de experiencias para el manejo de Especies Exóticas Invasoras, 3 de setiembre, Ciudad de México, Mexico. Disponible en: <https://www.biodiversidad.gob.mx/especies/Invasoras/informacion-proyecto>
- Iturburu M (2018). Indicadores de presencia de especies exóticas invasoras prioritarias de Uruguay. Mapas con registros georeferenciados 2018. CEEI/MVOTMA. Montevideo. ISBN 978-9915-9331-3-9

Iturburu M, Porcile JF & García de Souza ML (2019). Indicadores de presencia de especies exóticas invasoras vegetales de Uruguay: Mapas con registros georeferenciados 2019. CEEI/MVOTMA. Montevideo. ISBN 978-9915-9331-7-7

Iturburu M & Coitiño H (2020). Indicadores de presencia de especies exóticas invasoras prioritarias de Uruguay. Mapas con registros georeferenciados 2020. CEEI/MA. Montevideo. ISBN 978-9915-9331-8-4

Iturburu M, Guerrero JC, & Brugnoli E (2020). Abordaje integral para la gestión de especies exóticas invasoras. Caso de estudio de metodologías de control en rana toro (*Lithobates catesbeianus*) en un área protegida y en predios privados en Los Cerrillos, Uruguay. Ponencia en Congreso Latinoamericano de Biología de la Conservación del 9 al 13 noviembre 2020, Ciudad de Mexico, Mexico. Disponible en: www.laca-scb.org

Lombardo I, Elgue E, Villamil J & Maneyro R (2016). Registro de una población asilvestrada de rana toro (*Lithobates catesbeianus*) (Anphibia: Anura:Ranidae) en el Departamento de Maldonado, Uruguay. Bol. Soc. Zool. Uruguay (2ª época). 25: 61-65.

MGAP/DGSA (2017). Relevamiento de tojo 2017. Situación actual. MGAP-DGSA. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/noticias/dgsa-hizo-relevamiento-preliminar-2017-para-existencias-tojo>

MGAP- MVOTMA (2018). *Estrategia Nacional de Bosque Nativo*, Montevideo. 46 pp. Disponible en: https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/documentos/publicaciones/estrategia_nacional_de_bosque_nativo.pdf

MVOTMA/DINAMA (2009). *Lista de Especies Exóticas Invasoras de Uruguay*. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/comunicacion/publicaciones/lista-especies-exoticas-invasoras-uruguay>

MVOTMA (2016). *Estrategia Nacional para la Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica del Uruguay 2016-2020*. Dinama/Mvotma

MVOTMA (2017). *Biodiversidad y salud. Especies Exóticas Invasoras*. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras. Mvotma. 102p.

MVOTMA (2020). Informe del Estado del Ambiente 2020 (período 2016-2019). Disponible en: https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/Informe_del_Estado_del_Ambiente_2020_final.pdf

UICN (2000). *Guía para la elaboración de marcos jurídicos e institucionales relativos a las especies exóticas invasoras*, Clare Shine, Nattley Williams y Lothar Gündling, Gland, Suiza, Cambridge y Bonn, xvi + 162pp.

Vignale B, Cabrera D, Nebel JP, Lombardo P (2010). *Base de datos de especies exóticas e invasoras en Uruguay (InBUy): instrumento de gestión local para una problemática ambiental global*. En: Seminario Conservación y uso sostenible de la biodiversidad. MGAP, DGDR, PPR, 26-28p.

Anexo 1. Lista de instituciones integrantes del Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras 2008-2018 (CEEI)

Gobierno:
<ul style="list-style-type: none"> - Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA), Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA), División Biodiversidad - Ministerio de Salud Pública (MSP) - Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca (MGAP) <ul style="list-style-type: none"> Dirección General de Servicios Agrícolas (DGSA) Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA) Dirección Manejo Forestal Sostenible (DMFS) - Ministerio de Defensa Nacional (MDN), Prefectura Nacional Naval (PNN), Dirección Nacional de Medio Ambiente (DIRMA) - Museo Nacional de Historia Natural (MNHN) - Ministerio de Educación y Cultura (MEC)
Academia:
<ul style="list-style-type: none"> - Universidad de la República (UdeLaR), Facultad Ciencias - Universidad de la Empresa (UDE), Facultad de Ciencias Agrarias - Institución Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA) - Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU)
Empresas públicas:
<ul style="list-style-type: none"> - ANCAP - UTE - OSE

Fortalecimiento del CEEI:

Para dar cumplimiento al Plan de Trabajo 2018/2020 y pasar **del diagnóstico a la acción**, fue necesario incorporar al CEEI instituciones que trabajen en territorio. No solo se incorporan nuevas instituciones, sino también otras Direcciones Nacionales de los Ministerios y Facultades de la Universidad de la República. Además, se organizó el CEEI en cuatro subgrupos: vegetales, animales, acuáticas e invertebrados, a partir de juntar a las instituciones con competencia legal para actuar y elaborar los Planes piloto de control de las EEI definidas (a partir de los análisis de riesgo realizados en los diferentes grupos del CEEI) como prioritarias de actuación para Uruguay.

Nuevas instituciones incorporadas al CEEI 2018-2021 :

- Sistema Nacional de Emergencias (SINAE)
- Intendencias Departamentales
 - Intendencia de Treinta y Tres
 - Intendencia de Canelones
 - Intendencia de Cerro Largo
- Ministerio de Ambiente (MA), Dirección de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos
 - Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP),
 - Asuntos Internacionales,
- Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP)
 - Dirección General de Desarrollo Rural (DGDR)
 - Dirección General de Servicios Ganaderos (DGSG)
 - Instituto Nacional de Colonización (INC)
- Proyecto REDD ++ (MGAP/MA)
- Ministerio de Transporte y Obras Públicas (MTO)
 - Dirección Nacional de Vialidad
- Ministerio de Turismo (MINTUR)
- Ministerio de Educación y Cultura (MEC)
 - Administración Nacional de Educación Pública (ANEP)
 - Consejo de Educación Secundaria (CES)
- Administración Nacional de Puertos (ANP)

Academia (8):

- Universidad de la República (UdelaR)
 - Facultad de Medicina (FM)
 - Facultad Agronomía (FAGRO)
 - Facultad Veterinaria (FV)
 - Instituto de Investigaciones Pesqueras (IIP)
 - Centro Universitario Regional Este (CURE)
 - Centro Universitario Regional Norte (CENUR)
 - Grupo ProJob (FV-FCIEN)
- Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable (IIBCE)
- Latitud (Fundación LATU)

Sociedad civil (9):

- Red Uruguaya de ONGs Ambientalistas
- Asociación de Guardaparques del Uruguay (AGU)
- Asociación de Cazadores del Uruguay (ACU)
- Karumbé
- Ecobio Uruguay
- Coendú
- Sociedad Zoológica del Uruguay (SZU)
- Secretariado Uruguayo de la Lana (SUL)
- Instituto Plan Agropecuario (IPA)

PLANTAS INVASORAS



Cita recomendada: Guido A & Quiñones A (2021); *Eragrostis plana* Nees (capín Annoni) de Uruguay. En: Brazeiro A, Bresciano D, Brugnoli E & Iturburu M (eds): *Especies exóticas invasoras de Uruguay: distribución, impactos socioambientales y estrategias de gestión*. Pp. 63-73. Retema-UdelaR/CEEI, Ministerio de Ambiente, Montevideo.

CAPÍTULO 3

***Eragrostis plana* Nees (capín Annoni) en Uruguay**

Anaclara Guido^{1,2} y Amparo Quiñones¹

¹ Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA). Programa Nacional de Pasturas y Forrajes. Estación Experimental INIA Treina y Tres. Ruta 8 km 281, Treinta y Tres, Uruguay.

² Grupo Ecología de Pastizales, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Udelar.

Resumen

Eragrostis plana Nees, comúnmente denominada capín Annoni, es una gramínea originaria del suroeste de África, actualmente considerada una de las principales plantas invasoras de los pastizales de Uruguay. Es una planta perenne, estival, cespitosa, con macollos blanquecinos achatados en la parte basal y panojas laxas de forma piramidal. La especie fue accidentalmente introducida en el estado sur-brasileño de Rio Grande do Sul alrededor de 1950. Su presencia fue catalogada como una revolución en especies forrajeras, por su amplio rango de adaptación a condiciones climáticas, edáficas y su resistencia al sobrepastoreo. Consecuentemente, se promovió la multiplicación, transporte y comercialización en sistemas ganaderos brasileños. Sin embargo, las promesas productivas no colmaron las expectativas de la época, ya que la especie resultó ser de baja calidad forrajera. Décadas más tarde, *E. plana* fue considerada una especie problemática en Brasil, ocasionando distintos efectos negativos a nivel ambiental y productivo. Aunque en Brasil su siembra y transporte fue prohibido en 1979, la erradicación regional fue imposible, ya que los pastizales del Río de la Plata poseen condiciones bioclimáticas óptimas para su desarrollo y dispersión. Por lo tanto, la expansión de *E. plana* a Uruguay fue inevitable, principalmente por la red vial fronteriza. Se destaca su presencia principalmente en los departamentos de Artigas, Rivera, Tacuarembó y Cerro Largo. Sin embargo, actualmente son recurrentes los registros en otros departamentos del país, indicando su rápido grado de avance. Su invasión en los pastizales naturales se traduce en pérdidas de biodiversidad e importantes perjuicios socioeconómicos asociados a los sistemas ganaderos.

Palabras clave: campo, exótica, invasión, pastizales

1.- Presentación de la especie

Eragrostis plana Nees, comúnmente denominada capín Annoni (capim Annoni-2 en portugués, o lovegrass en inglés), es una gramínea originaria del suroeste de África, actualmente considerada una de las principales plantas invasoras de los pastizales de Uruguay y del sur de Brasil (Masciadri et al. 2010, Fonseca et al. 2013, Guido & Guadagnin 2015). Presenta un ciclo de vida perenne estival, con metabolismo fotosintético C_4 . Posee un hábito de crecimiento cespitoso que forma maciegas densas, constituidas por numerosos macollos erectos, glabros, blanquecinos y achatados en la parte basal (Fig. 1). Las hojas son lineales y poseen una destacada zona blanquecina que separa la vaina de la lámina (cuello). La inflorescencia es una panoja erecta, laxa, de forma piramidal y frecuentemente de coloración violácea, que florece desde primavera a otoño. El cariopse es pequeño (~1 mm) y de coloración castaño-oscuro. Las semillas son producidas en grandes cantidades, poseen fácil dispersión, gran poder germinativo (Bittencourt et al. 2017, Guido et al. 2017) y permanecen viables en el suelo por varios años (Medeiros et al. 2014). Su sistema radicular está formado por abundantes raíces fibrosas y vigorosas, concentrándose la mayor proporción de biomasa subterránea en los primeros centímetros del suelo, lo cual le confiere cierta resistencia a la extracción manual (Abichequer et al. 2009). Las características anatómicas e histológicas de hojas y raíces le brindan ventajas para sobrevivir en condiciones adversas (ver Favaretto et al. 2015 por detalles descriptivos) y obtener una gran habilidad competitiva (Guido et al. 2019).



Figura 1. Detalles de la gramínea *Eragrostis plana* (capín Annoni) para su identificación. Fotos: Anaclara Guido y Alessandro Zucchetti

2.- Historia de introducción y distribución en Uruguay

Alrededor del año 1950, la especie ingresó a América del Sur por el estado sur-brasileño de Rio Grande do Sul, mediante una accidental mezcla de semillas forrajeras de *Chloris gayana* Kunth (Medeiros & Focht 2007). Su rápido establecimiento y crecimiento, así como su destacada resistencia a condiciones ambientales adversas, llamaron la atención del productor brasileño Ernesto José Annoni, a quien debe su nombre común. El mismo, deslumbrado por estas características rústicas de la especie, decidió multiplicarla, promoverla y comercializarla. Así fue que en Rio Grande do Sul se incentivó la siembra de *E. plana* por el Grupo Rural Annoni. Se presentó como una “revolución en especies forrajeras”, por su amplio rango de adaptación a condiciones climáticas y edáficas, y su resistencia a altas dotaciones de ganado. En particular, se destacaba su rusticidad frente a las heladas invernales y a los períodos estivales de déficit hídrico, donde continuaba con la producción de biomasa verde. Así, existieron varias promesas productivas asociadas a la siembra de esta especie, por ejemplo, aumento de preñez, mejoras en el estado nutricional y aumento en las ganancias de peso diario de los animales. Dependiendo del tipo de siembra, era recomendada una cantidad que oscilaba entre 2-5 kg de semillas por hectárea, seguido de una carga animal elevada (2-4 unidades ganaderas por hectárea). Dicho incentivo, ocasionó una gran diseminación de difícil retroceso en el sur brasileño. Una vez establecida, su rápido crecimiento y sorprendente dominancia fueron alarmantes. Inclusive, se recomendaba su siembra para disminuir la abundancia de plantas nativas no deseadas en actividades ganaderas, tales como caraguatá, mio-mio, cardos y chircas. Sin embargo, las promesas productivas no colmaron las expectativas de la época, ya que la especie resultó ser de baja calidad forrajera en comparación con especies nativas palatables, principalmente por su alto contenido de fibra bruta y su baja digestibilidad (Pellegrini et al. 2016, Scheffer-Basso et al. 2016). Algunas décadas más tarde, *E. plana* fue considerada como una especie problemática para Brasil (Reis & Oliveira 1978), y a partir de 1979, el Ministerio de Agricultura brasileño establece la prohibición de su siembra, comercialización y transporte.

A nivel regional, los pastizales del Río de la Plata poseen condiciones bioclimáticas óptimas para la invasión de *E. plana* (Barbosa et al. 2013). Consecuentemente, su erradicación regional se tornó imposible y su dispersión fue inevitable. La gran producción de semillas pequeñas de alto potencial germinativo, combinado con el exitoso establecimiento, inclusive en condiciones adversas (estrés hídrico, sobrepastoreo, suelos pobres y compactados), permitieron rápidamente su expansión hasta Uruguay por la red vial fronteriza. Los primeros reportes en Uruguay fueron realizados en la década del 80 por propietarios brasileños en el departamento de Cerro Largo, alarmando a los productores y técnicos locales. Distintas expediciones de campo confirmaron la presencia de esta especie en el territorio nacional, y

su rápida expansión desde la frontera brasileña hacia el norte y noreste del país. A partir de la década del 90, la preocupante invasión de *E. plana* comenzó a tomar espacios de discusión entre los distintos actores relacionados a la ganadería extensiva. De esta manera, se fue aumentando la concientización del problema, hasta que fue declarada “plaga nacional” en Uruguay. En el año 2008 se promulgó el decreto N° 68/008, donde se establece un marco normativo para su control. En las últimas décadas, *E. plana* se expandió principalmente en los pastizales del norte y noreste de Uruguay. Se destaca su presencia en bordes de rutas y caminos, así como en centros poblados, principalmente en los departamentos de Artigas, Rivera, Tacuarembó y Cerro Largo (MGAP-DGSA 2017). Sin embargo, actualmente son crecientes los reportes de su presencia en el este, sureste e inclusive en parte del litoral oeste uruguayo, indicando su rápido grado de avance (Iturburu & Mello, en capítulo 2 de este número).

3.- Impactos socioambientales

Los impactos de *E. plana* son diversos, y están principalmente asociados a cambios en el comportamiento del pastoreo en los pastizales invadidos (Bremm et al. 2012, 2016). En potreros donde existen focos de invasión, esta especie es generalmente rechazada por el ganado, el cual lo consume cuando su abundancia es muy elevada (Bremm et al. 2012, 2016) y/o en situaciones extremas de falta de forraje. Así, en meses estivales se promueve su crecimiento, ya que el ganado ejerce una mayor presión de pastoreo en especies forrajeras nativas, lo cual reduce la habilidad competitiva de las especies del pastizal natural, y favorece la invasión (Bremm et al. 2016, Guido et al. 2019). Consecuentemente, se cambia la composición de plantas nativas y disminuye la abundancia y riqueza total de especies vegetales, afectado así la biodiversidad de los pastizales naturales (Guido & Pillar 2017, Dreseno et al. 2018). Varios investigadores sugieren que esta sustitución de especies se debería a que *E. plana* presenta un efecto inhibitorio en la germinación y crecimiento de plantas vecinas, debido a la producción de sustancias químicas de carácter alelopático (Coelho 1986, Ferreira et al. 2008, Favaretto et al. 2011, 2015, Klein 2015, Cecchin et al. 2017, Bittencourt et al. 2018a y b). Sin embargo, existen ciertos vacíos de información para efectivamente demostrar que la alelopatía es el principal mecanismo de invasión, debido a la falta de utilización de especies nativas coexistentes en ensayos experimentales (Guido et al. 2020). Por otra parte, por tratarse de una gramínea cespitosa, la invasión de *E. plana* promueve un gran cambio desde el punto de vista fisionómico y paisajístico, lo cual también tendría impactos para la fauna autóctona asociada al pastizal natural.

A nivel productivo, su baja calidad forrajera se traduce en un importante impacto económico para los sistemas ganaderos extensivos. El reemplazo de especies forrajeras por aumentos de cobertura de *E. plana* representa una pérdida de pro-

ductividad por hectárea (Fig. 2), debido a que su deficiente calidad nutricional afecta la ganancia de peso individual (Ferreria 2011, Pellegrini et al. 2016, Scheffer-Basso et al. 2016). Además, la cantidad de fibra bruta torna difícil su aprehensión y corte, produciendo el desgaste precoz de la dentición, lo cual compromete la vida productiva del ganado (ver relatos de productores en Ferreira 2011). Por último, dado estos perjuicios, el valor de la tierra de un pastizal invadido puede disminuir considerablemente. Así, la disminución de las ganancias productivas y el aumento de costos vinculados a las incansables tareas de control, podrían facilitar cambios en el uso de la tierra, transformando el pastizal en cultivos agrícolas o forestales (Ferreira & Filippi 2010). Como consecuencia, la invasión de *E. plana* en pastizales agrega un relevante aspecto económico-social y cultural a considerar.



Figura 2. Pastizal invadido por *Eragrostis plana* (capín Annoni) en Tacuarembó, Uruguay. Foto: Alessandro Zucchetti

4.- Medidas de control/mitigación

Visto que *E. plana* se distribuye en gran parte de las rutas y caminos nacionales, y que aún no se cuentan con medidas de control eficientes, la posibilidad de erradicación es ínfima. Sin embargo, en comparación con Brasil, nuestro país tendría la ventaja de que la especie no fue ampliamente sembrada, y son relativamente escasos los reportes de pastizales severamente invadidos. Por lo tanto, es importante centrar los esfuerzos de manejo en medidas de prevención.

El manejo preventivo debe contemplar un conjunto de prácticas cuyo objetivo sea la disminución de la presión de propágulos, el control de focos incipientes cercanos y el mantenimiento o incremento de la resistencia biótica del pastizal (Davies & Jhonson 2011). Dentro de la primera, se destaca la compra de animales libres de semillas, y en caso de incertidumbre o sospecha, se recomienda una cuarentena de al menos ocho días, que contempla el tiempo de permanencia de las semillas en el tracto digestivo (Lisboa et al. 2009). También se debe evitar la compra de fardos de procedencia desconocida y se sugiere lavar las máquinas y vehículos que pudieran tener semillas adheridas.

Para el control de focos incipientes cercanos, se recomienda el uso del herbicida glifosato, utilizando mochilas pulverizadoras o escobas químicas (Gonzaga & Gonçalves 1999, Ríos 2007, Pérez 2015). Visto que las plantas adultas son capaces de sobrevivir al glifosato (Barbosa et al. 2014, Fipke et al. 2018), es conveniente monitorear y evaluar la reiteración de la aplicación. Aun así, *E. plana* puede reestablecerse desde el banco de semillas del suelo, y no existen pautas consistentes para mermar este proceso. Si bien en condiciones controladas varios herbicidas pre-emergentes disminuyen significativamente la germinación y establecimiento de plántulas, la efectividad a campo se reduce (Goulart et al. 2009, 2012). Por este motivo, es importante conocer y promover los factores y condiciones que naturalmente aumentan la resistencia del pastizal a la invasión, aunque aún permanecen poco explorados. Algunos autores mencionan que la resistencia biótica disminuye cuando se escarifica el suelo o permanece descubierto (Machado et al. 2016, Baggio et al. 2018). Por lo tanto, una pauta general es preservar la comunidad vegetal con acciones de manejo adecuadas, por ejemplo, evitar el sobrepastoreo, la quema y la pulverización no selectiva de herbicidas, anulando las oportunidades para su colonización.

Por otra parte, cuando el pastizal natural se encuentra severamente invadido, las medidas de manejo disponibles son escasas. Una de las técnicas más difundidas es la aplicación posicional de glifosato, existiendo máquinas diseñadas para tal fin, por ejemplo “Campo Limpo”, de EMBRAPA (Gallon et al. 2018). Estas máquinas se basan en la diferencia de altura entre la especie a controlar (generalmente más

alta) y las restantes, apelando a minimizar el daño en las especies no blanco. Sin embargo, aún en aplicaciones dirigidas de glifosato se han reportado efectos negativos en la comunidad local vegetal (Guido & Pillar 2017), por lo que se debería evaluar con detenimiento el impacto global de dicha práctica. Además, pueden ser necesarias sucesivas aplicaciones en altas dosis para lograr disminuir la abundancia de la invasora (Pérez 2015), lo que interpela sobre la sustentabilidad de esta práctica.

En Rio Grande del Sul, varios años de investigación interinstitucional no han podido generar herramientas para recuperar los pastizales invadidos por *E. plana*. Sin embargo, es posible que Uruguay se encuentre en un mejor escenario que el sur-brasileño, ya que la especie no fue ampliamente sembrada. Las oportunidades de colonización en pastizales conservados son bajas, ya que la propia comunidad vegetal ofrece cierta resistencia al establecimiento de especies alógenas. Por este motivo, además de las medidas de prevención anteriormente mencionadas, es necesario que el manejo de esta especie adquiera medidas integradas de gestión, buscando reducir su cobertura (por ejemplo, con herbicidas) y aumentando la resistencia del pastizal natural a la invasión (por ejemplo, con manejo adecuado y/o siembra de especies nativas).

5.- Temas prioritarios de investigación para la gestión de la especie

Existen distintos vacíos de información para la gestión de la especie, desde el diagnóstico del problema y sus impactos asociados, hasta los mecanismos involucrados en su establecimiento y las posibles medidas de prevención y/o control. Primeramente, son escasos los datos cuantitativos y objetivos que permitan realizar un diagnóstico del grado de invasión actual en Uruguay. Para ello, es imprescindible contar con un muestreo a campo, a escala nacional, que utilice métodos objetivos y rigurosos para su registro, y/o con herramientas de teledetección que permitan la diferenciación de focos de invasión en una matriz de pastizal. Esto permitiría obtener una base de datos cuantitativa, y espacialmente explícita, donde se podrían gestionar acciones direccionadas de constante monitoreo y actualización, así como sistemas de alerta temprana.

Además, es importante aumentar estudios comparativos que determinen los mecanismos novedosos que posee esta especie en relación con las especies nativas de los pastizales de Uruguay. Frecuentemente, son destacadas algunas de sus extraordinarias características anatómicas, histológicas y fenológicas sin realizar estudios comparativos entre las especies autóctonas, a fin de relativizar el grado de novedad que presenta para el sistema. Por ejemplo, se refiere a la alelopatía como

un posible mecanismo de establecimiento, sin conocer en profundidad cómo es este fenómeno en nuestra flora, donde quizás existan especies con el mismo, o inclusive mayor, potencial inhibitorio. Este tipo de abordaje es fundamental para poder destacar sus características intrínsecas novedosas que tornan a *E. plana* una extraordinaria especie invasora para esta región del mundo.

A nivel de control, debería priorizarse estudios de mediano y largo plazo, en donde simultáneamente se busque disminuir la abundancia de *E. plana* y regenerar el pastizal natural. Las estrategias comúnmente recomendadas en la actualidad son cuestionables debido a los impactos ambientales que promueven una serie de efectos no deseados.

Bibliografía

Abichequer AD, Bicca AMO, Medeiros, CMO & Saraiva KM (2009). Crescimento e distribuição de raízes de capim-annoni-2 e do campo nativo: vantagem competitiva do capim-annoni. *Pesqui. Agropecu. Gaúcha*. 15: 7-12.

Baggio R, Medeiros RB, Focht T, Boavista LDR, Pillar VD & Müller SC (2018). Effects of initial disturbances and grazing regime on native grassland invasion by *Eragrostis plana* in southern Brazil. *Perspect. Ecol. Cons.* 16 (3): 158-165.

Barbosa FG, Pillar VD, Palmer AR & Melo AS (2013). Predicting the current distribution and potential spread of the exotic grass *Eragrostis plana* Nees in South America and identifying a bioclimatic niche shift during invasion. *Austral Ecol.* 38: 260-267.

Bittencourt HVH, Bonome LTS, Trezzi MM, Vidal RA & Lana MA (2017). Seed germination ecology of *Eragrostis plana*, an invasive weed of South American pasture lands. *S. Afr. J. Bot.* 109: 246-252.

Bittencourt HVH, Trezzi M, Teixeira SD, Bonome LTS, Vargas A, Souza AS & Oldoni T (2018a). Chemical ecology of *Eragrostis plana* helps understanding of the species' invasiveness in an agroecosystem community. *Crop and Pasture Sci.* 69. 1050-1060.

Bittencourt HVH, Trezzi MM, Bonome LTS, Teixeira SD, Bittencourt TB & Vargas AG (2018b). Decomposition of both *Eragrostis plana* biomass and soil influences the phytotoxicity and chemical characteristics of extracts. *Científica*. 46 (2): 116-125.

Bremm C, Laca E, Fonseca L, Mezzalira J, Elejalde D, Gonda HL, César P & Carvalho PCF (2012). Foraging behaviour of beef heifers and ewes in natural grasslands with distinct proportions of tussocks. *Appl. Anim. Behav. Sci.* 141: 108-116.

Bremm C, Carvalho PCF, Fonseca L, Amaral GC, Mezzalira JC, Perez NB, Nabinger C & Laca EA (2016). Diet switching by mammalian herbivores in response to exotic grass invasion. *PLoS ONE*. 11(2): e0150167.

Davies KW y Jhonson DD (2011). Are we "missing the boat" on preventing the spread of invasive plants in rangelands? *Invas. Plant Sci. Mana*. 4: 166-171.

Dresseno ALP, Guido A, Balogianni V & Overbeck GE (2018). Negative effects of an invasive grass, but not of native grasses, on plant species richness along a cover gradient. *Austral Ecol.* 43 (8): 949-954.

Cecchin K, Favaretto A, Scheffer-Basso SM, Bertol CD & Chini SO (2017). Allelopathy and allelochemicals of *Eragrostis plana* (Poaceae) and its relation with phenology and nitrogen fertilization. *Planta daninha*. 35:e017157907.

Coelho RW (1986). Substancias fitotóxicas presentes no capimannoni 2. *Pesqui. Agropecu. Bras.* 21(3):253-263.

Corrêa EB, Silveira MCT, Morais SL, Trentin G, Perez NB & Sisti RN (2014). Caracterização da dinâmica dos perfilhos de capim-annoni quanto à translocação do herbicida glifosato. En: Congresso de iniciação científica da Universidade Federal de Pelotas (23, 2014, Pelotas). *Anais*. (en línea).

Favaretto A, Scheffer Basso SM, Felini V, Zoch AN & Carneiro CM (2011). Growth of white clover seedlings treated with aqueous extracts of leaf and root of tough lovegrass. *Rev. Bras. Zootecn.* 40 (6): 1168-1172.

Favaretto A, Chini SO, Scheffer-Basso SM, Sobottka AM, Bertol CD & Perez NB (2015). Pattern of allelochemical distribution in leaves and roots of tough lovegrass (*Eragrostis plana* Nees.). *Aust. J. Crop Sci.* 9 (11): 1119-1125.

Favaretto A, Santos J, Carneiro CM & Scheffer Basso SM (2015). The first anatomical and histochemical study of tough lovegrass (*Eragrostis plana* Nees, Poaceae). *Afr. J. Agr. Res.* 10 (30): 2940-2947.

Ferreira AT (2011). Uma "exótica" no campo: o capimannoni-2 e suas influências na produção pecuária da coxilha de São Rafael, no município de Quaraí – RS. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (Tesinas Planificación y Gestión para el Desarrollo Rural).

Ferreira NR, Medeiros RB & Soares GL (2008). Potencial alelopático de capim-annoni-2 (*Eragrostis plana* Nees) na germinação de sementes de gramíneas estivais. *Rev. Bras. Sementes*. 30: 43-50.

Ferreira NR & Filippi EE (2010). Reflexos econômicos, sociais e ambientais da invasão biológica pelo capim-annoni (*Eragrostis plana* Nees) no bioma pampa. *Cad. Ciênc. Tecnol.* 27 (1-3): 47-70.

Fipke MV, Feijó AR, Balbinot A, Lamego FP, Camargo ER & Avila LA (2018). Controle de *Eragrostis plana* com glyphosate e quizalofop em diferentes estádios de desenvolvimento. En: Congresso brasileiro da ciência das plantas daninhas (31, 2018, Rio de Janeiro). Desafios e sustentabilidade no manejo de plantas daninhas: resumos. Londrina, Paraná, Ed. da SBCPD. Pp. 511.

Fonseca CR, Guadagnin DL, Emer C, Masciadri S, Germain P & Zalba S (2013). Invasive alien plants in the Pampas grasslands: a tri-national cooperation challenge. *Biol. Invas.* 15: 1751-1763.

Gallon M, Cutti L, Rigon CAG, Turra G, Girelli N, Lamego FP & Merotto AJ (2018). Controle seletivo de capimannoni através do equipamento de aplicação Campo Limpo. En: Congresso brasileiro da ciência das plantas daninhas (31, 2018, Rio de Janeiro). Desafios e sustentabilidade no manejo de plantas daninhas: resumos. Londrina: Ed. da SBCPD. Pp. 512

Gonzaga SS & Gonçalves JON (1999). Avaliação da eficiência de herbicidas no controle de capimannoni 2 (*Eragrostis plana* Nees). EMBRAPA, Bagé, Brazil. (Circular técnica, 13).

Goulart ICGR, Merotto AJ, Perez NB & Kalsing A (2009). Controle de capim-annoni-2 (*Eragrostis plana*) com herbicidas pré-emergentes em associação com diferentes métodos de manejo do campo nativo. Planta Daninha. 27: 181-190.

Goulart ICGR, Nunes AL, Kupas V & Merotto AJ (2012). Interações entre herbicidas e protetores para o controle de capim-annoni em pastagem natural. Cienc. Rural. 42 (10): 1722-1730.

Guido A & Guadagnin DL (2015). Espécies exóticas invasoras. Pp 133-141. En: Campos do Sul Pillar VD & Lange O (eds.). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil.

Guido A, Hoss D & Pillar VD (2017). Exploring seed to seed effects for understanding invasive species success. Perspect. Ecol. Cons. 15 (3): 234-238.

Guido A & Pillar VD (2017). Invasive plant removal: assessing community impact and recovery from invasion. J. Appl. Ecol. 54 (4): 1230-1237.

Klein APP (2015). Estudo fitoquímico das folhas de capimannoni-2 (*Eragrostis plana* Nees) coletadas no inverno e verão. Universidade Tecnológica Federal do Paraná (Dissertação de mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos).

Lisboa CAV, Medeiros RB, Azevedo EB, Patino HO, Carlotto SB & Garcia RPA (2009). Poder germinativo de sementes de capimannoni-2 (*Eragrostis plana* Nees) recuperadas em fezes de bovinos. Rev. Bras. Zootecn. 38 (3): 405-410.

Machado RE, Guido A, Boavista L & Pillar VD (2016). Drought event and soil perturbation facilitate invasibility in native grassland. En: Symposium of the International Association for Vegetation Science (59, Pirenópolis, Brazil). Conservation of plant communities: from environmental drivers to ecosystem services. (en línea) Pp. 107.

Masciadri S, Brugnoli E & Muniz P (2010). InBUy database of invasive and alien species (IAS) in Uruguay: a useful tool to confront this threat to biodiversity. Bio. Neotrop. 10 (4): 205-213.

Medeiros RB & Focht T (2007). Invasão, prevenção, controle e utilização do capimannoni-2 (*Eragrostis plana* Nees) no Rio Grande do Sul, Brasil. Pesqui. Agropecu. Gaúcha. 13 (1-2): 105-114.

Medeiros RB, Focht T, Menegon LL y Freitas MR (2014). Seed longevity of *Eragrostis plana* Nees buried in natural grassland soil. Rev. Bras. Zootecn. 43 (11): 561-567.

MGAP-DGSA (2017). Relevamiento capimannoni 2017. Disponible en: <http://www.mgap.gub.uy/noticia/unidad-organizativa/direccion-general-de-servicios-agricolas/14-01-2018/dgsa-presento>
Perez NB (2015). Método integrado de recuperação de pastagens Mirapasto: foco capimannoni. EMBRAPA, Bagé, Brazil.

Pellegrini C, Medeiros RB, Carlotto S, Garcia RPA, Lisboa C & Bruning G (2016). Valor nutritivo de uma pastagem nativa dominada por *Eragrostis plana* Nees e sua relação com o perfil metabólico de vacas primíparas suplementadas da gestação ao pós-parto. Ciênc. Anim. Bras. 17: 154-163.

Reis JCL & Oliveira OLP (1978). Considerações sobre o capimannoni 2 (*Eragrostis plana* Nees). EMBRAPA, Bagé, Brazil. (Circular técnica, 2).

Ríos A (2007). Control integrado de capimannoni (*Eragrostis plana*) En: Seminario de actualización técnica en control y manejo de malezas de campo sucio. Ayala W y Saravia H (eds.) INIA, Montevideo. (Serie técnica, 164)

Scheffer-Basso SM, Cecchin K & Favaretto A (2016). Dinâmica da dominância, crescimento e bromatologia de *Eragrostis plana* Nees em área de vegetação secundária. Rev. Ciênc. Agron. 47 (3): 582-588.

Souza JS, Lamego FP, Bonfada, ML & Perez NB (2018). Manejo de capimannoni com enxada química. En: Simpósio de iniciação científica da EMBRAPA Pecuária Sul (8, 2018, Bagé) Resumos. Bagé, Embrapa Pecuária Sul. Pp. 29.

Cita recomendada: Brazeiro A, Haretche F, Toranza C, Brussa P & Betancourt A (2021): El Ligustro (*Ligustrum lucidum*): un árbol invasor de los bosques de Uruguay. En: Brazeiro A, Bresciano D, Brugnoli E & Iturburu M (eds): Especies exóticas invasoras de Uruguay: distribución, impactos socioambientales y estrategias de gestión. Pp. 75-88. Retema-UdelaR/CEEL, Ministerio de Ambiente, Montevideo.

CAPÍTULO 4

El Ligustro (*Ligustrum lucidum*): un árbol invasor de los bosques de Uruguay

Alejandro Brazeiro^{1*}, Federico Haretche¹, Carolina Toranza^{1,2}, Patricia Brussa¹ y Alejandra Betancourt¹

¹ Grupo Biodiversidad y Ecología de la Conservación, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay. * brazeiro@fcien.edu.uy

² Laboratorio de Dendrología, Departamento de Producción Forestal y Tecnología de la Madera, Facultad de Agronomía, Universidad de la República

Resumen

El ligustro, *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton (Oleaceae), es una de las principales especies exóticas invasoras de los bosques de Uruguay. Su alta producción de semillas y banco de plántulas, dispersión por aves frugívoras, rápido crecimiento y amplia tolerancia ambiental, le confieren un gran potencial invasor. Este árbol originario de Asia templada (principalmente China) ha invadido actualmente todos los continentes, excepto la Antártida. En Uruguay, fue introducido a mediados del siglo XIX como especie ornamental, para ser usado en parques, plazas y cercos vivos. En la actualidad, se ha registrado su presencia en el 4.3 % de las 1467 parcelas relevadas por el Inventario Forestal Nacional, principalmente en bosques ribereños y parques. Se distribuye principalmente en el sur, litoral oeste y centro del país. Por el momento, los registros en el norte y este son escasos. La invasión del ligustro genera impactos sobre la diversidad de los bosques, alterando su estructura y funcionamiento, pudiendo llegar a extinguir localmente a algunas especies leñosas. Si bien la superficie de bosques invadidos no llegaría al 5% en la actualidad, debido a la gran extensión geográfica (14-15 departamentos) y alto potencial invasor, la erradicación del ligustro es prácticamente imposible a nivel nacional. Una estrategia razonable sería enfocarse en cuatro tipos de acciones: (1) Reducción de fuentes de propágulos, mediante la prohibición de venta de ligustros en viveros y el control en centros poblados (cercos vivos, plazas). (2) Monitoreo y prevención, para erradicar invasiones recientes, principalmente en las regiones norte y este del país. (3) Control para reducir abundancia en áreas de relevancia ecológica que cuenten con recursos para su gestión a largo plazo, como es el caso de áreas protegidas públicas o privadas. (4) Investigación sobre ecología de la invasión y métodos de restauración de bosques invadidos.

Palabras clave: áreas protegidas, biodiversidad, bosques, invasión, ligustro

1.- Presentación de la especie

El ligustro, *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton (Oleaceae), es un árbol exótico invasor de bosques en Uruguay, originario del sur de China, Japón y Corea (Dreyer et al. 2019). Es un árbol de porte mediano en Uruguay (12-15 m de altura) y de follaje persistente (perenne) (Fig. 1A). Sus tallos son glabros, cilíndricos y presentan lenticelas (Fig. 1B). Tiene hojas simples, opuestas, de margen entero, forma ovada o elíptica y ápice agudo-acuminado, glabras, discoloras: verde oscuro y lustroso en el haz y verde pálido y opaco en el envés (Fig. 1C). Las flores son hermafroditas y están dispuestas en panículas terminales de color blanco-crema que generalmente sobresalen del follaje (Fig. 1D). El cáliz de la flor mide 1.5-2 mm de largo. La corola mide 4-5 mm de diámetro, y presenta cuatro lobos de largo similar al tubo. Presenta dos estambres que se insertan en el tubo de la corola y sobresalen del mismo (exertos). Los frutos son tipo baya esférica-elipsoidal, de color azul oscuro, de 6-8 mm de diámetro (Fig. 1).

En estado vegetativo, los rasgos más distintivos son la forma y color de las hojas y los tallos cilíndricos con lenticelas. En estado reproductivo, las flores con 2 estambres exertos (que sobresalen de la corola), el tipo de inflorescencia y los frutos, son los rasgos que más facilitan la identificación.

La floración se da a fines de primavera, comienzos del verano, y la fructificación, que es muy abundante, se da entre otoño y principios de primavera (Montaldo 2000). Otra particularidad del ligustro es que la fructificación es escalonada, por lo que podemos encontrar un mismo individuo con frutos completamente inmaduros y otros ya maduros. Los frutos son muy consumidos por las aves, que juegan un importante papel como vector de dispersión del Ligustro. En Río Grande del Sur (Scheibler & de Melo-Junior 2003) y Provincia de Buenos Aires (Montaldo 1993), se han registrado altos consumos de frutos por parte del zorzal (*Turdus amaurochalinus*, familia Muscicapidae) y del fiofio copetón (*Elaenia flavogaster*, familia Tyrannidae). Cabe destacar que la alta oferta de frutos de ligustro en los bosques del Uruguay, según nuestras observaciones, ocurre de mediados de otoño a comienzos de primavera, cuando normalmente escasean los frutos nativos. En las Yungas de Tucumán (NW Argentino), la dispersión de semillas por aves asociada a perchas fue 40 veces más alta que en áreas abiertas (Aragón & Groom 2003). La producción de semillas viables es muy elevada (>2000 semillas.m⁻²), generando bancos importantes de propágulos, que son relativamente persistentes (> de un año) (Aragón & Groom 2003). Según un estudio en Nueva Zelanda, las semillas permanecen viables en el suelo por hasta dos años (van Aalst 1992, en Wilcox 2000). La germinación de las semillas se da en condiciones de escasa luz, pero requiere de un enterramiento somero y cierta humedad. Germinan tanto las semillas provenientes de frutos caídos como las dispersadas por las aves, pero éstas últimas tienen una mayor probabilidad de germinación (Aragón & Groom 2003).

En bosques invadidos, la densidad de plántulas de ligustro puede ser muy elevada. Por ejemplo, en un bosque de barranco de Montevideo se encontraron densidades de plántulas de más de 2500 individuos.m⁻², entre 100 y 1000 veces superior a la densidad de plántulas de especies nativas (Brazeiro et al. 2018). Las plántulas sobreviven y crecen bien bajo condiciones de escasa luz. En las Yungas de Tucumán se encontró que las plántulas de ligustro crecieron más rápido que las plántulas de las especies nativas más comunes (Aragón & Groom 2003). Las plántulas pueden persistir a la sombra varios años conformando bancos de plántulas, pero su crecimiento se incrementa ante el aumento de la luz debido al clareo del dosel (Aragón & Groom 2003, Brazeiro et al. 2018).



Figura 1. Fotos ilustrativas de *Ligustrum lucidum* de Uruguay. (a) Árbol adulto. (b) Detalle de rama con lenticelas. (c) Hojas. (d) Inflorescencia. (e) Frutos. (Créditos de Fotos: a, b, c y e: Patricia Brussa. d: Universidad EIA).

Aparentemente el ligustro fue introducido en Uruguay a mediados del siglo XIX como especie ornamental, para ser usado en parques, plazas y cercos vivos (Nebel & Porcile 2006).

2.- Distribución en Uruguay

El ligustro, originario de Asia templada, ha invadido actualmente todos los continentes, excepto la Antártida. Si bien tiende a encontrarse dentro del mismo tipo de macroclima, es decir, templado cálido (tipo C según clasificación de Köppen-Geiger), un trabajo reciente ha demostrado que también ha podido invadir regiones con condiciones climáticas diferentes a las de su zona de origen (Dreyer et al. 2019). Los cambios en el nicho climático, hacia climas más húmedos y cálidos y menos estacionales, durante la invasión a escala global, indican que la especie podría continuar su expansión hacia áreas tropicales húmedas actualmente no invadidas, como por ejemplo el Bosque Atlántico de América del Sur (Dreyer et al. 2019).

En nuestra la región, se ha documentado la invasión de ligustro en varias partes de Argentina, principalmente en la Pampa (Díaz et al. 2016), en las sierras de Córdoba (Hoyos et al. 2010) y en las Yungas de Tucumán (Malizia et al. 2018). En el Sur de Brasil también existen antecedentes de invasión de esta especie en bosques de araucaria (Nunes et al. 2018) y en el bosque Atlántico paranaense (Zenni & Ziller 2011).

En Uruguay, el primer estudio publicado sobre la distribución de ligustro forma parte de un capítulo de libro sobre presiones y amenazas a la biodiversidad del país (Achkar et al. 2015). En este capítulo se resumen los datos de un informe técnico de consultoría de Guerrero et al. (2012), elaborado a partir de la base de datos nacional sobre especies exóticas (InBuy). En este estudio se reportaron 38 registros en distintas localidades del país, siendo la mayoría recientes (30 entre 2003 y 2009, y solo 8 entre 1906 y 1984). Los registros estaban distribuidos mayoritariamente en litoral sur (Colonia, San José, Montevideo y Canelones) y algunos en el litoral oeste (Soriano, Río Negro, Paysandú). A partir de estos datos se estimó la distribución potencial de la especie a través de la modelación de nicho (MAXENT), encontrándose que la especie tendría una probabilidad media-alta (0.3-0.7) de alcanzar las regiones centro y este del país, y bajas-muy bajas (0.3-0.1) de ocurrir en el norte (Achkar et al. 2015).

Para actualizar la información sobre su distribución, analizamos aquí los registros de ligustro del Inventario Nacional Forestal (IFN). El IFN cuenta con información sobre el estado de los bosques nativos en 1467 parcelas (20x10 m), recabada entre 2009 y 2016 en las principales áreas boscosas del país.

Se registró la presencia de ligustro en 63 de las 1467 parcelas del IFN, por lo que la incidencia de la invasión de esta especie a nivel nacional sería de 4.3 %. A nivel de especies, es la segunda mayor incidencia observada, por debajo de *Gleditsia triacanthos* (Incidencia: 5.0%). Las otras especies exóticas registradas (19 en total), tuvieron incidencias menores al 2.5%.

Los nuevos registros geográficos de ligustro describen un área mayor de invasión (Fig. 2), respecto a lo reportado por Achkar et al. (2015). Si bien se confirma la mayor incidencia en los bosques del sur (principalmente Colonia) y litoral oeste (Paysandú y Río Negro), así como la ausencia de registros en el norte (Artigas, Salto, Rivera y Tacuarembó) y este (Cerro Largo y Treinta y Tres), se aprecia una mayor incidencia de ligustro en el centro del país (Durazno, Flores y Florida). Cabe señalar que los nuevos registros de ligustro en la región centro se dan en una zona de alta probabilidad de ocurrencia según el modelo de distribución de Guerrero et al. (2012) (en Achkar et al. 2015).

Si bien el IFN brinda un panorama razonable sobre el grado de invasión actual del ligustro en los bosques del país, no debe olvidarse que se trata de un muestreo, no de un censo. Por lo tanto, la ausencia de registros de ligustro en las parcelas del IFN de algunas zonas del país, no implica necesariamente la ausencia de la especie en el área. También podría suceder que la incidencia fuera baja, y por azar la especie no fue detectada en los relevamientos del IFN. Por ejemplo, esto sucede en los departamentos de Rivera y Tacuarembó, donde existen registros previos de ligustro en bosques ribereños y de quebrada (Caballero 2013), así como en bosques ribereños (Arroyo Pan de Azúcar) de Maldonado (Búrmida 2011) y de Treinta y Tres (*com pers* Haretche).

Se ha reportado que el ligustro es capaz de invadir diferentes ambientes, tales como humedales, áreas agrícolas abandonadas y áreas suburbanas, pero preferentemente son los bosques los ecosistemas más comúnmente invadidos. Según los datos del IFN, los bosques fluviales (Incidencia= 4.7%) y los bosques parque (Incidencia= 6.3%) presentan una mayor incidencia de invasión que los bosques serranos (Incidencia= 1.7%), mientras que no hubo registros de invasión de ligustro en bosques de quebrada, ni tampoco en bosques costeros ni palmares, aunque en estos dos últimos casos el número de parcelas relevadas fue muy bajo.

Severidad de invasión de *Ligustrum lucidum* en Uruguay

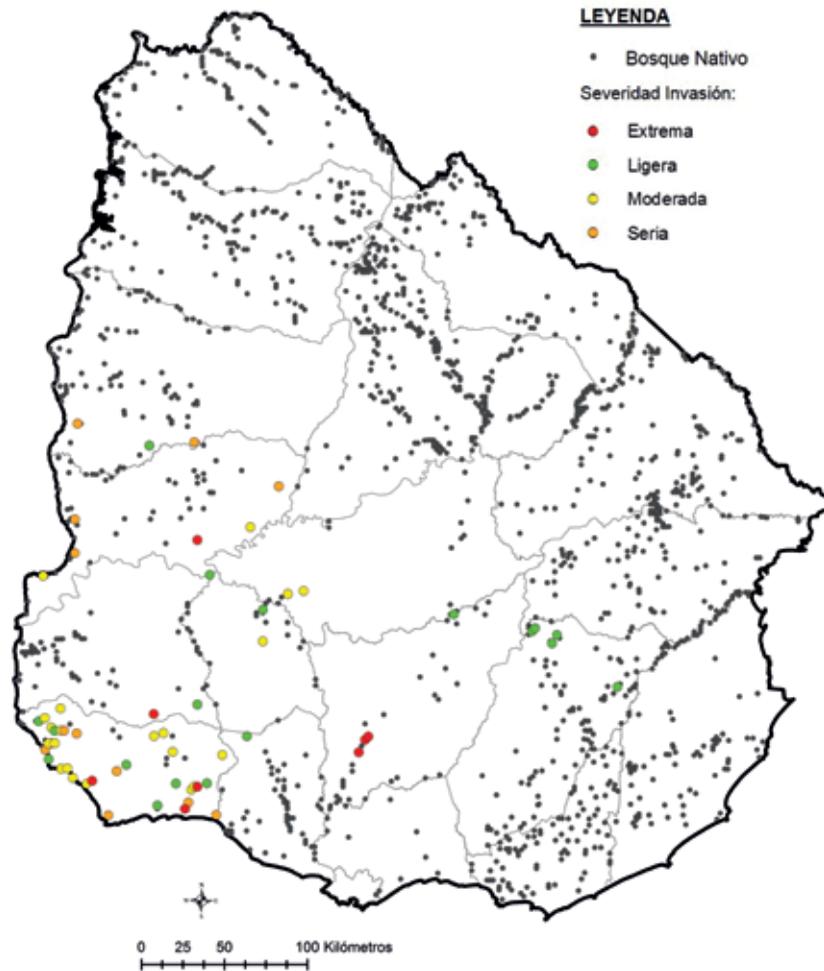


Figura 2. Distribución de localidades invadidas por *Ligustrum lucidum* y grado de severidad de la invasión en bosques de Uruguay. La severidad se expresa en cuatro categorías, en función de la apreciación de la abundancia relativa de la especie invasora en la comunidad leñosa: extrema (71-100%), seria (30-70%), moderada (11-30%) y ligera (1-10%). Fuente: elaboración propia a partir de datos del IFN.

3.- Impactos socioambientales

El principal impacto ambiental conocido del ligustro se da sobre la diversidad de plantas leñosas de los bosques. Por su alta presión de propágulos (semillas) y rápido crecimiento, va reemplazando a los árboles nativos, se vuelve dominante, reduce o extingue localmente las poblaciones de algunas especies, pudiendo favorecer a otras especies. De tal forma, altera la estructura y composición de las comunidades de plantas leñosas.

Un estudio en Córdoba (Argentina) reportó que la distribución de ligustro se multiplicó por 50 (de 50 a 2500 ha) en 23 años (1983 -2006), encontrándose que para el 2006 el 20% de los bosques estudiados estaban dominados por ligustro, principalmente en zonas relativamente cercanas (i.e., <600 m) a centros urbanos, que actuaron como focos de dispersión (Javier-Pizarro et al. 2012). En las sierras de San Javier (Tucumán, Argentina), se estudió el crecimiento de árboles nativos bajo ligustro y bajo dosel nativo durante 20 años (1991-2011), en bosques secundarios invadidos. Se observó que la invasión de ligustro redujo el crecimiento de las cinco especies dominantes del dosel (-65%) (Malizia et al. 2017). Pero al mismo tiempo, este estudio encontró que cuatro especies nativas de baja abundancia fueron favorecidas por la invasión de ligustro. Otro estudio en Tucumán (Argentina) reportó que el bosque nativo presentó mayores abundancias (x 4 veces) y mayor riqueza de tallos de lianas en comparación con bosque invadidos (dominados) por ligustro, demostrando que los individuos de ligustro no brindan un microhábitat adecuado para el ensamble de lianas de los bosques de las yungas (Ceballos et al. 2015).

Los efectos de la invasión de ligustro sobre el funcionamiento de los ecosistemas boscosos han sido muy poco estudiados. En Uruguay, estudios recientes indican que la invasión de ligustro afecta la descomposición del bosque. En un bosque mesófilo (de barranca) en la zona de Melilla (Montevideo) se encontró que la tasa de descomposición se redujo un 50% en sitios dominados por ligustro, en comparación con sitios no invadidos (Farías et al. 2018). Aparentemente, esta reducción estaría explicada por tres motivos: (a) la hojarasca producida por ligustro es más difícil de descomponer, (b) las condiciones más sombrías bajo el dosel de ligustro no favorecerían el proceso de descomposición, y (c) el ensamble de invertebrados descomponedores podría ser alterado por los cambios ambientales provocados por la invasión (e.g., puntos a y b), haciéndolo menos eficiente. Apoyando esta última hipótesis, el estudio de Vettorazzi et al. (2018) reportó diferencias en la fauna de invertebrados de la hojarasca entre sitios invadidos por ligustro y sitios no invadidos en el mismo bosque de Melilla.

4.- Medidas de control/mitigación

Lineamientos generales

La investigación sobre plantas invasoras se ha intensificado fuertemente en las últimas décadas. Si bien nuestro conocimiento sobre el tema es aún parcial (e.g., Hierro et al. 2005, Levine et al. 2004, Fridley et al. 2007, von Holle & Simberloff 2005, Keane & Crawley 2002, Davis 2009), y estamos lejos de disponer de protocolos universales para el control de plantas invasoras y rehabilitación de ecosistemas invadidos, se han aprendido algunas lecciones generales:

- a) Resulta más simple, barato y por ende viable, prevenir las invasiones, que erradicarlas luego de instaladas.
- b) Una vez instaladas las especies exóticas en un país, su erradicación (i.e., eliminación completa de todos los individuos) es posible durante las primeras fases del proceso invasivo, cuando el área de dispersión y niveles de abundancia son aún bajos.
- c) Cuando el proceso invasivo está muy avanzado (i.e., altas abundancias y grandes áreas de distribución), como podría ser el caso de *Ligustrum lucidum* en Uruguay, la erradicación es prácticamente imposible, debido a los altísimos costos y esfuerzos necesarios para lograrlo. En este caso, la mejor opción es trabajar en el control de la invasora, i.e., en reducir su abundancia y/o distribución, a los efectos de mitigar sus impactos. En este sentido, es recomendable enfocar los esfuerzos de control en áreas de relevancia ecológica, y donde se dispone de recursos para su gestión a largo plazo, como es el caso de las áreas protegidas (ver Martino 2006).
- d) El proceso de rehabilitación debería contemplar 3 etapas: (i) Diagnóstico sobre la invasión: evaluar el grado de invasión y las potenciales consecuencias de la erradicación local de la especie invasora. Se debe tener en cuenta que la eliminación de una invasora puede generar consecuencias negativas en el ecosistema, como pérdida de hábitat o fuente de alimento para la fauna, reducción en protección de suelo, aumento de invasión de otras especies, etc. Por tanto, se debería balancear los pros y contras, antes de tomar la decisión de llevar adelante un proceso de control. Asimismo, el diagnóstico debería aportar información sobre los factores ecológicos que favorecen o limitan el avance de la especie invasora. (ii) Control de exóticas: eliminar los árboles exóticos mediante un método eficaz que reduzca la reinvasión, comenzando por los adultos reproductivos, a los efectos de reducir la presión de propágulos (semillas).

(iii) Rehabilitación del bosque invadido: una vez eliminados los adultos exóticos, se debería manejar el bosque (e.g., condición lumínica, mantillo, herbívoros, plantación de herbáceas o leñosas, etc.) a los efectos de aumentar su resistencia (biótica y/o abiótica) a la reinvasión.

e) Para que el control, y especialmente la rehabilitación, sean exitosos, se requieren esfuerzos intensos y sostenidos durante un período de tiempo relativamente prolongado (5-10 años). Una vez controlada la invasión, los trabajos de prevención y erradicación temprana de focos de reinvasión, deben ser mantenidos como una actividad permanente en el área.

Principales antecedentes en Uruguay

En Uruguay se han ensayado tres tipos de métodos clásicos de control de plantas leñosas exóticas, para controlar al ligustro, (i) métodos mecánicos: arrancado manual de plántulas y juveniles, talado con motosierra y anillado (i.e., descortezado) en árboles adultos, (ii) métodos químicos: aplicación de herbicida (e.g., Picloram, Glifosato) en perforaciones y (iii) métodos integrados: combinación de métodos mecánicos y químicos, como por ejemplo tala de adultos o corta de juveniles con posterior aplicación de herbicida, o anillado más aplicación de herbicida (Blumeto et al. 2007, Aber et al. 2015, Haretche & Brazeiro 2018).

En términos generales se ha visto que los métodos mecánicos son eficaces para eliminar juveniles mediante el arrancado manual (individuos con diámetro menor a 2 cm), pero su eficiencia puede ser baja en sitios muy invadidos, donde la densidad de plántulas y juveniles puede llegar a ser muy elevada (e.g., 2500 ind.m⁻², Brazeiro et al. 2018). En tal sentido, la utilización de métodos químicos mediante la pulverización selectiva podría ser más eficiente, aunque con mayores riesgos ambientales. De acuerdo con nuestro conocimiento, no existen reportes de la aplicación de este método en el país.

La eliminación de árboles adultos mediante tala con motosierra es también viable, pero para que sea eficaz debe combinarse con la aplicación de herbicida en el tocón, para evitar el rebrote. El anillado tiene una eficacia variable según nuestras observaciones, es alta en el caso de árboles jóvenes con troncos no rugosos, y media-baja, cuando se aplica en árboles con troncos rugosos y de mayor diámetro (Haretche & Brazeiro 2018). En general, los métodos químicos han mostrado ser eficaces, en particular cuando se aplican a tocones de árboles talados, o en perforaciones realizadas sobre árboles en pie.

Un déficit importante en la experiencia nacional en control de ligustro es que la gran mayoría de los estudios y experiencias realizadas han sido de corto plazo, y en general no han contemplado la etapa de restauración del bosque degradado por la invasión. En tal sentido, los “éxitos” reportados deben acotarse al plazo específico de estudio, y debe entenderse que la eliminación de individuos adultos y/o juveniles exóticos en un período acotado (usualmente 1 o 2 años), no implica la solución definitiva del problema. En este sentido, un estudio reciente (Brazeiro et al. 2018) evaluó el efecto a 10 años, de una intervención de control de ligustro mediante la tala de adultos y arrancado manual de juveniles, en un sector de unas 3 ha en el bosque de Melilla. En este estudio se encontró que, a 10 años de la intervención, el sector tratado tenía una densidad de ligustros juveniles (altura >50 cm, diámetro <2.5 cm) de 6 a 8 veces mayor que las áreas invadidas por ligustro que no habían sido previamente intervenidas (Fig. 3). Estos resultados sugieren que la eliminación de ligustros adultos aumentó la entrada de luz al sotobosque, lo que habría favorecido la germinación de semillas (banco de semillas) y sobrevivencia de plántulas y juveniles de ligustro, favoreciendo el proceso de invasión. Estos resultados demuestran que los métodos de control, además de ser evaluados en términos de mortalidad de ligustro en el corto plazo, deben ser evaluados en el mediano-largo plazo respecto a la probabilidad de re-invasión. De lo contrario, el manejo podría generar resultados contraproducentes. Por tanto, resulta fundamental prolongar los esfuerzos de control hasta que el banco de semillas se agote, y tal vez aplicar técnicas de restauración activa para promover el reclutamiento, sobrevivencia y crecimiento de los árboles nativos.

Estrategia para manejar la invasión del ligustro en Uruguay

Si bien la superficie de bosques invadidos no llegaría al 5% en la actualidad, debido a la gran extensión geográfica (14-15 departamentos) y alto potencial invasor, la erradicación del ligustro sería prácticamente imposible a nivel nacional. Los costos necesarios para financiar un programa de esta magnitud lo hacen inviable en Uruguay.

Una estrategia razonable sería enfocarse en tres tipos de acciones: (1) Reducción de fuentes de propágulos, mediante la prohibición de venta de ligustros en viveros y el control en centros poblados (cercos vivos, plazas). (2) Monitoreo y prevención, para erradicar invasiones recientes, principalmente en las regiones norte y este del país. (3) Control para reducir abundancia en áreas de relevancia ecológica que cuenten con recursos para su gestión a largo plazo, como es el caso de áreas protegidas públicas o privadas.



Figura 3. Fotos ilustrativas de la invasión de plántulas y juveniles de ligustro, en zonas donde los árboles adultos fueron previamente talados, en el bosque de Melilla, Parque Municipal Humedales de Santa Lucía. (a) Zona con tala de ligustro un año antes, donde se observa una alta densidad de plántulas. (b) Zona con tala de ligustro 10 años antes, donde se observa una alta densidad de juveniles.

5.- Temas prioritarios de investigación para la gestión

Respecto a la ecología de la invasión de ligustro en Uruguay, un importante tema pendiente es entender qué factores están controlando la dispersión de esta especie en el territorio nacional. Comprendiendo mejor los factores que promueven y restringen la dispersión y establecimiento del ligustro, podremos generar modelos más realistas sobre la distribución geográfica de la invasión, así como identificar los sitios con alta probabilidad de ser invadidos, y allí poder realizar actividades de prevención.

En los bosques que ya tienen un proceso invasivo muy avanzado, y que no constituyen prioridades de conservación, se deberían estudiar los efectos en la provisión de servicios ecosistémicos, en particular los ligados a la protección de suelos, agua y hábitat para la biodiversidad. Esta información nos permitiría evaluar el papel que juegan estos “neo-ecosistemas” en el paisaje, y podría brindar pistas sobre la forma más inteligente de manejarlos.

En las áreas ecológicamente valiosas, como por ejemplo las áreas protegidas afectadas por la invasión (ver Martino 2006, Horta et al. 2018), los estudios de mediano-largo plazo orientados al control de ligustro y restauración de los bosques, son fundamentales. La pregunta, ¿cómo restaurar un bosque invadido por ligustro? sigue abierta.

6.- Agradecimientos

Gran parte de nuestros estudios sobre la ecología de la invasión del ligustro se están desarrollando en el Parque Municipal Humedales de Santa Lucía de la Intendencia de Montevideo, con el apoyo de las autoridades y colaboración de los guardaparques. La Dirección Nacional Forestal ha cooperado con nuestros estudios sobre invasiones en bosques del país, aportando su experiencia, compartiendo datos del Inventario Nacional Forestal y brindando apoyo logístico.

Bibliografía

Aber A, Zerbino S, Porcille JF, Seguí R & Balero R (2015). Especies exóticas invasoras leñosas: experiencias de control. Comité de Especies Exóticas Invasoras, MVOTMA.

Achkar M, Brazeiro A & Bartesaghi L (2015). Evaluación de las principales presiones y amenazas a la biodiversidad de Uruguay. Pp: 70-85. En: Eco-regiones de Uruguay: biodiversidad, presiones y conservación. Brazeiro A (Ed). Facultad de Ciencias, CIEDUR, Vida Silvestre Uruguay, Sociedad Zoológica de Uruguay

Aragón R & Groom M (2003). Invasion by *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in NW Argentina: early stage characteristics in different habitat types. Rev. Biol. Tropical 51(1):59-70.

Blumetto O, La Cava A & Piñeyro E (2007). Control de especies arbóreas exóticas invasoras: evaluación de diferentes métodos de químicos. Pp: 35. En: Libro de resúmenes de 5 Encuentro nacional de ecoturismo y turismo rural, IV Congreso nacional de áreas protegidas. Trinidad, Flores.

Brazeiro A, Haretche F & Toranza C (2018). Distribución, reclutamiento y establecimiento de *Ligustrum lucidum* en bosques de Uruguay. Pp:43-45. En: Recientes avances en investigación para la gestión y conservación del bosque nativo de Uruguay. Brazeiro A (Ed). Montevideo. Facultad de Ciencias- MGAP-BMEL. P 32-35. ISBN:978-9974-91-931-0.

Búrmida M (2011). Leñosas exóticas en bosques fluviales de la zona sur de Uruguay: perturbación antrópica y grado de invasión. Tesis de la Licenciatura en Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. 23p.

Caballero N (2013). Análisis de las invasiones especies leñosas exóticas en las Quebradas del Norte de Uruguay. Tesis de la Licenciatura en Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. 66p.

Ceballos SJ, Malizia A & Chacoff NP (2015). Influencia de la invasión de *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) sobre la comunidad de lianas en la sierra de San Javier (Tucumán – Argentina). Ecol. Austral 25:65-74.

Davis MA (2009). Invasion Biology. Oxford University Press, New York.

Díaz MVE, Madanes N, Cristiano PM & Goldstein G (2016). Composición del banco de semillas e invasión de *Ligustrum lucidum* en bosques costeros de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Bosque 37(3): 581-590. DOI: 10.4067/S0717-92002016000300015

Dreyer JBB, Higuchi P & Silva AC (2019). *Ligustrum lucidum* W. T. Aiton (broad-leaf privet) demonstrates climatic niche shifts during global-scale invasion. Sci. Rep. 9:3813. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-40531-8>

Fariás L, Vettorazzi R & Brazeiro A (2018). Efecto del Ligustro (*Ligustrum lucidum*) sobre el funcionamiento ecosistémico del bosque nativo: descomposición. Pp: 36-38. En: Brazeiro A (Ed): Recientes avances en investigación para la gestión y conservación del bosque nativo de Uruguay. Montevideo. Facultad de Ciencias- MGAP-BMEL. ISBN:978-9974-91-931-0

Fridley JD, Stachowicz JJ, Naeem S, Sax SF, Seabloom EW, Smith MD, Stohlgren TJ, Tilman D & Von Holle B (2007). The invasion paradox: reconciling pattern and process in species invasions. Ecology 88(1): 3-17.

Gavier-Pizarro GI, Kuemmerle T, Hoyos LE, Stewart SI, Huebner CD, Keuler NS & Radeloff VC (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 Sens. Environ. 122: 134-145.

Guerrero J, Brugnoli E & Muniz P (2012). Invasiones biológicas en Uruguay, ¿una potencial amenaza a la biodiversidad de Uruguay? Informe de consultoría. Sociedad Zoológica-Facultad de Ciencias.

Harteche F & Brazeiro A (2018). Evaluación de métodos de control de *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton adultos en un bosque nativo de barranca (Melilla, Montevideo). Pp: 43-45. En: Brazeiro A (Ed): Recientes avances en investigación para la gestión y conservación del bosque nativo de Uruguay. Montevideo. Facultad de Ciencias- MGAP-BMEL. ISBN:978-9974-91-931-0

Hierro JL, Maron JL & Callaway RM (2005). A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. J. Ecol. 93:5-15.

Horta S, Erman D, Ríos M, Medina S, Troncoso A, Salazar A & Bartesaghi L (2018). Especies exóticas invasoras en las áreas protegidas: Taller de intercambio de experiencias de control en el SNAP. En: Brugnoli E & Laufer G (ed). Ecología, manejo y control de especies exóticas e invasoras en Uruguay, del diagnóstico a la acción. CEEI-MVOTMA.

Hoyos L, Gavier-Pizarro G, Kuemmerle T, Bucher E, Radeloff V & T Tecco (2010). Invasion of glossy privet (*Ligustrum lucidum*) and native forest loss in the Sierras Chicas of Córdoba, Argentina. Biol. Invasions. 12: 3261-3275.

Keane RM & Crawley MJ (2002). Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. TREE 17(4):164-170.

Levine JM, Adler PB & Yelenik SG (2004). A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. Ecol. Letters, 7: 975 – 989.

Malizia A, Osinaga-Acosta O, Powell PA & Aragón R (2017). Invasion of *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in subtropical secondary forests of NW Argentina: declining growth rates of abundant native tree species. J. Veg. Sci. 28(6):1240-1249. Doi: 10.1111/jvs.12572.

Martino AL (2006). Especies exóticas invasoras. Propuestas para la estrategia a nivel del Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Serie documentos de trabajo N° 8. SNAP, DINAMA.

Montaldo NH (1993). Dispersión por aves y éxito reproductivo de dos especies de "*Ligustrum*" (Oleaceae) en un relicto de la selva subtropical en la Argentina. Rev. Chil. Hist. Nat. 66:75-85.

Montaldo NH (2000). Éxito reproductivo de plantas ornitócoras en un relicto de selva subtropical en Argentina. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 73: 511-524.

Nebel J & Porcile JF (2006). La Contaminación del Bosque Nativo por especies arbóreas y arbustivas exóticas. 7pp. MGAP. <http://www.guayubira.org.uy/2006/11/la-contaminacion-del-bosque-nativo-por-especies-arboreas-y-arbustivas-exoticas/>

Nunes AS, Higuchi P, da Silva AC, de Vargas R, da Silva1 MAF & Larsen JG (2018). *Ligustrum lucidum* como uma espécie invasora oportunista em uma Floresta com Araucária no sul do Brasil. *Rodriguésia* 69(2): 351-362.

Scheibler DR y de Melo-Junior TA (2003). Frugivory by birds on two exotic *Ligustrum* species (Oleaceae) in Brazil. *Ararajuba* 11(1):89-91.

van Aalst MM (1992). Seed ecology and vegetative regrowth of tree privet (*Ligustrum lucidum*). Unpublished A/. Sc. Thesis Botany iversity of Auckland. 135 p.

Vettorazzi R, Farías L & Brazeiro A (2018). Efecto del Ligustro (*Ligustrum lucidum*) sobre el ensamble de invertebrados de la hojarasca. Pp: 39-42. En: Brazeiro A (Ed): Recientes avances en investigación para la gestión y conservación del bosque nativo de Uruguay. Montevideo. Facultad de Ciencias- MGAP-BMEL. ISBN:978-9974-91-931-0.

Von Holle B & Simberloff D (2005). Ecological resistance to biological invasion overwhelmed by propagule pressure. *Ecology* 86(12):3212-3218.

Wilcox MD (2000). Tree privet (*Ligustrum lucidum*), a controversial plant. *Auckland Bot. Soc. J.* 55: 72-74.

Zenni RD & Ziller SR (2011). An overview of invasive plants in Brazil. *Rev. Bras. Bot.* 34(3): 431-446.



Frutos (vainas) de Acacia negra o corona de Cristo (*Gleditsia triacanthos*). Foto: Marcelo Iturburu.

Cita recomendada: Sosa B, Romero D, Fernández G & Achkar M A (2021): Potencial invasivo de *Gleditsia triacanthos*, un factor de degradación ecosistémica del bosque nativo en Uruguay. En: Brazeiro A, Bresciano D, Brugnoli E & Iturburu M (eds): Especies exóticas invasoras de Uruguay: distribución, impactos socioambientales y estrategias de gestión. Pp. 91-103. Retema-UdelaR/CEEI, Ministerio de Ambiente, Montevideo.

CAPÍTULO 5

Potencial invasivo de *Gleditsia triacanthos*, un factor de degradación ecosistémica del bosque nativo en Uruguay

Beatriz Sosa*, David Romero, Gabriela Fernández & Marcel Achkar

Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio. Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay. * beatriz@fcien.edu.uy

Resumen

Gleditsia triacanthos es una especie leñosa perteneciente a la familia de las fabáceas. Originaria de América del Norte ha ampliado su área de distribución identificándose como invasora en algunos países de Europa, África, Oceanía y América del Sur. Su tolerancia a las variaciones en las condiciones ambientales, así como su rápido crecimiento poblacional son determinantes de su elevado potencial invasor. En Uruguay se la reconoce como una de las dos especies invasoras con mayor capacidad de degradación del monte nativo. En algunas áreas invadidas esta especie ha desplazado a casi la totalidad de las especies nativas desencadenando efectos en cascada que se identifican a nivel poblacional, comunitario y ecosistémico. En Uruguay, las áreas con mayor riesgo de invasión se han identificado en la región oeste del país. Aunque se han identificado algunos métodos de control sigue siendo necesario determinar con mayor precisión los factores que limitan su regeneración y establecimiento. Comprender además la dinámica espacio-temporal de su propagación es esencial para un correcto diseño territorial de planes de control tanto a escala local, como regional y nacional. Se requiere también construir escenarios con apoyo político y social que permitan sostener estas estrategias.

Palabras clave: degradación ecosistémica, empobrecimiento de recursos, pérdida de bosque nativo, potencial invasor.

1.- Presentación de la especie

Gleditsia triacanthos es una especie leñosa perteneciente a la familia de las fabáceas. Originaria de América del Norte (USDA 2017), en estado adulto mide entre 20-30m de altura pudiendo ocasionalmente alcanzar los 50 m (CNCPP 2019) con una vida media de aproximadamente 125 años (Blair 1990). De tronco definido y copa amplia y de forma subcilíndrica, su carácter diferencial es la presencia de espinas ramificadas de entre 5 a 8 cm de longitud (CNCPP 2019). Es una especie caducifolia; florece en primavera y fructifica desde comienzos del verano a entrado el otoño (Rossi et al. 2008). Su fruto es una legumbre lineal-comprimida; presenta semillas muy duras y lisas, elipsoidales u ovals inmersas en un mesocarpio algo pulposo y dulce (Sabattini et al. 2009).

En su área de origen es usualmente una especie de baja densidad (FEIS 2019) que se localiza normalmente en climas subhúmedos (precipitación media anual de 510 mm) y húmedos (precipitación media anual mayor a los 1520 mm); tolera las bajas temperaturas, ocupando zonas con temperaturas menores a los -29°C (Blair 1990). Generalmente se desarrolla en suelos del orden Alfisol, Inceptisol y Molisol originados sobre limos o sobre planicies fluviales. Registra su mayor ocurrencia en suelos húmedos y fértiles cerca de arroyos y lagos, su crecimiento es pobre en suelos pedregosos, arcillosos y a menudo falla en suelos poco profundos (Blair 1990). Se la encuentra mayormente en zonas de alturas por debajo de los 610m, aunque alcanza alturas máximas de 1520 m. Es susceptible al ataque de varios insectos, aunque no suelen producir mortalidad, debilitan al árbol y retardan su crecimiento (Blair 1990).

La especie presenta una alta producción de frutos y semillas, gran capacidad de germinación, reproducción clonal y rápido crecimiento (Marco & Páez 2000). Las semillas son principalmente dispersadas por aves y mamíferos silvestres, aunque se ha detectado que el ganado vacuno constituye también un importante agente de dispersión que facilita además la germinación mediante escarificación (USDA 2003). En los ambientes riparios los frutos también pueden dispersarse por hidrocoría (Dinama 2014). Estas características le confieren un alto potencial de invasividad.

Puede desarrollarse en una amplia variedad de condiciones ambientales. Es muy tolerante a la sequía, tolera los suelos ácidos y las condiciones de salinidad (Blair 1990). Presenta tolerancia moderada al anegamiento, y se ha reportado que los individuos juveniles mueren o retardan su crecimiento tras más de 105 días de inundación (Hook 1984). Por otra parte, se la reconoce como una especie poco tolerante a la sombra (Grime & Jeffrey 1965), por lo que los parches con mayor disponibilidad de luz favorecen su reclutamiento (Marco & Páez 2000).

Entre los factores que facilitan el desarrollo del proceso invasivo se ha reportado a la actividad ganadera que promueve su desarrollo en bosques ribereños (Leggieri 2010) y la presencia de micorrizas que en ecosistemas montañosos del centro de Argentina favorecen su nutrición (Urcelay et al. 2017). En ecosistemas de praderas el efecto del fuego favorece el desarrollo del proceso invasivo especialmente en años lluviosos (Chaneton et al. 2004). Como limitante de su desarrollo, se ha reportado que la competencia con herbáceas reduce su sobrevivencia y crecimiento (Aranda et al. 2015) y que la infección provocada por el escarabajo exótico *Bruchidius endotuberculosis* elimina entre el 28.8 y 68% de las semillas viables de esta especie (Di-Iorio 2005). La predación de sus semillas por roedores se relaciona negativamente con la disponibilidad de alimento alternativo (semillas de herbáceas nativas y exóticas de pequeño tamaño) (Muschetto 2012).

Actualmente ha extendido su rango de distribución a nivel mundial registrándose en una amplia variedad de regiones y ambientes. Se la reconoce como invasora en España (Dana et al. 2001, Blanco et al. 2012); es considerada como invasora en Australia especialmente en suelos aluviales (Csurhes & Kriticos 1994); en Serbia es considerada como una de las principales especies invasoras (Nicolic et al. 2010), en Ucrania se la reconoce como una de las principales invasoras en campos abandonados (Sudnik-Wójcikowska et al. 2006). En Rumania se identifica como especie naturalizada vinculada fundamentalmente a los ambientes fluviales y localidades urbanas (Dorofeti et al. 2005). En Sudáfrica se la considera como naturalizada o exótica casual en diversos biomas: Sabanas, Arbustales, Arbustales xéricos, y zonas de humedales (Henderson 2007). En el bioma de pradera presenta un alto potencial como invasor (Richardson & Thuiller 2007). En el Cono Sur de Sudamérica es ampliamente reconocida como especie invasora; en Argentina ha invadido cuatro ecorregiones diferentes: el Chaco Seco, los bosques montañosos subtropicales, las praderas pampeanas, y el Espinal (Fernández et al. 2019).

Si bien se planta (o cultiva) principalmente como especie ornamental, presenta además, una amplia variedad de usos actuales y potenciales. Sus hojas y frutos presentan un alto valor energético por lo que posee importante valor forrajero (Duke 1983, Rossi et al. 2008). En tal sentido se ha sugerido su utilización como especie multipropósito en sistemas silvopastoriles de zonas templadas (Gold & Hanover 1993). Debido a su rápido crecimiento se la reconoce como especie maderable (Duke 1983, Richardson 1998). Además, ha sido plantada como cortina de viento en estepas de Ucrania (Sudnik-Wójcikowska et al. 2006). En Argentina se ha evaluado su rendimiento para generación de carbón obteniéndose en horno metálico transportable un rendimiento de 300-400 kg de carbón de buena calidad. En Uruguay se comparó la prestación energética del carbón obtenido con *G. triacanthos* y las principales marcas que se comercializan en la ciudad de Rivera concluyéndose que la capacidad calórica de esta invasora es comparable con las

mismas (Proyecto ANII ININ-1-21017-136159 2018, datos sin publicar). Su madera puede ser considerada como apta para usos de alto valor en las industrias de la construcción y del mueble (interior y exterior) (Keil et al. 2011). Es reconocida como especie comestible (Nikolić et al. 2010); sus semillas tostadas pueden utilizarse como sustituto del café (Duke 1983) y podrían utilizarse como aditivos en la industria alimentaria (Sciarini et al. 2009); además posee compuestos antioxidantes de utilidad potencial en esta industria (Cerqueira et al. 2010). Sus flores son muy apreciadas por los apicultores (Rossi et al. 2008). Tradicionalmente se le asignaba valor medicinal, los Cherokee utilizaban las vainas como remedio contra la dispepsia y el sarampión y los Delaware utilizaban el té de su corteza contra la tos ferina y otras enfermedades como la viruela y el sarampión (Duke, 1983). La medicina china también ha utilizado esta especie para el tratamiento de diversas enfermedades como sarampión, viruela, disentería, e indigestión entre otros (Zhang et al. 2016). Sus propiedades han sido reportadas para aplicaciones farmacéuticas (Avachat et al. 2011), además se discute que sus hojas presentan una potente actividad citotóxica contra las líneas celulares de cáncer de laringe, mama, cérvix, hígado y colon (Mohammed et al. 2014), y que el extracto de sus frutos presenta actividad analgésica (Saleh et al. 2016). Cabe resaltar que el uso de una especie invasora debe ser extremadamente prudente, solo llevada a cabo por personal calificado o con certificaciones ambientales exigentes y estrictas que permitan a su vez, controlar que dicha actividad solo se aplique con fines de disminuir la invasión de algún sector previamente invadido.

2.- Distribución en Uruguay

Gleditsia triacanthos se plantó en el país con fines ornamentales, de sombra y maderero (Nebel & Porcile 2006). Sin embargo, en la actualidad en Uruguay es considerada como una de las dos leñosas con mayor potencial invasivo (Nebel & Porcile 2006), siendo el bosque fluvial su ambiente preferencial (Carvajales et al. 2013). En un estudio reciente en Uruguay, a partir de los modelos de distribución de especies se detectó que las áreas más favorables para el desarrollo de este proceso invasivo presentan un patrón espacial con eje suroeste-este, donde Soriano, Colonia y Flores presentaron mayores valores de favorabilidad (Romero et al. 2017). Se detectó además que la favorabilidad a escala regional (en cuadrículas de 10 km x 10 km para todo Uruguay) aumenta con la variación en las precipitaciones y la proximidad a los núcleos urbanos y disminuye con el aumento de días con heladas y el aumento en la temperatura del mes más frío; y que, a una escala local (en parcelas de 10 x 20 m), la favorabilidad crece con la actividad agrícola y disminuye con la altura y el drenaje (Romero et al. 2017), siendo Soriano y Colonia, dos de los departamentos con mayores valores de favorabilidad, presencia de *Gleditsia triacanthos* (Fig. 1) e intensa actividad agrícola.

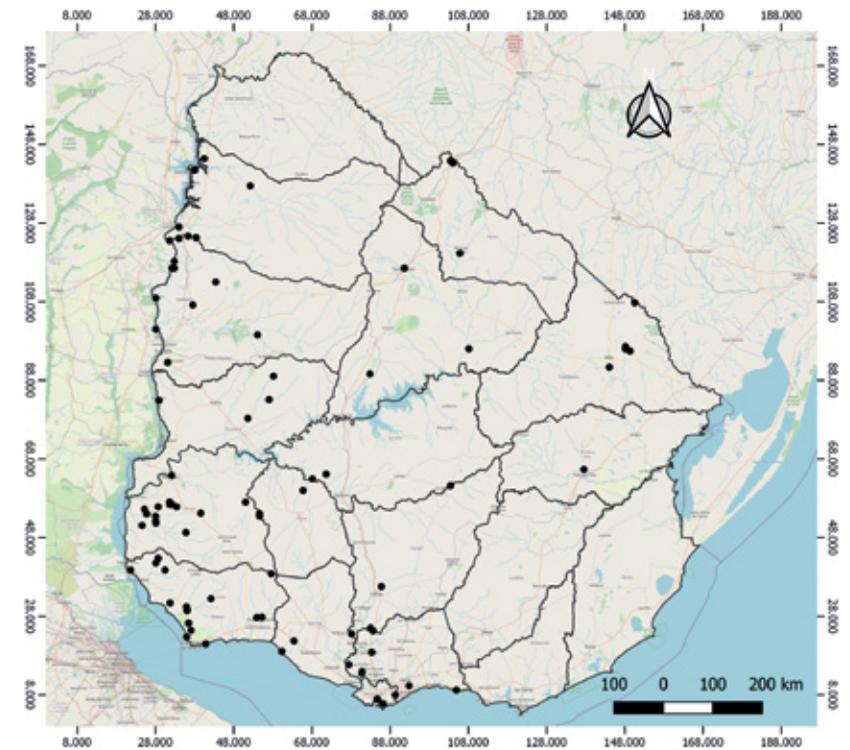


Figura 1 . Actualización de registros de *Gleditsia triacanthos* en Uruguay, en base al Inventario Forestal Nacional 2009-2010, 2011, 2014. Datos compilados por el CEEI (Iturburu et. al 2019).

3.- Impactos

El impacto más notorio de *G. triacanthos* es su capacidad de desplazamiento de las especies nativas. Este proceso ha sido reportado para bosques ribereños subtropicales andinos (Sirombra et al. 2009), para remanentes de bosques de la Provincia del Espinal en Córdoba (Lewis et al. 2006), para bosques ribereños sobre la costa del río Uruguay (Sosa et al. 2018), y en bosques ribereños próximos a la ciudad de Rivera (Traversa & Alejano 2013), donde se estimó una densidad máxima de 355 individuos/ha (Proyecto ANII ININ-1-21017-136159 2018, datos sin publicar). La invasión de esta especie afecta además a los ecosistemas de pradera, desplazando los últimos remanentes de praderas naturales en la pampa argentina (Zalba & Villamil 2002).

Por otro lado, la invasión por *G. triacanthos* en Argentina afecta también a las comunidades de aves (Badini et al. 2015, Montejano et al. 2015), a las poblaciones de roedores nativos *Myocastor coypus* (Leggieri 2010), y a las comunidades acuáticas (Giorigi et al. 2014, Vilches et al. 2014), produciendo en este último caso además la modificación del régimen térmico y lumínico disminuyendo la productividad primaria y reduciendo la diversidad de macrófitas. Por otra parte, *G. triacanthos* modifica el pH del horizonte superficial del suelo (Zalba 1987), pudiendo afectar a la fauna edáfica y en particular a los microorganismos; esta potencial alteración aún no ha sido evaluada.

Cuando las especies exóticas establecidas en un ambiente difieren en sus características morfo-funcionales de las nativas y se constituyen en la especie dominante, pueden desencadenar una serie de afectaciones que acaben alterando de forma relevante a los procesos ecosistémicos (Furey et al. 2014). En este sentido se ha reportado que *G. triacanthos* afecta la tasa de descomposición y por tanto al ciclo de nutrientes mediante modificaciones en la composición del mantillo (Furey et al. 2014, Gantes et al. 2011). Por otro lado, la vegetación riparia cumple la función de estabilizar el banco fluvial (Gurnell 2014), por lo que su desplazamiento por especies invasoras podría afectar a los procesos geomorfológicos. En dicha línea, en el Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay, la estructura del bosque ribereño nativo sobre la costa del río Uruguay (Fig. 2.a) disminuye la velocidad de la corriente protegiendo de la erosión al banco fluvial. Sin embargo, se ha observado un grado de erosión relevante en las zonas ocupadas por *G. triacanthos* que podría asociarse a la falta de una barrera natural debido a la estructura fustal de esta especie (Fig 2.b). Aún desconocemos el alcance que a largo plazo este proceso invasivo podría tener sobre los procesos geomorfológicos.

4.- Medidas de control/mitigación

La invasión de *Gleditsia triacanthos* fue tradicionalmente tratada utilizando el herbicida TOGAR BT (principios activos Triclopir y Picloran), que se aplicaba sobre la base de los individuos previamente cortados con motosierra. Este método fue considerado como de riesgo toxicológico (DiMarzio et al. 2009). A los efectos de minimizar este riesgo se evaluó la aplicación de herbicida con perforación de tronco y posterior tapado, encontrándose que los niveles de mortalidad luego de dos años de la aplicación superaron el 60% (Sosa et al. 2015). El método de control no afectó la abundancia ni el número de géneros de especies nativas en el estrato de regeneración. En tal sentido se postuló que resulta viable implementar un programa de control químico para esta especie (Sosa et al. 2015).

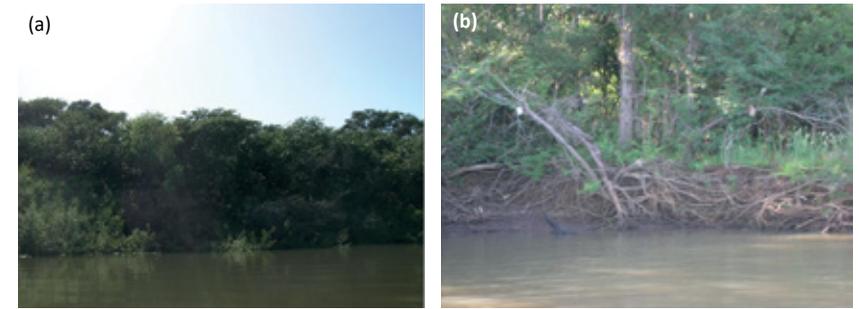


Figura 2 . Vegetación riparia en la costa del río Uruguay: (a) bosque nativo; (b) bosque invadido por *Gleditsia triacanthos* y proceso erosivo asociado.

La tala se presenta como otra alternativa en este sentido. Durante un ensayo realizado en un monte invadido en la ciudad de Rivera, se realizó la tala de 0.5 ha de monte en octubre de 2018. Tras cinco meses, el monte se había regenerado completamente conformando un nuevo estrato de dosel en el entorno de dos metros de altura (Proyecto ANII ININ-1-21017-136159 2018, datos sin publicar). Estos resultados resaltan la importancia de identificar técnicas que limiten su regeneración tras el control, y permitan la restauración del área invadida. Por otra parte, cabe destacar que siempre que sea posible habría que evitar el establecimiento de la especie invasora y el inicio de su fase de propagación como medida clave en la gestión y control de una especie invasora, ya que requiere menos recursos (Wittenberg & Crook 2001), y tiene más posibilidades de éxito. Una vez establecida la invasión en un territorio, el principal insumo técnico lo constituye el desarrollo de una estrategia territorial para su control, en la que comprender la dinámica espacio-temporal del proceso invasivo constituye un elemento clave. Para viabilizar un programa de control y/o restauración será necesario construir escenarios con apoyo político y social que puedan sostenerlo a largo plazo. Las acciones puntuales pueden contribuir a la generación de conocimiento para optimizar y diseñar estrategias de control, pero su instrumentación efectiva y posibilidades de éxito debe entenderse y tratarse como un proceso de mediano-largo plazo.

5.- Temas prioritarios de investigación para la gestión de la especie

Como se ha comentado, el proceso invasivo de *G. triacanthos* presenta el potencial de desplazar completamente a la flora nativa desencadenando efectos en cascada a nivel poblacional, comunitario y ecosistémico. En tal sentido resulta prioritario desarrollar acciones que, en primer lugar, eviten el establecimiento de esta especie, y, en segundo, controlen el avance de este proceso invasivo. La iden-

tificación de áreas prioritarias para el control y la restauración son reconocidas internacionalmente como la primera etapa en la definición de un programa de control y/o restauración efectivo (Wittenberg & Crook 2001; UICN, 2014). En lo que refiere al control de exóticas existe un amplio consenso en priorizar las zonas en las cuales el proceso invasivo no se ha consolidado aún. En esta línea, se ha desarrollado una metodología para la zonificación del nivel de avance del proceso invasivo a escala local (Sosa et al. 2018), pero resulta necesario ampliar dicha zonificación a una escala regional y nacional.

Si bien existen métodos químicos de control viables para tratar el proceso invasivo de *G. triacanthos*, se debiera profundizar el análisis de las curvas dosis-respuesta para maximizar el éxito de las medidas de control, reduciendo el uso de insumos y los tiempos de operación. Por otro lado, comprender la dinámica espacio-temporal de este proceso invasivo permitiría dirigir las estrategias de control a los territorios de propagación limitando su avance y por tanto aumentando la efectividad y minimizando los costos.

Debido a la rápida capacidad de crecimiento de esta especie y a su alto potencial de desplazamiento de las especies nativas, es prioritario identificar métodos y especies que pudieran competir y desplazar a la invasora.

En Uruguay es incipiente el avance sobre la generación de escenarios que aseguren la continuidad temporal de un programa de control. Sin embargo, es necesario destacar que si las acciones de control cesan, el proceso invasivo de *G. triacanthos* continuará por lo que se descapitalizarán los recursos inicialmente invertidos. La construcción de los mencionados escenarios requiere necesariamente de la elaboración de proyectos económicamente viables y socio-culturalmente apropiables. Por tanto, el desarrollo de programas efectivos para el control de exóticas requiere de información ecológica pero también del análisis económico y socio-cultural en el que deben intervenir además diversas instituciones y actores sociales. En tal sentido, la investigación para la elaboración de un programa de control de especies exóticas se inscribe en el marco de la investigación orientada a la resolución de problemas, atendiendo a: (1) elaborar un modelo causal del problema, (2) identificar los conflictos de valores e intereses relevantes en torno al problema, (3) identificar posibles soluciones dadas las limitantes y opciones posibles del contexto (Kueffer & Hadorn 2008), (4) identificar y evaluar (social, económica y tecnológica) las posibilidades de utilización de *G. triacanthos* como fuente de recursos a escala local. El desarrollo de este tipo de abordajes, que enfoque en forma integrada el problema, constituye el principal desafío de investigación, intentando superar el ámbito estrictamente académico.

En síntesis, la invasión de *G. triacanthos* en diversos ambientes y regiones de Uruguay, pero principalmente en los montes riparios y planicies de inundación, constituye un problema ambiental reciente pero importante en el país. La investigación realizada hasta el momento permite dimensionar la gravedad del problema y especialmente la alta tasa de crecimiento del proceso invasivo. También es posible afirmar, a partir de los resultados de las evaluaciones a escala nacional y los escenarios construidos, que aún estamos en las fases “tempranas” del proceso invasivo y por tanto aún es posible diseñar sistemas de control que permitan detener el avance de la invasión de *G. triacanthos* en el territorio.

6.- Agradecimiento

Dr. David Romero es un investigador posdoctoral financiado por la Comisión Académica de Posgrado (CAP) de la Universidad de la República.

Bibliografía

- Aranda M, Tognetti P & Mazia N (2015). Grass competition surpasses the effect of defoliation on a woody plant invader. *Acta Oecologica* 68:37–42.
- Avachat A, Dash R & Shrotriya S (2011). Recent Investigations of Plant Based Natural Gums, Mucilages and Resins in Novel Drug Delivery Systems. *Indian Journal of Pharmaceutical Education and Research*. 45(1):86-99.
- Badini J, Ferrer D, Giovanola C, Perasso M & Vallejo P (2015). XVI Reunión Argentina de Ornitología. Libro de Resúmenes. La Plata, Buenos Aires, Argentina
- Blair R (1990). *Gleditsia triacanthos* L. Honeylocust. *Silvics of North America*. En: *Silvics of North America*. Volume 2. Hard Woods. Coordinadores técnicos. Russell M. Burns and Barbara H. Honkala. Handbook 654. United States Department of Agriculture. Forest Service Agriculture.
- Blanco J, Vázquez FM, García D, Márquez F & Palacios MJ (2012). Flora del listado y catálogo español de especies exóticas invasoras presentes en la Comunidad Autónoma de Extremadura. *EI Notas Científicas* 5:80–82.
- Carvajales A (2013). Modelos de distribución de la acacia invasora *Gleditsia triacanthos* como herramienta para su gestión. Tesis de grado Licenciatura en Ciencias Biológicas. Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio. Facultad de Ciencias, UdelAR.
- Cerqueira M, Souza B, Martins J, Teixeira J & Vicente A (2010). Seed extracts of *Gleditsia triacanthos*: Functional properties evaluation and incorporation into galactomannan films. *Food Research International* 43: 2031–2038.
- Chaneton E, Mazia C, Machera M, Uchitel A & Ghersa C (2004). Establishment of Honey Locust (*Gleditsia triacanthos*) in Burned Pampean Grasslands. *Weed Technology*, 18:1325-1329.

CNCP Center for New Crops & Plant Products (2019). Purdue University. *Gleditsia triacanthos* L. https://hort.purdue.edu/newcrop/duke_energy/Gleditsia_triacanthos.html#Uses

Csurhes S & Kriticos D (1994). *Gleditsia triacanthos* L. (Caesalpiniaceae), another thorny, exotic fodder tree gone wild. *Plant Protection. Quarterly*. 9 (3): 101–105.

Dana E, Cerillo MI, Sanz Elorza M, Sobrino E & Mota JF (2001). Contribución al conocimiento de las xenófitas en España: catálogo provisional de la flora alóctona de Almería. *Acta Botánica Malacitana* 26: 267–276.

DINAMA, Dirección Nacional de Medio Ambiente (2016). Plan de restauración de ecosistemas con participación ciudadana. Documento de Trabajo. División Biodiversidad.

DINAMA, Dirección Nacional de Medio Ambiente (2014). Plan de Manejo del Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay. Dirección Nacional de Medio Ambiente. División Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Uruguay

Di-Iorio OR (2005). An Asian species of Bruchinae (Coleoptera: Chrysomelidae) developing in the seeds of *Gleditsia triacanthos* L. (Caesalpiniaceae) in Argentina. *Agrociencia* 39: 327–337.

Di Marzio W, Sáenz ME, Alberdi J, Fortunato N, Tangorra M, Capello V, Tortorelli M & Ambrini G (2009). Estrategia de manejo de acacia negra (*Gleditsia triacanthos*) en la cuenca del río Luján. Evaluación ecotoxicológica del herbicida Togar BT. *Revista Argentina de Ecotoxicología y Contaminación Ambiental* 1: 1–7.

Doroftai M, Mierla M & Marinov M (2009). Ecology of some alien plant species in Danube Delta. *Ovidius University Annals of Natural Sciences, Biology – Ecology Series* 9: 1–4.

FCA y F (2017). Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad Nacional de la Plata. Nuevo Curso de Elaboración de Carbón Vegetal. <https://www.agro.unlp.edu.ar/novedad/nuevo-curso-de-elaboracion-de-carbon-vegetal>

FEIS (2019). Fire effects Information Systems. United States Department of Agriculture. United States Forest Service. Index of species information. Species *Gleditsia triacanthos* <https://www.fs.fed.us/database/feis/plants/tree/gletri/all.html>

Fernandez R, Ceballos S, Malizia A & Aragón R (2017). *Gleditsia triacanthos* (Fabaceae) in Argentina: a Review of its invasion. *Australian Journal of Botany* 65(3): 203-213.

Furey C, Tecco PA, Pérez-Harguindeguy N, Giorgis M. & Grossi M (2014). The importance of native and exotic plant identity and dominance on decomposition patterns in mountain woodlands of central Argentina. *Acta Oecologica* 54, 13–20.

Gantes P, Marano A, Rigacci L (2011) Changes in the decomposition process associated with the invasion of *Gleditsia triacanthos* (honey locust) in pampean streams (Buenos Aires, Argentina). *Journal of Freshwater Ecology* 26: 481–494.

Giorgi A, Vilches C, Rodríguez Castro MC, Zunino E, Debandi J, Kravetz S & Torremorell A (2014): Efecto de la invasión de Acacia negra (*Gleditsia triacanthos* L. (Fabaceae)) sobre la temperatura, luz, metabolismo de un arroyo pampeano. *Acta Biológica Colombiana* 19: 99-106.

Gold M & Hanover J (1993): Honeylocust (*Gleditsia triacanthos*), a multipurpose tree for the temperate zone. *The international tree crops journal* 7: 189-207.

Grime J & Jeffrey D (1965). Seedling establishment in vertical gradients of sunlight. *Journal of Ecology* 53 (3): 621-642.

Gurnell A (2014). Plants as river system engineers. *Earth Surface Processes Landforms* 39 (1): 4-25.

Henderson L (2007). Invasive, naturalized and casual alien plants in southern Africa: a summary based on the Southern African Plant Invaders Atlas (SAPIA). *Bothalia* 37(2): 215-248.

Hook D (1984). Waterlogging tolerance of lowland tree species of the south. *South. Journal of Applied Forestry* 8(3): 136–149.

Iturburu M, Porcile JF & García de Souza ML (2019). Indicadores de presencia de especies exóticas invasoras vegetales de Uruguay: Mapas con registros georeferenciados 2019. CEEI/MVOTMA. Montevideo. ISBN 978-9915-9331-7-7.

Keil G, Spavento E, Murace M & Millanes A (2011). Acacia blanca (*Robinia pseudoacacia* L.) y acacia negra (*Gleditsia triacanthos* L.): aspectos tecnológicos relacionados al empleo en productos de madera maciza. *Forest Systems* 20(1): 21-26.

Kueffer C & Hadorn G (2008). How to Achieve Effectiveness in Problem-Oriented Landscape Research: The Example of Research on Biotic Invasions. *Living Reviews in Landscape Research*. 2. [Online Article]: <http://www.livingreviews.org/lrlr-2008-2>

Leggieri L (2010). Invasión de *Gleditsia triacanthos* en los corredores de los sistemas fluviales de la Pampa Ondulada y su efecto sobre la distribución de *Myocastor coypus*. *Ecología Austral* 20: 201–208.

Macció G (2005). Plantación de especies nativas del Uruguay. Un estudio de caso. En: Seminario Compartiendo conocimientos sobre el monte indígena. Grupo Guayubira. <http://www.guayubira.org.uy/2005/10/plantacion-de-especies-nativas-del-uruguay-un-estudio-de-caso/>

Mander U & Kuusemets V (2005). Purification processes, ecological functions, planning and design of riparian buffer zones in agricultural watersheds. *Ecological Engineering* 24: 421–432.

Marco D & Páez S (2000). Invasion of *Gleditsia triacanthos* in *Lithraea ternifolia* montane forests of central Argentina. *Environmental Management* 26(4): 409–419.

Mohammed R, Abou Zeid A, El Hawary S, Sleem A & Ashour W (2014). Flavonoid constituents, cytotoxic and antioxidant activities of *Gleditsia triacanthos* L. leaves. *Saudi Journal of Biological Sciences* 2: 547–553.

Montejano F, Barri F & Peluc S (2015). Variación en el ensamble de aves a lo largo de un gradiente de invasión por especies leñosas exóticas en un área natural protegida de Córdoba. XVI Reunión Argentina de Ornitología. Libro de Resúmenes. Pp 121. La Plata, Buenos Aires, Argentina.

Muschetto E (2012). Efectos de la granívora/ herbivoría sobre la invasión de especies leñosas en pastizales de la pampa interior. Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Exactas y Naturales.

Nikolić B, Batos B, Dražić D, Veselinovic M, Jovic D, Golubovic-Ćurguz V (2010) The invasive and potentially invasive woody species in the forests of Belgrade (Serbia). In 'International scientific conference: forest ecosystems and climate changes. Proceedings (1):9-20. (Institute of Forestry: Belgrade, Serbia).

Leggieri L (2010). Invasión de *Gleditsia triacanthos* en los corredores de los sistemas fluviales de la Pampa Ondulada y su efecto sobre la distribución de *Myocastor coypus*. *Ecología Austral* 20:201-208.

Lewis J, Prado D & Barberis I (2006). Los remanentes de bosques del Espinal en la Provincia de Córdoba. En: A Brown, U Martínez Ortiz, M Acerbi & J Corcuera (eds). *La situación ambiental argentina: 2005*. pp. 254–260. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.

Proyecto ANII ININ-1-21017-136159 2018. (2018). “Acacia Negra: Utilización de una especie invasora leñosa como fuente laboral para grupos vulnerables de Rivera” Coordinador: Marcel Achkar.

Richardson D (1998). *Forestry Trees as Invasive Aliens*. *Conservation Biology* 12 (1): 18–26.

Richardson D & Thuiller W (2007). Home away from home – objective mapping of highrisk source areas for plant introductions. *Diversity and Distributions* 13(3): 299–312.

Romer D, Ugalde S, Sosa B & Guerrero J (2017). Zonas de riesgo de invasión de *Gleditsia triacanthos* en Uruguay: factores relevantes desde la combinación de la resolución regional y local. En: Brazeiro A (ed). *Recientes avances en investigación para la gestión y conservación del bosque nativo de Uruguay*. Facultad de Ciencias, MGAP, BMEL.

Rossi CA, González GL & Torrá E. (2008). Evaluación forrajera de hojas y frutos de “Acacia negra” (*Gleditsia triacanthos* L.). *Comunicación. Revista Argentina de Producción Animal* 28 (1): 349-543.

Sabattini R, Ledesma S, Fontana E & Diez J (2009). Revisión crítica de “Acacia Negra” *Gleditsia triacanthos*: Leñosa invasora de los sistemas productivos en Argentina. *DowAgroSciences* http://www.dowagro.com/ar/lineadepasturas/trabajos/acacia_negra.htm

Saleh D, Kassem I & Melek F (2015). Analgesic activity of *Gleditsia triacanthos* methanolic fruit extract and its saponin-containing fraction. *Pharmaceutical Biology*. 54(4): 576–580.

Sciarini L, Maldonado F, Ribotta P, Pérez G & León A. (2009). Chemical composition and functional properties of *Gleditsia triacanthos* gum. *Food Hydrocolloids* 23: 306–313.

Sirombra, M & Mesa, L. (2010) Composición florística y distribución de los bosques ribereños subtropicales andinos del Río Lules, Tucumán, Argentina. *Revista de Biología Tropical* 58 (1): 499-510.

Sosa B, Caballero N, Carvajales A, Fernández G, Mello A & Achkar M (2015). Control de *Gleditsia triacanthos* en el Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay. *Ecología Austral* 25(3):158-278.

Sosa B, Romero D, Fernández G & Achkar M (2018). Spatial analysis to identify invasion colonization strategies and management priorities in riparian ecosystems. *Forest Ecology and Management* 411(1):195-202.

Sudnik-Wójcikowska B, Moysiyenko I & Slim PA (2006). Dynamics of the flora of windbreaks in the agricultural landscape of steppes in southern Ukraine. *Biodiversity Research and Conservation* 2: 77–81.

Traversa-Tejero I & Alejano-Monge D (2013). Caracterización, distribución y manejo de los bosques nativos en el norte de Uruguay. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84: 249-262.

UICN y WRI (2014). Guía sobre la Metodología de evaluación de oportunidades de restauración (ROAM): Evaluación de las oportunidades de restauración del paisaje forestal a nivel nacional o subnacional. Documento de trabajo (edición de prueba). Gland, Suiza: UICN. 125 pp.

USDA (2003). United States Department of Agriculture, Natural Resource Conservation Service. Plant Guide. Honey Locust. *Gleditsia triacanthos* L. http://plants.usda.gov/plantguide/pdf/pg_gltr.pdf.

Urcelay C, Longo S, Geml J, Nouhra E & Tecco P (2017). El papel de los hongos micorrícicos en la expansión altitudinal de leñosas exóticas invasoras en el centro de Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica. XXXVI Jornadas Argentinas de Botánica*. Vol 52. Córdoba Argentina.

Vilches C, Torremorell A, Debandi J, Rodríguez Castro MC, Rigacci L, Zunino E, Kravetz S & Giorgi A (2014). Efecto de la invasión de acacia negra (*Gleditsia triacanthos* L.) sobre arroyos pampeanos. *Biología Acuática* 30: 241–248

Wittenberg R & Cock MJW (eds) (2001). *Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices*. CAB International, Wallingford.

Zalba P & Peinemann N (1987). Efecto de algunas especies forestales sobre ciertas propiedades físico-químicas del suelo. *Ciencia del suelo* 5(1):73-76.

Zalba S & Villamil C (2002). Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biological Invasions* 4: 55–72.

Zhang JP, Tian XH, Yang YX, Liu QX, Wang Q, Chen LP, Li HL & Zhang WD (2016). *Gleditsia* species: An ethnomedical, phytochemical and pharmacological review. *Journal of Ethnopharmacology* 178 (3):155-171.



Flores de Tojo, *Ulex europaeus* - Zapateira

Cita recomendada: Balero R (2021): Control de tojo: ¿desafío o utopía? En: Brazeiro A, Bresciano D, Brugnoli E & Iturburu M (eds): *Especies exóticas invasoras de Uruguay: distribución, impactos socioambientales y estrategias de gestión*. Pp. 105-113. Retema-UdelaR/CEEI, Ministerio de Ambiente, Montevideo.

CAPÍTULO 6

Control de tojo: ¿desafío o utopía?

Raquel Balero Prende

MGAP – Dirección General Forestal. rbalero@mgap.gob.uy

Resumen

A lo largo del tiempo las actividades del ser humano han favorecido el movimiento de las especies fuera de su rango de distribución natural, muchas de las cuales logran establecerse permanentemente, pudiendo llegar a ser altamente abundantes y volverse dominantes en el nuevo ambiente. El resultado de esta propagación es la invasión biológica de la especie que puede presentar diversas consecuencias económicas, ambientales y sociales. La amplia presencia de matorrales de tojo (*Ulex europaeus* L.) en algunas zonas del Uruguay es un claro ejemplo de este tipo de invasiones. Es una especie que se caracteriza por tener alta capacidad reproductiva, realizar fijación biológica de nitrógeno, producir un banco abundante de semillas, presentar plasticidad fenotípica y prosperar en sitios perturbados donde no tiene competencia. El desconocimiento de la especie y/o la aplicación de prácticas no adecuadas de manejo han contribuido con su dispersión, convirtiéndose en una seria amenaza para las comunidades y poblaciones de especies nativas, ya que alteran los ecosistemas y la disponibilidad de recursos. Asimismo, genera importantes pérdidas económicas por su difícil control y la disminución de superficie productiva.

Palabras clave: especie invasora, invasión, *Ulex europaeus*.

1.- Presentación de la especie

Ulex europaeus conocido comúnmente como tojo o toyo, es originario de Europa centro-occidental y del norte de África, pudiéndose encontrar en las costas de Dinamarca y Alemania, en las tierras bajas del oeste de Gran Bretaña, Francia, España, Portugal, Italia y Argelia. Fuera de su área de distribución natural se encuentra en Nueva Zelanda, Australia y en las costas este y oeste del continente americano (Doll et al. 1997; citado por Balero & Gándara 2003).

Es una especie perteneciente a la familia de las leguminosas, perenne, leñosa, de hábito arbustivo, cuya altura promedio se encuentra entre 1 a 3 m, pudiéndose encontrar alturas mayores en tojales añosos. De ramificación abierta o compacta, con hojas y tallo espinosos, ramas jóvenes con indumento doble, espinas primarias de hasta 4 cm, rectas o algo arqueadas, las secundarias y terciarias a menudo cerca de la base de las primarias (Ramírez et al. 1988, Davies et al. 2000, Davies et al. 2005, Mgidi et al. 2007; citados por Muñoz, 2009). Las hojas son alternas, sin estípulas, trifoliadas y pecioladas en las plantas más jóvenes pero que en las maduras se reducen a filodios de 5 – 12 cm, lanceolado-lineares a triangulares, rígidos y espinosos.

Las flores aparecen en inflorescencias racemiformes o paniculiformes sobre las espinas primarias y a veces sobre las secundarias, son hermafroditas e irregulares, de color amarillo. El fruto es una legumbre de 11-20 mm de largo por 5,5 mm de ancho, pilosa, con un número de semillas variable entre 2 – 8. Las semillas son triangulares, comprimidas lateralmente y ligeramente asimétricas, son de color verdoso, pardo o negruzco al madurar, lisas y brillantes (Cubas & Pardo 1988, citados por Ocampo et al. 2017).

El sistema radicular está conformado por una raíz principal de reserva, raíces laterales y adventicias. Se caracteriza por ser fibroso, superficial, con órganos de reserva no muy desarrollados, condición que se da en la mayoría de los suelos. De la raíz principal se extienden raíces laterales que alcanzan más de 5 cm de profundidad.

El tojo logra su éxito debido, entre otros atributos, a presentar una tasa elevada de crecimiento, que le permite formar matorrales densos e impenetrables, pudiendo producir hasta 6000 kg.ha⁻¹.año⁻¹ de materia seca, con una tasa anual de acumulación de nitrógeno que varía de 100 a 200 kg.ha⁻¹. Estas características permiten a la especie superar, en algunos casos, la producción de biomasa en pasturas fertilizadas y bien manejadas (Egunjobi 1971; citado por Hoshovsky 1989).

Se destaca por su alta capacidad de floración, en nuestras condiciones con picos importantes en primavera y otoño, pudiendo presentar flor en cualquier época del año. También es trascendente su fructificación y producción de semillas, las cua-



Figura 1. Vista general de una zona invadida por tojo.

les tienen una dura capa que les permite resistir el agua, manteniendo así niveles de dormancia en el suelo por sobre los 30 años (CRC 2003, Cooperative Research Centre, GOERT 2003, Garry Oak Ecosystems Recovery Team; citados por Muñoz 2009). Las semillas pueden ser liberadas en condiciones húmedas o calurosas y estimuladas para germinar mediante perturbaciones mecánicas o quemas. También es importante la propagación vegetativa a partir de segmentos de los tallos. Además, presenta capacidad de rebrote en sus raíces aún luego de haber sufrido severos tratamientos para su control (Balero & Gándara 2003).

2.- Distribución en Uruguay

En Uruguay, al igual que en otros países, el tojo fue introducido como especie ornamental y para cercos vivos. Los cambios en el uso de la tierra, especialmente la conversión de terrenos pastoriles a la forestación y la disminución de la cantidad de ovinos pueden, en un principio, explicar el aumento de la superficie ocupada por esta planta en algunos puntos del país. En la actualidad, esta situación se ha extendido a otras zonas predominantemente perturbadas o con suelos empobrecidos.



Figura 2. Floración de primavera con alta producción de frutos.

La Dirección General de Servicios Agrícolas (DGSA) del MGAP realizó un relevamiento preliminar del tojo, donde se registró su presencia al transitar por rutas y caminos, pudiendo constatarse situaciones relevantes de avance en algunas zonas del país (Fig. 3).

3.- Impactos económicos y socioambientales

La presencia de grandes matorrales (tojales) genera disminución de la superficie productiva, empobrecimiento de los suelos, desplazamiento de especies nativas y, como consecuencia directa, pérdida de biodiversidad (Krause et al. 1988, citado por Clements 2001). También resulta compleja la reforestación con especies nativas de áreas cubiertas por la especie, así como el manejo de las plantaciones forestales. Además, su naturaleza altamente inflamable generada por la combinación de la materia seca muerta con el aceite producido por la planta aumenta el riesgo de incendio.

Por otro lado, la presencia de estos densos matorrales puede condicionar el trabajo de diferentes actores institucionales, por ejemplo, suele ocupar bordes de caminos o rutas nacionales, dificulta el acceso a columnas del tendido eléctrico o telefónico que afecta las actividades de mantenimiento o reparación. Como ejemplo de los costos asociados al manejo de tojo, la OSE debe realizar controles

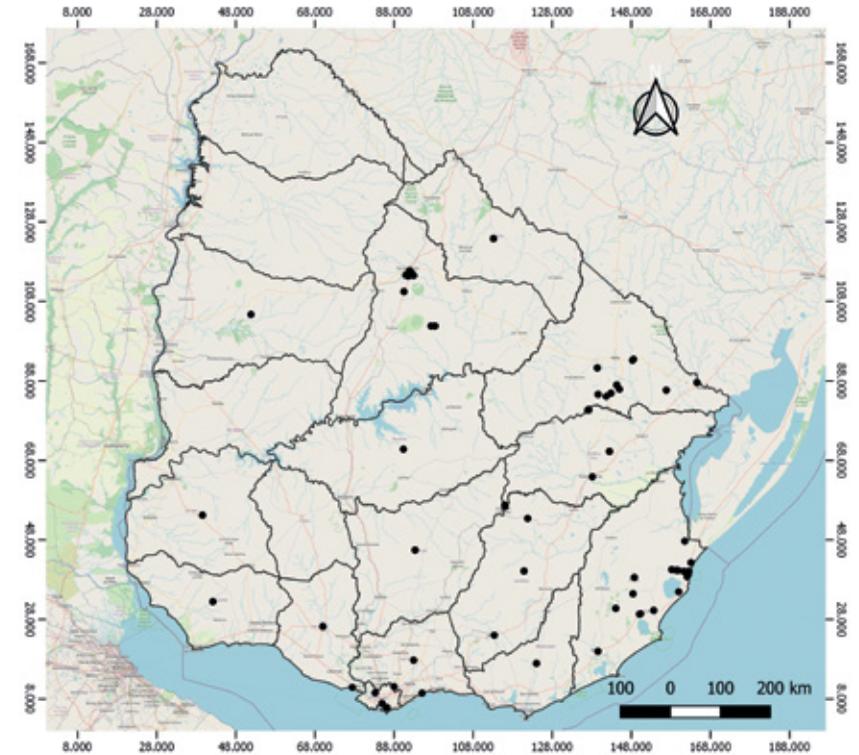


Figura 3. Relevamiento de tojo en el país. Los puntos indican los sitios donde se identificó la presencia de la especie invasora. Datos compilados por el CEEI. Iturburu et al. (2019)

descriptos como permanentes y muy costosos en el predio donde se ubica la usina de Batlle y Ordóñez en el Departamento de Lavalleja. Se establece que, en ese caso, cada 4-5 meses es necesario contratar un tractor y chirquera por un monto aproximado de U\$S 500.ha⁻¹ (Ubaldo Rivero com. pers., 13/12/19).

Estos impactos, que se pueden identificar como interferencia en el uso y aprovechamiento del suelo, dificultades en el control y limpieza de los campos y afectación del valor inmobiliario de la tierra, provocan un encarecimiento de los costos e importantes pérdidas económicas. Asimismo, la presencia de los matorrales genera cambios en la fisonomía del paisaje y pérdidas de servicios ecosistémicos en muchos lugares, generando serias consecuencias ambientales y sociales (Cerdeira et al. 2017).

4.- Medidas de control

La presencia de tojo representa un problema para muchos productores ya que los obliga a realizar esfuerzos económicos y humanos en las actividades de control que deben llevar adelante para impedir el avance de la invasión. En Uruguay las experiencias de control se encuentran asociadas a la implementación de proyectos y a predios particulares predominantemente forestales.

Las características de la planta y su comportamiento invasor hacen que una vez extendida sea muy difícil de controlar. Partiendo de esta base se debe intentar controlar la especie de una forma integrada, para optimizar los resultados de los diversos tipos de control disponibles. La estrategia va a estar condicionada por la situación del área infestada, las características del lugar y los recursos que se dispongan. Tomando en cuenta estas consideraciones se elaborará un plan de trabajo que debe ser sostenido en el tiempo, el control es un objetivo tangible y posible para la mayoría de los casos.

Bajo este contexto, el manejo de tojales establecidos que ocupan grandes superficies implica reducir la biomasa aérea, mediante corte mecánico o quema, en primera instancia, que afecta los atributos competitivos de la planta y genera condiciones para la aparición de especies herbáceas forrajeras como gramíneas y leguminosas.

El corte mecánico es no selectivo y puede dañar vegetación deseable. Su uso puede ser limitado en terrenos con obstáculos (tales como rocosidad, pedregosidad), pendientes mayores a 30%, y en suelos susceptibles a la compactación y a la erosión. Asimismo, es un control de alto costo económico.

La quema controlada logra reducir la biomasa y el banco de semillas, y si bien puede promover la germinación, también destruye las semillas que aún están en las legumbres de la planta. Este manejo reduce la abundancia de plántulas y el número de tratamientos a aplicar en años posteriores para agotar el banco de semillas (Hoshovsky 1989, King et al. 1996, citado por Duhart 2012). El fuego también puede provocar cambios en las propiedades químicas del suelo, lo que puede incidir en el desarrollo de la cobertura vegetal total. Debido a los riesgos potenciales que implica, la quema no se puede aplicar en predios forestados ni en las proximidades del bosque nativo. Esta medida de manejo se justifica por ser rápida y económica, no obstante, por sí misma no controla un tojal establecido, y al igual que el corte mecánico, debe complementarse con otro tipo de control según la situación que se enfrente (Balero & Gándara 2003).

En zonas de difícil acceso, con pendiente pronunciada, bordes de cañadas, franjas riparias, alambrados etc., el método más recomendable es el control manual. También es deseable la aplicación del mismo en los casos que se presenten plantas aisladas o en pequeños grupos; donde además es importante el arrancado de raíz.

Estas opciones de control físico pueden ser combinadas en un mismo predio, pero deben ser complementadas con control químico, pastoreo y/o control cultural. Es importante realizar control integrado, las medidas aisladas de manejo no resultarán en el mediano plazo.

A la hora de aplicar control químico, en la elección del herbicida debe considerarse: la baja toxicidad, el bajo poder residual, la efectividad sobre la especie objetivo y la prudencia en su aplicación.

Las aplicaciones generalizadas no son muy convenientes porque eliminarán gran parte de las especies nativas, las cuales poseen la capacidad de competir con malezas exóticas (Hoshovsky 1989, citado por Balero et al. 2003). Esta forma de control se recomienda únicamente cuando sea necesario, por ejemplo, en lugares donde la infestación sea muy densa y extensa o cuando eventualmente deban secarse los tojales previamente a una quema. También puede emplearse en la remoción de plantas adultas de manera de reducir el aporte de semillas al suelo (Hoshovsky 1989, Biointegral Research Center 2000, citados por Balero et al. 2003)

La aplicación concentrada o selectiva es de aplicación manual y se restringe a plantas objetivo, sin impactar en plantas u otros organismos deseables. El tratamiento al tocón cortado es la técnica que en la práctica ha logrado buenos resultados.

Por otra parte, un manejo adecuado del pastoreo en franjas, en sitios que han sido tratados con herbicida previamente, obliga a una continua remoción de ápices y rebrotes por parte de los animales, con lo cual evita el desarrollo de las plantas y produce un debilitamiento gradual de las estructuras subterráneas de la planta. Todas estas condiciones contribuyen a disminuir el aporte de semillas al suelo. Además, una alta carga animal evita el crecimiento y desarrollo de nuevas plántulas, ya sea a través de la herbivoría como del pisoteo.

Las medidas culturales seleccionadas adecuadamente permitirán mantener y maximizar la competitividad de especies nativas y sembradas. Por ejemplo, la elección de especies a sembrar, fechas de siembra, óptimas implantaciones, manejo de los pastoreos y fertilizaciones constituyen una importante barrera no generando espacios para la colonización de la invasora.

En un reciente estudio, Arocena & De León (2018) analizaron la problemática de la invasión por tojo en predios forestales en Uruguay, particularmente para la zona sur-este del país (Maldonado, Rocha y Lavalleja), correspondiendo a los suelos de prioridad forestal del grupo 2 de la clasificación CONEAT. Se trata de zonas de sierras y suelos pedregosos con uso agrícola muy restringido, con predominio de producción forestal y ganadera. Además de registrar su presencia en los predios, se la observó asociada a alambrados y bordes de caminos. En este sentido debería ser parte de una estrategia integrada de control, contemplar este tipo de

situaciones que habitualmente se dan en los caminos vecinales, vía importante de dispersión de las semillas.

5.- Temas prioritarios de investigación para la gestión de la especie

Se propone dentro de los temas prioritarios de investigación para la gestión de *Ulex europaeus*:

- Evaluación del estado sucesional actual de las áreas controladas.
- Conocer cuál de las estrategias sexual o asexual colabora más en el crecimiento de sus poblaciones.
- Realizar una estratificación por categoría de edades y estudiar cómo es su comportamiento invasor en pastizales.



Figura 4. Tojal asociado a una plantación forestal.

Bibliografía

Arocena I & De León A (2018). Sistematización de experiencias de control de *Ulex europaeus* L. (tojo) en la región este del país. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Facultad de Agronomía. Material no publicado.

Balero R & Gándara J (2003). Respuesta de *Ulex europaeus* L. a la quema controlada. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay, Facultad de Agronomía.

Cerda C, Cruz G, Skewes O, Araos A, Tapia P, Baeriswyl F & Critican P (2017). Especies exóticas invasoras en Chile como un problema económico: valoración preliminar de impactos. Revista Chagual 15:12-22. 2017.

Clements D, Peterson D & Prasad R (2001). The biology of Canadian weeds. 112. *Ulex europaeus* L. Canadian Journal of Plant Science 81: 325-337.

Duhart K (2012). Estudio de la composición de alcaloides de *Ulex europaeus* L. (fabaceae) en Chile y su actividad biológica. Tesis (Magister en Ciencias, mención Botánica) Chile, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas.

Hoshovsky M (1989). Element Stewardship Abstract for *Ulex europaeus*. Disponible en: <http://tncweeds.ucdavis.edu/esadocs/documnts/ulexerop.pdf>.

Iturburu M, Porcile JF & García de Souza ML (2019). Indicadores de presencia de especies exóticas invasoras vegetales de Uruguay: Mapas con registros georeferenciados 2019. CEEI/MVOTMA. Montevideo. ISBN 978-9915-9331-7-7.

MGAP-DGSA (2017). Relevamiento Tojo 2017. Disponible en: <http://www.mgap.gub.uy/noticia/unidad-organizativa/direccion-general-de-servicios-agricolas/12-01-2018/dgsa-hizo-un>

Muñoz E (2009). El espinillo (*Ulex europaeus* L. 1753) un invasor biológico en el sur de Chile: estado de su conocimiento y alternativas de control. Gestión Ambiental 17: 23-44.

Ocampo K & Solorza J (2017). Banco de semillas de retamo espinoso *Ulex europaeus* L. en bordes del matorral invasor en un ecosistema zonal de bosque altoandino, Colombia. BIOTA Colombiana. Volumen 18. Bogotá, Colombia.

INVERTEBRADOS INVASORES



Cita recomendada: Basmadján Y & González TA (2021): El mosquito invasor *Aedes (Stegomyia) aegypti*. En: Brazeiro A, Bresciano D, Brugnoli E & Iturburu M (eds): Especies exóticas invasoras de Uruguay: distribución, impactos socioambientales y estrategias de gestión. Pp. 117-124. Retema-UdelaR / CEEI-Ministerio de Ambiente, Montevideo.

CAPÍTULO 7

El mosquito *Aedes (Stegomyia) aegypti*

Yester Basmadján* & Telma González

Departamento de Parasitología y Micología, Facultad de Medicina, UdelaR. *yesterb@gmail.com

Resumen

Aedes (Stegomyia) aegypti (Diptera, Nematocera, Culicidae) Linnaeus, 1762, es una especie de mosquito, vector de múltiples enfermedades: Fiebre Amarilla, Dengue, Zika y Chikungunya. En Uruguay, su mayor importancia epidemiológica actualmente está ligada a la transmisión de Dengue. Este mosquito originario de África se dispersó rápidamente por el continente americano. Su presencia en Uruguay data de, al menos, el siglo XIX (hecho conocido por las epidemias de Fiebre Amarilla de ese siglo). Fue combatido y controlado en la mitad del siglo XX, detectándose su reintroducción al territorio nacional en 1997. Desde su reintroducción, rápidamente se dispersó por el territorio nacional. Luego de 100 años de la última epidemia de Dengue en Uruguay (Salto, 1916) en el Departamento de Montevideo se detectó un brote de esa enfermedad en el año 2016.

Palabras clave: dengue, Uruguay, vector.

1.- Presentación de la especie

Aedes (Stegomyia) aegypti (Diptera, Nematocera, Culicidae) Linnaeus, 1762, es una especie de mosquito, vector de múltiples enfermedades. A las ya conocidas Fiebre Amarilla y Dengue se le sumaron en los últimos años Zika y Chikungunya. En Uruguay, su mayor importancia epidemiológica actualmente está ligada a la transmisión de Dengue.

Originario de la región etíopica de África (WHO 1986), es una especie que se encuentra ampliamente distribuida por todo el mundo, predominando en áreas tropicales y subtropicales, dentro de los límites de las latitudes 40° N y 40° S (Salvatella 1996).



Mosquito *Aedes (Stegomyia) aegypti*

Taxonómicamente *Aedes aegypti*, se encuentra dentro del Reino Animalia, Phylum *Artópoda*, Clase *Insecta*, Orden *Diptera*, Familia *Culicidae*. Morfológicamente, se caracteriza por ser invertebrado, poseer exoesqueleto quitinoso, dimorfismo sexual, simetría bilateral y apéndices articulados. Su cuerpo se encuentra dividido en cabeza, tórax y abdomen. La cabeza es esférica, con un par de ojos compuestos, un par de palpos maxilares y un par de antenas (filiformes, segmentadas, plumosas en los machos y pilosas en las hembras). El tórax está dividido en protórax, mesotórax y metatórax. De él emergen tres pares de patas y un par de alas que surgen del mesotórax. Del metatórax salen dos rudimentos de alas llamados halterios o balancines. El abdomen es segmentado y en su parte posterior contiene el aparato genital externo.

Tiene un ciclo de vida holometábolo (huevo-larva-pupa-adulto), que se completa en el correr de 30 días o incluso menos si las condiciones climáticas son adecuadas. Los estadios inmaduros se caracterizan por presentar hábitat, morfología y forma de alimentación diferentes al estadio adulto.

El huevo es depositado individualmente, en la interfase agua aire, pegados en las paredes de los recipientes. Mide aproximadamente 1 mm de longitud. Su coloración es totalmente blanca cuando recién son depositados y luego de unos minutos pasan a tener una coloración negra brillante. Los huevos fecundados pueden completar su desarrollo embrionario a las 48 horas si las condiciones de temperatura y humedad son adecuadas, o, en algunos casos, diferir su desarrollo por varios meses si las temperaturas son bajas. Este proceso se conoce como “diapausa” (permite mantener al insecto inactivo para sobrevivir a condiciones ambientales desfavorables).

Las larvas, (Fig. 1) exclusivamente acuáticas, pasan durante su desarrollo por 4 estadios y llegan a medir hasta 7 mm de longitud. Este período tiene una duración aproximada de 7 a 14 días. Están divididas en cabeza, tórax y abdomen, este último compuesto de 9 segmentos. En el octavo segmento abdominal se encuentra un peine unilinear de 7 a 12 escamas oscuras con espina larga y dientes laterales. En el segmento posterior o anal se encuentra una estructura en forma de oliva corta, color negro, característica de esta especie, llamada sifón respiratorio, que posiciona casi verticalmente a la superficie del agua para permitir la respiración. Realizan movimientos verticales desde el fondo del depósito (natural o artificial) a la superficie en forma de “serpentina”. Se alimentan de materia orgánica que se encuentra en los sitios de reproducción. Si cuentan con una temperatura adecuada y una buena nutrición, mudan y pasan al estadio pupa.

Las pupas se caracterizan por presentar forma de coma. Tienen el cuerpo dividido en cefalotórax y abdomen. En el primero, podemos encontrar una estructura llamada “trompetillas respiratorias”, mediante la cual efectúan la respiración. No se alimentan, por lo que este estadio es principalmente una etapa de transición entre la larva y el adulto. Tienen gran movilidad, lo que les permite llegar fácilmente a



Figura 1. Larva de *Aedes aegypti* (Departamento de Parasitología y Micología, Laboratorio de Vectores, Facultad de Medicina, UDELAR).

la superficie. La capacidad de flotabilidad favorece la emergencia del adulto luego de 2 a 3 días. En el momento de su emergencia, el insecto se posa durante horas en las paredes del recipiente, para lograr el endurecimiento del citoesqueleto y así completar su desarrollo (Basso 2010).

En la fase adulta, los ejemplares se caracterizan principalmente por poseer hábitos urbanos, antropofílicos, diurnos y domésticos. Son de color negro, con patas y palpos anillados en color blanco plateado. En el mesonoto, tienen una imagen formada por escamas plateadas en forma de lira, lo que permite su diferenciación de otras especies.

El estadio adulto (Fig. 2) se corresponde con la etapa reproductiva del insecto, existiendo en esta especie dimorfismo sexual. Las hembras son hematófagas (se alimentan de sangre), teniendo especial predilección por la sangre humana. El propósito de este tipo de alimentación es brindar una fuente de proteína a los huevos en desarrollo. Se distinguen de otras especies de mosquitos por adoptar una posición horizontal en el momento de la ingesta. Luego de completar su alimentación y del desarrollo de los huevos, la hembra pondrá entre 250 y 300 huevos aproximadamente. Las hembras no sólo se alimentan de sangre, sino también lo hacen de jugos de vegetales (Bentancourt et al. 2009). El macho no tiene un aparato bucal tan desarrollado como la hembra, por lo que su alimentación se da en base al néctar de las plantas.

Tienen un vuelo corto. Durante su vida pueden volar hasta 400 metros y frecuentemente lo hacen a favor de las corrientes de viento. Si la hembra tiene en su espacio un lugar de alimentación y depósitos de agua para realizar su oviposición, no se aleja del lugar. En caso de que estas condiciones no estén dadas, deberá transportarse para poder continuar con su ciclo de vida. El macho, a diferencia de ella, es de menor dispersión. Si las condiciones son apropiadas, los adultos pueden vivir hasta 2 meses.

Se crían en depósitos naturales (charcos, troncos de árboles, axilas de plantas), como en recipientes artificiales (neumáticos, floreros con agua, canaletas, latas, tapitas de refrescos). Las características de los criaderos son la de ser, fundamentalmente, de color oscuro, rodeados de vegetación (de la que se alimentan, indistintamente, machos y hembras), y con la capacidad de retener el agua de lluvia. Se dice que esta especie de mosquito se cría en agua “limpia”, definiendo como “limpio” la ausencia de aguas servidas. Sin embargo, observaciones personales realizadas en el Laboratorio de Vectores del Departamento de Parasitología y Micología, han evidenciado la presencia de larvas y pupas vitales de *Aedes aegypti* en aguas que no son transparentes (Fig. 3).



Figura 2. Hembra adulta de *Aedes aegypti* (Imagen libre de OPS).

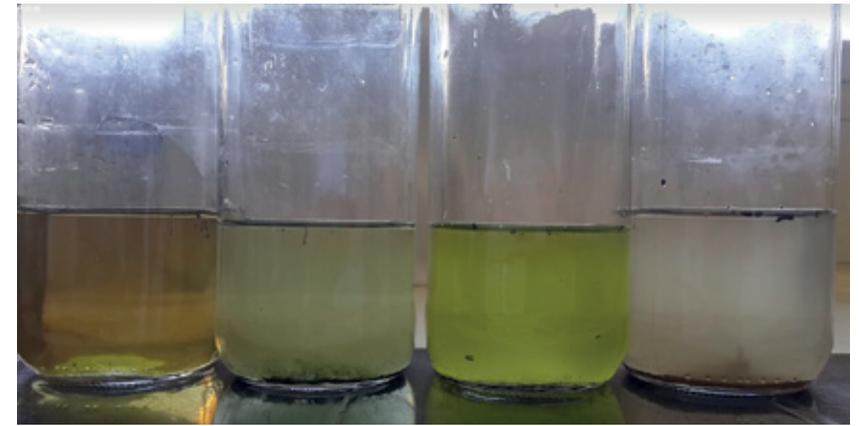


Figura 3. Recipientes con agua de distintos criaderos artificiales de *Aedes aegypti* (Departamento de Parasitología y Micología, Laboratorio de Vectores, Facultad de Medicina, UdelaR).

2.- Distribución en Uruguay

No es posible datar la fecha de introducción de este insecto en nuestro país. Se sabe que arribó desde África en los barcos que traían esclavos, seguramente en el estadio de diapausa de su ciclo de desarrollo (huevos), pegados en la madera de las tinajas de agua. Una vez en nuestro continente, rápidamente se dispersó por el mismo. Este vector estuvo presente en nuestro país, evidenciado por los sucesivos brotes y epidemias de Fiebre Amarilla conocidos (1803, 1818, 1855-57 y 1872-73) (Barrán 2004), y Dengue (epidemia en Salto, en 1916) (Salvatella 1997). Fue erradicado posteriormente gracias a las campañas de concientización implementadas desde el gobierno y la Organización Panamericana de la Salud (OPS), mediante el “Plan Continental de erradicación de *Aedes aegypti*” iniciado en 1947, alcanzando Uruguay la erradicación en 1958 (Salvatella 1996). A pesar de los grandes esfuerzos realizados luego de ese logro, se detectó su reintroducción varios años después, en 1997, en el Departamento de Colonia (Salvatella 1997). Este hallazgo está íntimamente relacionado con la reinfestación detectada en la ciudad de Buenos Aires (Argentina) desde 1991 (Campos 1993).

A partir del año 1997, el mosquito colonizó paulatinamente los departamentos del litoral del Río Uruguay, detectándose su presencia en Montevideo 10 años después, en 2007. Actualmente, este vector se encuentra en la totalidad de los departamentos del país (MSP 2006).

3.- Impactos socioambientales

La importancia de esta especie de mosquito es netamente sanitaria. Es vector de varias arbovirosis, tales como Fiebre Amarilla, Dengue, Chikunguny y Zika. De las enfermedades virales mencionadas, Uruguay ha tenido, como ya se habló al inicio, brotes y epidemias de Fiebre Amarilla en el siglo XIX. Sin embargo, es importante señalar que *Aedes aegypti*, en la actualidad, sólo se asocia a los brotes de Fiebre Amarilla urbanos, siendo otros los géneros de dípteros encargados de transmitir ese virus en su ciclo silvestre, actualmente, en América.

En esta región del mundo, y desde el siglo pasado, su principal rol vector ha sido el de transmitir Dengue. Como tal, Uruguay tuvo la reemergencia de esta enfermedad viral en el 2016, en la ciudad de Montevideo; 100 años luego de los últimos casos de Dengue, acaecidos en la ciudad de Salto en 1916 (MSP 2016). En referencia a las otras enfermedades virales de la que es vector en América (i.e., Zika y Chikungunya), en Uruguay no existe aún transmisión viral autóctona.

4.- Principales medidas de control/mitigación en Uruguay

En nuestro país existe un Programa de Vigilancia Entomológica, dependiente del Ministerio de Salud Pública, que monitorea la presencia del vector con distintas metodologías desde su inicio. Fue gracias a este programa de vigilancia que se detectó la presencia de larvas de *Aedes aegypti* en un neumático en el puerto de Colonia, en 1997. A partir de esa fecha, se utilizaron distintas herramientas de vigilancia vectorial (larvitrapas, ovitrapas y, desde el año 2010, el método LIRAA). Este último, cuya sigla quiere decir “Relevamiento Rápido de índices de *Aedes aegypti*”, es un muestreo por estratos, que permite tener una idea de la presencia del mosquito en un lugar determinado (localidad, barrio, ciudad, etc.) en un lapso de una semana. Además, releva el tipo de recipiente en el que se cría el insecto. Es como una “foto” de la situación (Willat 2017). En base a esos datos, se planean actividades que modifiquen el espacio, conocidas como “control físico”. Incluyen “descacharrización”, “limpieza de predios” etc., todas aplicables en los peridomicilios.

El control químico se basa en el uso de distintos tipos de sustancias, que pueden ser larvicidas producidos en base a bacterias (BTI: *Bacillus thuringiensis*) Temephos, Piriproxifen, Hipoclorito de Sodio, etc. La fumigación aérea mediante el uso de adulticidas en la vía pública sólo se usa en casos de brotes de enfermedad.

Existen nuevas técnicas disponibles, que aún no han sido probadas en Uruguay, como la esterilización de machos mediante radiación. Este método consiste en la liberación de machos estériles en la naturaleza, los que compiten con el resto de los machos por las hembras. De esa manera, se evita la fecundación de una parte de las hembras, intentando así disminuir la población de insectos.

A estas medidas, dirigidas al ambiente, se le deben de agregar los métodos de protección personal, como son el uso de ropa de manga larga, aplicación de repelentes, uso de mosquiteros en cama, aislamiento de los enfermos en la etapa virémica, etc.

Sin embargo, pese a los enormes esfuerzos efectuados por las autoridades sanitarias y municipales, el panorama que se vive en la segunda década del siglo XXI, en cuanto a presencia y dispersión de esta especie de insecto, es el mismo que se vivía previo a las acciones de control realizadas en la primera mitad del siglo pasado, que permitieron la eliminación de *Aedes aegypti* del territorio nacional.

5.- Temas prioritarios de investigación para la gestión

Con respecto al insecto, se identifican cuatro grandes temas: (1) la búsqueda de controladores biológicos, (2) la identificación de las cepas de *Aedes aegypti* existentes en Uruguay, (3) la evaluación de la susceptibilidad de las poblaciones de mosquitos uruguayas a las distintas infecciones virales y (4) resistencia de los mosquitos a los insecticidas.

En cuanto a la conducta humana relacionada con la infección, se visualiza como un gran tema, la investigación de los hábitos y costumbres de los ciudadanos que permiten la proliferación de esta especie de mosquito.

Bibliografía

Barrán JP (2004). Historia de la sensibilidad en el Uruguay. Tomo 1. La cultura “bárbara” 1800-1860, Ediciones de la Banda Oriental, Montevideo, pp. 28.

Basso C (2010). *Aedes aegypti*, principal transmisor de la enfermedad del Dengue. p 24-26. En: Abordaje ecosistémico para prevenir y controlar el vector del dengue en Uruguay. Basso C (ed). Universidad de la República, Montevideo, Uruguay.

Becerril M (2008). Parasitología Médica. 2da Edición. México. p 235-236.

Bentancourt C, Scatoni I & Morelli E (2009). Insectos del Uruguay. UDELAR, Montevideo, 409 p.

Campos RE (1993). Presencia de *Aedes (Stegomyia) aegypti* (L.) (Diptera: Culicidae) en la localidad de Quilmes (Buenos Aires, Argentina). Rev. Soc. Entomol. Argent. 52 (1-4):36.

MSP (2016). Brote de Dengue en Uruguay. Ministerio de Salud Pública. [PDF en línea]: <https://www.gub.uy/ministerio-salud-publica/tematica/dengue>

Salvatella AR (1996). *Aedes aegypti*, *Aedes albopictus* y su papel como vectores en las Américas. Rev. Med. Uruguay 12: 28-36.

Salvatella AR (1997). *Aedes aegypti* (Diptera, *Culicidae*) Notificación de su presencia en Uruguay. Rev. Med. Uruguay 13: I 18-121.

WHO (1986). Prevention and control of yellow fever in Africa. Geneva. World Health Organization.

Willat G (2017). *Aedes aegypti*: importancia en salud y medio ambiente. Pp 27-34. En: Biodiversidad y salud, especies exóticas invasoras. Aber A et al. (Eds). CEEI, Mvotma.



Mejillón dorado (*Limnoperna fortunei*) Foto: Ernesto Brugnoli

Cita recomendada: Brugnoli E, Pereira J, Ferrer C, Silva I., Capurro L, Machado AL, Clemente JM, Boccardi L, Marroni S, Fabián D, Rey F, Dabezies MJ, González-Bergonzoni I, Naya D, D'Anato A, Teixeira de Mello F, Martínez C, Goyenola G, Iglesias C& Muniz P (2021): *Limnoperna fortunei* (mejillón dorado): características bióticas, distribución, impactos y manejo poblacional en Uruguay. En: Brazeiro A, Bresciano D, Brugnoli E & Iturburu M (eds): *Especies exóticas invasoras de Uruguay: distribución, impactos socioambientales y estrategias de gestión*. Pp. 127-147. Retema-Udelar/CEEI, Ministerio de Ambiente, Montevideo.

CAPÍTULO 8

***Limnoperna fortunei* (mejillón dorado): características bióticas, distribución, impactos y manejo poblacional en Uruguay**

Ernesto Brugnoli^{1*}, Jennifer Pereira¹, Carolina Ferrer¹, Ivana Silva^{2,6}, Leandro Capurro¹, Ana Laura Machado¹, Juan María Clemente¹, Lucía Boccardi⁴, Soledad Marroni³, Daniel Fabián¹, Fabiana Rey⁴, María Jesús Dabezies⁵, Iván González-Bergonzoni⁶, Daniel Naya², Alejandro D'Anato², Franco Teixeira de Mello³, Claudio Martínez⁷, Guillermo Goyenola³, Carlos Iglesias³ & Pablo Muniz¹

¹ Oceanografía y Ecología Marina, Facultad de Ciencias, Udelar.* ebo@fcien.edu.uy

² Departamento de Ecología y Evolución, Facultad de Ciencias, Udelar. Montevideo, Uruguay.

³ Departamento de Ecología y Gestión Ambiental, Centro Universitario de la Región Este, Udelar. Tacuarembó s/n esq. Bvar. Artigas, Maldonado, Uruguay.

⁴ Latitud - Fundación LATU, Avda Italia 6201, Montevideo, Uruguay.

⁵ LATU, Avda Italia 6201, Montevideo, Uruguay.

⁶ Departamento del Agua, CENUR Litoral Norte, Ruta 3 Km 363, EEMAC, Paysandú, Uruguay.

⁷ Sección Bioquímica, Facultad de Ciencias. Núcleo Interdisciplinario Colectivo TÁ. Udelar. Montevideo, Uruguay.

Resumen

El mejillón dorado (*Limnoperna fortunei*) es una especie de molusco originario de Asia que ingresó a inicios de 1990 al Río de la Plata por medio de aguas de lastre; actualmente es considerada como especie invasora en la cuenca del Plata. Presenta hábitos bentónicos, epifaunal bisado, comportamiento gregario, desarrollo indirecto, presencia de estadios larvales y ciclo reproductivo asociado a la variación de la temperatura del agua. Invade los principales cuerpos hídricos de la región (Argentina, Brasil, Paraguay, Bolivia y Uruguay). En nuestro país se reporta en sistemas hídricos de las cuencas de los ríos Uruguay, Negro, Santa Lucía, zonas interna y media del Río de la Plata, Laguna Merín y Laguna del Sauce, presentando diferencias en las tasas de invasión a nivel regional y local. En la región se reporta asociado a sustratos consolidados naturales y artificiales, incrementado sus abundancias poblacionales, ocasionando modificaciones en las comunidades bentónicas y planctónicas, en hábitos alimenticios de peces autóctonos y modificaciones en los parámetros de calidad de agua. Se presentan

estudios desarrollados en Uruguay sobre efectos ecosistémicos y usos de la especie como bio-monitor de calidad de agua. El mejillón dorado ocasiona efectos de macrofouling (incrustaciones) adhiriéndose a infraestructuras hidráulicas, generando problemas en servicios ecosistémicos en diferentes usuarios de los recursos hídricos de la cuenca del Plata. Se describen generalidades sobre estrategias de manejo poblacional desarrolladas para la prevención, control/mitigación y erradicación de especies invasoras que ocasionan macrofouling mostrando ejemplos nacionales sobre prevención y control (mecánico, pinturas antiincrustantes, biológico) realizados en estudios de grado, posgrado y proyectos de investigación para el manejo poblacional de la especie.

Palabras claves: efectos ecosistémicos, especie acuática invasora, macrofouling, manejo poblacional, servicios ecosistémicos.

1.- El mejillón dorado en Uruguay, características bióticas y distribución

Limnoperna fortunei (Dunker 1857), comúnmente conocido como mejillón dorado, es una especie de mitílido originaria de los sistemas de agua dulce del sureste de China. Fue introducido accidentalmente en la región de la cuenca del Plata en 1991 por medio de agua de lastre (Darrigran & Pastorino 1995). Debido a los efectos ecológicos ocasionados en los ecosistemas acuáticos invadidos, así como los gastos generados en las infraestructuras humanas afectadas, actualmente se considera como especie invasora acuática y una problemática ambiental a nivel regional (Darrigran 2002).

Presenta valvas modioliformes muy finas, de tamaño pequeño a mediano y umbos prosogiros subterminales. El margen anterior es curvo y sin dientes. Una carena post-umbonal divide la valva en un sector dorsal generalmente de color verde brillante y otro ventral marrón amarillento. La ornamentación externa consiste en líneas de crecimiento concéntricas con pequeñas ondulaciones muy juntas. El ligamento externo es opistodético, fino y largo. Puente resilial compacto (www.inbuy.fcien.edu.uy). Es una especie dioica con fecundación externa, se reproduce sin interrupción a lo largo de 9-10 meses (setiembre-mayo), presenta un desarrollo indirecto y estadios larvales de vida libre que integran las comunidades zooplancónicas presentando abundancias de hasta 1500 ind.m⁻³ (Darrigran & Pastorino 1995, Cataldo & Boltoskoy 2000, Darrigran 2002, Brugnoli et al. 2011). Durante su fase bentónica (juveniles y adultos), presenta un comportamiento epifaunal y gregario mostrando elevadas abundancias (hasta 150000 ind.m⁻²) (Darrigran & Ezcurra de Drago 2000, Darrigran 2002). Sus rangos de tolerancia ambiental condicionan su distribución en los diferentes sistemas acuáticos invadidos (Tabla 1).

Tabla 1. Rango de parámetros fisicoquímicos tolerables por *Limnoperna fortunei* (www.cabi.org; * Temperatura de supervivencia, **Brugnoli et al. 2005).

Parámetro	Rango de tolerancia
Calcio (mgL ⁻¹)	Mayor a 3
pH	5,8-7,4
Temperatura (°C)	8 a 35*
Oxígeno disuelto (mgL ⁻¹)	5,1-24
Conductividad (µScm ⁻¹)	47,16-456
Salinidad	Hasta 3**
Profundidad (m)	0,5-40
Turbidez (NTU)	3,7 - 68,3

El mejillón dorado fue reportado por primera vez en América del Sur en la costa del Río de la Plata, provincia de Buenos Aires (Pastorino et al. 1993). Actualmente en la cuenca del Plata se encuentra en diversos ambientes de agua dulce (grandes ríos, arroyos, embalses, lagunas) o salobres (e.g., estuarios del Río de la Plata, Laguna de los Patos). Presentó un rápido ascenso por los sistemas hídricos de la región con tasas de invasión de 240 km.año⁻¹ (Darrigran 2002). Boltovskoy et al. (2006), propone dos modelos de dispersión para explicar esta elevada tasa de invasión: uno gradual (foco localizado inicial y dependiente del crecimiento poblacional) y otro por saltos (mediados por agentes naturales o antrópicos, ej.: barcos de gran o pequeño calado), presentando el último modelo mayor aceptación (Oliveira et al. 2015). Invade los grandes ríos (Uruguay, Paraná, Paraguay, Tieté), sistemas hídricos menores en las cuencas de Guaíba, Tramandaí (SE-Brasil), Laguna de los Patos-Merín (Brasil-Uruguay), Río de la Plata y Mar Chiquita (Argentina-central) (Oliveira et al. 2015), sistemas de aguas interiores (Río Negro, Uruguay), sistemas embalsados (Embalse de río Tercero, embalses del Río Negro, Embalse de Salto Grande, embalses del río Tieté) (Brugnoli et al. 2005, Boltovskoy & Correa 2015) y lénticos (Laguna del Sauce, Uruguay)(Clemente et al. 2015). Recientemente fue encontrado en la cuenca del río San Francisco (noreste de Brasil) extendiéndose cerca de 1500 km al norte su distribución geográfica para América del Sur (Fig. 1a) (Barbosa et al. 2016).

En Uruguay se registró por primera vez en 1994 en costas de Colonia y San José, zona interna del Río de la Plata (Scarabino & Verde 1995). Actualmente presenta una amplia distribución en las cuencas del Río de la Plata, Río Negro, Uruguay, Santa Lucía, Laguna Merín y Laguna del Sauce (Brugnoli et al.2005, Langone 2005, Marroni et al. 2013, Clemente et al. 2015) (Fig. 1b). En Uruguay las tasas de invasión son un orden de magnitud menor que las reportadas para la región; en la cuenca del Río Uruguay presentó una tasa de 21 km año⁻¹, Río Negro 20 km.año⁻¹, Laguna Merín 5 km.año⁻¹, mientras que para el Río de la Plata y Río Santa Lucía no

presentó avances con respecto a su último registro (Lanfranconi et al. 2008). En el Río de la Plata presenta el límite de distribución este en la zona de Punta Espinillo (Brugnoli et al. 2005), mientras que en el Río Santa Lucía su límite de distribución norte corresponde al embalse de Paso Severino. Recientes reportes lo sitúan en el embalse de Canelón Grande, significando un avance hacia la zona este de dicha cuenca (Brugnoli obs. pers.) (Fig. 1b). Las diferencias en las tasas de invasión entre Uruguay y la cuenca del Plata se asocian con la densidad y tipo de embarcaciones existentes en los grandes ríos de la región (e.g., buques gran calado) y en los ríos de nuestro país (e.g., pesca artesanal y/o deportiva). Sus hábitos bentónicos y amplia distribución en Uruguay impulsaron estudios que analizan su potencial uso como especie bio-indicadora en monitoreos de calidad de agua (Cuadro 1).

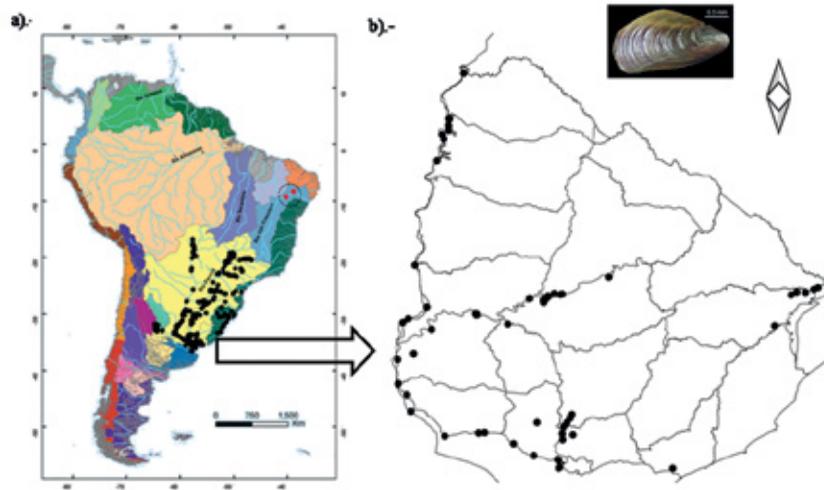


Figura 1. Distribución actual de *Limnoperna fortunei*: a) América del Sur (puntos negros), se incluyen reportes en el río San Francisco (puntos rojos) (modificado de Barbosa et al. 2016); b) Uruguay, mapa de distribución generado con registros de InBUy (www.inbuy.fcien.edu.uy).

Cuadro 1. Evaluación de la calidad de agua en cuencas hidrográficas de Uruguay mediante análisis de isótopos estables en moluscos invasores. Machado, A.L. 2020 - Tesis de Maestría en Geociencias. PEDECIBA-Geociencias.

En los últimos años, debido a la necesidad de emplear indicadores ambientales nuevos y efectivos, la determinación de isótopos estables en fauna, flora, sedimentos y agua es utilizada con éxito para evaluar y controlar la calidad de los ecosistemas. Como indicadores de impacto antrópico principalmente se determinan isótopos estables de carbono y nitrógeno; valores de $\delta^{15}\text{N}$ se utilizan para detectar nitrógeno de origen humano y $\delta^{13}\text{C}$ para detectar diferentes fuentes de materia orgánica en sistemas acuáticos. En particular, el uso de isótopos estables en macroinvertebrados filtradores y/o sedentívoros, tales como los moluscos, presentan ciertas ventajas. Debido a su comportamiento sedentario y forma de alimentación, los moluscos tienen la capacidad de agregar información de forma acumulativa, reflejando las condiciones ambientales a las que están expuestos. La presente tesis evaluó el uso de isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) y carbono ($\delta^{13}\text{C}$), en tejidos blandos de *L. fortunei* como herramienta para determinar la calidad de agua en diferentes cuencas hidrográficas de Uruguay. Se realizó durante verano-otoño 2018 un experimento en mesocosmos (estanques de 500 L) para evaluar el tiempo necesario para que se reflejen los cambios de las condiciones ambientales en la señal isotópica de los organismos. Se analizó la señal isotópica en tejidos blandos de *L. fortunei*, en el zooplancton y en la materia orgánica particulada (MOP) presentes en el estanque, al inicio del experimento y a diferentes intervalos de tiempo (1, 5, 15 días). Paralelamente, durante 2018 se muestrearon tres sitios por cuenca hidrográfica (alta, media y baja) en Río Negro, Santa Lucía y Río de la Plata, así como en tres puntos de la Laguna del Sauce. Para el análisis de isótopos estables se colectaron organismos de *L. fortunei* mediante raspado de sustratos duros, zooplancton y MOP. Se espera encontrar diferencias en las señales isotópicas en los tejidos de *L. fortunei*, siendo esto un reflejo de las condiciones ambientales a las que se encuentra expuesto en las distintas cuencas de Uruguay. Esta aproximación brindaría una herramienta adicional para abordar los estudios de calidad de agua en el país.

2.- Impactos ecológicos y en los servicios ecosistémicos

2.1. Impactos ecológicos

Desde su ingreso a la región, el mejillón dorado se reporta asociado a diversos sustratos consolidados naturales y artificiales, ha incrementado sus abundancias poblacionales y ocasiona modificaciones en las comunidades bentónicas y planctónicas, en los hábitos alimenticios de peces autóctonos y modificaciones en los parámetros de calidad de agua (Darrigran et al. 1998, Penchaszadeh et al. 2000, Mansur et al. 2003, Silvestre et al. 2005, 2007, Cataldo et al. 2012, Boltovskoy et al. 2015).

La invasión de *L. fortunei* promovió cambios en el funcionamiento ecosistémico de ambientes dulceacuícolas en toda Sudamérica, volviéndose el bivalvo dominante en los ambientes colonizados (Boltovskoy & Correa 2015). *Limnoperna fortunei* se alimenta filtrando fitoplancton, zooplancton y materia orgánica de la columna de agua (Sylvester 2006), lo que aumenta la transparencia del agua, promueve el crecimiento de productores primarios y disminuye el transporte de materia orgánica aguas abajo en los sistemas fluviales (Boltovskoy & Correa 2015). Además, modifica la estructura de la comunidad de fitoplancton, favoreciendo la biomasa de cianobacterias potencialmente tóxicas mediante el consumo selectivo de otras especies fitoplanctónicas y la modificación de la relación fósforo/nitrógeno en el agua (Boltovskoy et al. 2013, Avila-Simas et al. 2016). Asimismo, aumenta la cantidad de materia orgánica en el sedimento inmediato a sus colonias (Cataldo et al. 2012, Boltovskoy & Correa 2015), beneficiando a ciertos invertebrados bentónicos, como nemátodos y anélidos (Martin & Darrigran 1994, Boltovskoy & Correa 2015), en detrimento de otros como moluscos e insectos nativos (Martin & Darrigran 1994). En la región, los estadios bentónicos del mejillón dorado se reportan asociados a troncos, tallos o rizomas de especies autóctonas de vegetación sumergida u ocasionando bio-incrustación en conchas de moluscos nativos (bivalvos, gasterópodos) (Mansur et al. 2003). En Uruguay, estudios en Laguna del Sauce analizaron el asentamiento de *L. fortunei* en organismos bentónicos autóctonos y exóticos, así como las tasas de filtración y efectos ecosistémicos de la especie (Cuadro 2).

Cuadro 2. Crónica de una invasión biológica tradicional, pero no tanto: *Limnoperna fortunei* en Laguna del Sauce, Maldonado, Uruguay. Clemente, J. M. 2021 (+) - Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas. PEDECIBA-Biología.

El presente estudio tuvo como objetivo comprender los aspectos claves del proceso de colonización (distribución, usos de sustratos, comportamiento de asentamiento, recursos alimenticios) y los potenciales impactos (efectos sobre la comunidad de macroinvertebrados, efectos sobre la turbidez del sistema) que provocó *L. fortunei* en la estructura y funcionamiento de Laguna del Sauce (Maldonado), primer sistema léntico invadido en la región y del mundo. Se constató la bio-incrustación del mejillón dorado sobre otros bivalvos presentes en el sistema, en especial sobre ejemplares vivos de la especie nativa *Diplodon parallelipedon*. Este uso no tradicional de sustratos vivos se corroboró experimentalmente mediante la disposición de 5 sustratos artificiales con valvas de *Diplodon* (acostado y en posición vital), *Corbicula* y *Limnoperna*. Los resultados mostraron que la colonización estuvo representada por juveniles de *L. fortunei* (menores a 1 mm) registrándose un mayor reclutamiento sobre los ejemplares de *Diplodon* tanto en posición vital como acostados. *Limnoperna fortunei* realiza un uso oportunista de sustratos no tradicionales que le permite ocupar hábitats novedosos. Este fenómeno de incrustación sobre Unionidos ha sido previamente observado para *Dreissena polymorpha* (mejillón cebra) pero no para *L. fortunei*. En relación a la dieta, la tesis pudo comprobar mediante experimentos de filtración y uso de isótopos estables que *L. fortunei* es capaz de alimentarse de material en suspensión de la columna de agua a diferencia de *Corbicula fluminea* y *Diplodon parallelipedon*, que obtienen este recurso directamente desde el sedimento a través de su pie. Laguna del Sauce es un lago turbio por resuspensión de sedimentos. La capacidad demostrada aquí de sustentar el crecimiento del mejillón dorado en dichos recursos le confiere una ventaja significativa a la hora de establecerse en este sistema. Este comportamiento ha tenido, a nuestro juicio, un impacto de consideración en el régimen lumínico del sistema. *Limnoperna fortunei* funcionaría como forzante de una mayor transparencia y más rápidamente de lo que sucedía cuando este organismo no estaba presente. Liberada de la limitación lumínica, se generarían ventanas de oportunidad para la explosión de microalgas y cianobacterias, particularmente en los meses más calurosos, de forma más frecuente a lo que sucedía antes de producirse su llegada.

Se han reportado más de 50 especies de peces que se alimentan frecuentemente de *L. fortunei* (García & Protogino 2005, Silvester et al. 2007), especulándose que la aparición de *L. fortunei* en el Río Paraná podría haber desencadenado cambios en ciertas pesquerías (Boltovskoy et al. 2006), ya que algunas de las principales especies comerciales se alimentan de este abundante recurso (González-Bergonzoni et al. 2010). Estudios recientes en Uruguay¹ determinaron el rol de los peces nativos sobre las poblaciones de *L. fortunei*. Los mismos demostraron que existen diversas especies capaces de consumir al mejillón dorado reduciendo sus densidades en litorales rocosos del Río Uruguay bajo. Durante 2017 mediante muestreos de campo involucrando el análisis de dieta de peces en cinco sitios del bajo Río Uruguay se determinó que al menos 28 especies de peces (representando aproximadamente el 30 % de la diversidad de peces colectada) son consumidores habituales del mejillón dorado. Los principales consumidores en base a la proporción del volumen alimenticio (>10%) y frecuencia del ítem en los individuos analizados (más del 30 %) fueron: *Megaleporinus obtusidens* (boga), *Brochiloricaria chauliodon* (vieja del agua cola de látigo), *Leporinus striatus* (boga rayada), *Crenicichla missioneira* (cabeza amarga), *Loricarii chthysanus* (vieja del agua), *Rhinodoras dorbigny* (marieta), *Odonthestes humensis* (pejerrey), *Pimelodus absconditus* (bagre amarillo), *Paraloricaria vetula* (vieja del agua cola de látigo) y *Pimelodus maculatus* (bagre amarillo).

2.2. Impactos en los servicios ecosistémicos

Los servicios ecosistémicos son bienes y servicios que brindan los ecosistemas al hombre, incluyendo servicios de regulación (e.g., control de inundaciones), abastecimiento (e.g., agua, alimento) o cultural (e.g., recreación, espiritual). Las principales afectaciones que ocasiona el mejillón dorado en los servicios ecosistémicos corresponden a las incrustaciones (*macrofouling*) desarrolladas en instalaciones hidráulicas. Las mismas afectan el abastecimiento de recursos hídricos en diferentes usuarios de la cuenca del Plata, como así también en China, Corea y Japón (Darrigran 2002, Muniz et al. 2005, Brugnoli et al. 2006, Darrigran et al. 2007, Boltovskoy et al. 2015).

Durante su ciclo de vida, el mejillón dorado presenta estadios larvales pelágicos, no valvados (hasta 5) y valvados (4). Posterior a los estadios no valvados (mórula ciliada y 4 tipos de trocósfera; tamaño de hasta aprox. 140µm) y valvados (tipo D, velíger, pedivelíger y plantígrada; tamaño de hasta 150-300µm), los filamentos del biso se desarrollan en los estadios valvados finales, siendo segregados por la glándula bisógena. Estas estructuras les permiten adherirse a sustratos consolidados (naturales o artificiales) desde estadios iniciales del desarrollo (Mansur et al. 2012).

¹ Proyectos de investigación ANII FCE_3_2016_1_126780 y ANII-PD NAC_2015_1_108121. 2018. Instituto de Investigaciones Clemente Estable, MEC. Responsable: Iván González-Bergonzoni.

Las larvas no encuentran barreras físicas en los sistemas de captación y/o conducción hidráulica debido a que la mayoría de los sistemas de filtración o rejillas de contención de residuos sólidos presentan tamaños de poro mayores a 1 mm (1000µm). De esta manera, los diferentes estadios larvales ingresan en el interior de los sistemas de conducción hídrica, se asientan durante etapas larvales plantígradas, se adhieren a los sustratos por medio de los filamentos del biso, crecen y desarrollan colonias bentónicas. Estas colonias aumentan en número y tamaño generando macrofouling. Ocasionalmente ocasionan la obstrucción de filtros, inutilización de sensores hidráulicos, daños en las bombas de captación o disminución en el diámetro de las tuberías de conducción del agua (Fig. 2). Estos efectos generan gastos en plantas potabilizadoras de agua, centrales nucleares, hidroeléctricas, refinerías, siderúrgicas e instalaciones agroindustriales (acuicultura, forestal, alimenticia), debido a tareas de mantenimiento, modificaciones estructurales, así como en planes de manejo y control poblacional de la especie (Muniz et al. 2005, Brugnoli et al. 2006, Boltovskoy & Correa 2015, Boltovskoy et al. 2015). Se realizó el diagnóstico de la invasión del mejillón dorado en las tres centrales hidroeléctricas (CH) del Río Negro mediante un proyecto de investigación co-financiado por la Udelar (CSIC) y UTE². Durante 2018 y 2019 en las tres CH se determinó el grado de invasión de colonias bentónicas en las cámaras espirales, así como la variación anual de larvas en los sistemas de enfriamiento y su relación con variables ambientales (temperatura, pH, conductividad, materia orgánica, seston). Las cámaras espirales de las tres CH presentaron diferencias en la abundancia de las colonias bentónicas (Constitución>Baygorria>Rincón del Bonete), reflejando una afectación diferencial. El ciclo larval en los tres sistemas de enfriamiento fue similar con máximos larvales durante épocas de mayor temperatura. Se identificó la presencia de un umbral de temperatura (18°C) donde se iniciaría el ciclo reproductivo del mejillón dorado, siendo este valor similar a estudios realizados en la región. Adicionalmente se encontró que las abundancias y tamaños larvales en los sistemas de enfriamiento de las tres CH presentaron diferencias. Los resultados encontrados permitirán realizar sugerencias para el manejo y control poblacional de la especie, focalizando las acciones durante épocas de mayor temperatura del agua (primavera-verano) y mayor presencia de estadios larvales o juveniles reclutas bentónicos del mejillón dorado.

² Programa de Vinculación Universidad-Sociedad y Producción, Udelar- CSIC-Convenio Facultad de Ciencias - UTE; "Limnoperna fortunei (mejillón dorado) en las presas y embalses del Río Negro, grado de invasión y aplicación de métodos de control mecánico". 2017-Oceanografía y Ecología Marina. Responsable: Ernesto Brugnoli.



Figura 2. Colonias bentónicas de *Limnoperna fortunei* ocasionando incrustaciones: redes para acuicultura, macrofouling en infraestructuras de conducción hidráulica, presas hidroeléctricas.

3.- Manejo poblacional del mejillón dorado en Uruguay

Para minimizar los impactos ambientales y económicos ocasionados por especies invasoras, se recomienda la implementación de estrategias de prevención, control/mitigación y erradicación en ambientes o estructuras afectadas (Fig. 3). La elección de una u otra acción estará de acuerdo con el estadio del proceso de invasión de la especie objeto de manejo. De acuerdo con Blackburn et al. (2011), el desarrollo de estrategias de prevención se sugiere durante etapas iniciales (transporte e introducción), el control poblacional y mitigación a partir de etapas de establecimiento e invasión, mientras que la erradicación se recomienda durante la totalidad del proceso, especialmente durante fases iniciales de la invasión.

El control o la erradicación de una especie invasora es difícil y costoso de realizar, por esta razón su detección temprana o prevención permite generar planes de manejos más eficientes y económicos (Darling & Blum 2007, Darling & Mahon 2011, Pie et al. 2017). El control poblacional se define como la aplicación de estrategias de manejo que modifiquen parámetros poblacionales de una especie (tasa de crecimiento, inmigración, emigración) con el fin de reducir, mantener o incre-



Figura 3. Estrategias de manejo poblacional de especies invasoras con énfasis en organismos acuáticos que generan incrustaciones.

mentar sus abundancias en un ambiente. Específicamente toda medida de control de especies invasoras debe ser aplicada durante los momentos del ciclo de vida que ocasione el máximo impacto en su población. Se debe seleccionar el método de control a utilizar, el mismo debe ser consistente con los propósitos de control, no afectar negativamente al ambiente, siendo necesario conocer las características biológicas de la especie objeto de manejo (ciclo de vida, autoecología) y las características ecológicas del sistema invadido.

Las estrategias de control poblacional/mitigación utilizadas para el mejillón dorado se pueden clasificar en *mecánicas* (hidrolavados, limpieza manual de superficies, filtros mecánicos), *químicas* (adición de cloro libre, amonio policuaternario, cobre, ozono, anoxia-hipoxia u adición de otros químicos), *físicas* (deseccación, uso de campos eléctricos, aplicación de shock térmico, luz ultra-violeta y pinturas antiincrustantes o manejo de flujo) y *biológicas* (control biológico) (Boltovskoy et al. 2015). La incorporación de estrategias de control químicas y físicas (e.g., pinturas antiincrustantes) debe acompañarse con monitoreos o seguimiento de los elementos incorporados al ambiente, considerándose su concentración en las comunidades biológicas y en el medio.

Se describen a continuación, casos particulares sobre metodologías ensayadas o propuestas en Uruguay para el manejo poblacional de *L. fortunei*.

3.1.- Prevención

Los métodos tradicionales de monitoreo y detección temprana se basan en detectar al organismo en el ambiente previo al inicio del proceso de invasión, tarea difícil de aplicar pues se requiere personal capacitado en muestreo y determinación taxonómica. Ante esta problemática se comenzaron a investigar y desarrollar métodos de detección moleculares basados en el ADN, los cuales se caracterizan por ser más sensibles, específicos, rápidos, económicos y menos invasivos para el medio que los monitoreos tradicionales (Darling & Mahon 2011, Díaz-Ferguson & Moyer 2014). Específicamente para el mejillón dorado, Pie et al. (2006) desarrollaron un método para detectar larvas mediante una Reacción en Cadena de la Polimerasa (PCR por sus siglas en inglés) especie específica; trabajos posteriores lograron detectar hasta 1 larva en 2000 m³ de agua filtrada (Boeger et al. 2007) y Endo et al. (2009), desarrollaron un método para detectar y cuantificar larvas de *L. fortunei* mediante PCR en tiempo real o cuantitativa (qPCR). En Uruguay se encuentra en desarrollo técnicas moleculares para la detección y cuantificación del mejillón dorado (Cuadro 3).

3.2.- Control mecánico

En el proyecto desarrollado en los embalses y CH del Río Negro² se propuso la instalación de filtros auto-limpiantes de discos plásticos en sistemas de enfriamiento de las CH como mecanismo de control del mejillón dorado. Estos filtros presentan tamaños inter-discos menores a 10µm que permitiría la retención de las larvas presentes en el agua de los sistemas de enfriamiento. Los estudios realizados (sección 2.2), generaron conocimiento sobre la variación estacional y abundancias larvales en sistemas de enfriamiento de las diferentes CH del Río Negro. De ser instalados los filtros la información generada permitirá contrastar abundancias larvales en escenarios con y sin filtro, para la evaluación de la eficiencia del mecanismo ensayado en los sistemas de enfriamiento afectados.

3.3.- Control físico (pinturas antiincrustantes en base a compuestos naturales)

La protección con pinturas antiincrustantes (PA) de las estructuras factibles de ser colonizadas por organismos incrustantes (paredes y rejillas de los filtros de entrada del agua, sistemas de protección contra incendios) es una estrategia de control del mejillón dorado ampliamente utilizada (Boltovskoy et al. 2015). Las PA son productos formados por películas de compuestos químicos que sufren lixiviación dejando disponible los productos biocidas que contienen. Este mecanismo tien-

Cuadro 3. Detección temprana mediante métodos de ecología molecular de larvas de *Limnoperna fortunei*. Capurro, L. 2021 - Tesis Licenciatura Ciencias Biológicas/Biotecnología.

El objetivo de la tesis es desarrollar y poner a punto un método de detección y cuantificación a nivel molecular, basado en el ADN, de larvas de *L. fortunei* en sistemas acuáticos de Uruguay. Se utilizará la técnica de PCR en tiempo real (qPCR) y se generará una curva de calibración utilizando un segmento de la citocromo oxidasa I. La curva asignará un Ct (valor umbral de fluorescencia) a una cantidad específica de larvas (1 a 50 larvas). Para reducir el error producido por la diferencia del tamaño de larvas se tomarán larvas entre 100 y 150µm. Se determinará la exactitud de la curva testeándola contra muestras problemas de las CH del Río Negro cuya densidad larval es conocida y se determinarán las densidades larvales en muestras problemas. Para evitar falsos positivos se probarán cebadores seleccionados con muestras de plancton de regiones donde *L. fortunei* no ha sido reportada, considerando muestras de otros bivalvos límnicos y estuarinos nativos de Uruguay, los cuales compartirían hábitat con *L. fortunei* y son los más propensos a generar un falso positivo. Se determinará el límite inferior de detección de los cebadores (concentración mínima de ADN extraído para observar un resultado positivo). Para abarcar la diversidad haplotípica total de la especie se tomaron ejemplares de varias cuencas (Santa Lucía, Río Negro y Río de la Plata, Atlántica). Se espera que este método pueda utilizarse para determinar concentraciones larvales de *L. fortunei* de forma rápida y masiva. Adicionalmente, la capacidad de detectar y cuantificar cantidades muy bajas (e.g., 1 organismo) reduciría los volúmenes filtrados necesarios para determinar las abundancias poblacionales de la especie en un sistema invadido.

de a lograr que los biocidas se disuelvan durante toda la vida útil de la película creando sobre la superficie de la pintura una microcapa donde la concentración del biocida impide la fijación de los organismos incrustantes (e.g., *L. fortunei*). Las pinturas basadas en compuestos organometálicos (compuestos de Estaño: MBT, DBT y TBT) fueron las PA más comúnmente utilizadas y las más efectivas desde su aparición en 1950; sin embargo, diversos estudios documentaron el efecto nocivo sobre organismos no objeto de manejo (invertebrados acuáticos) (Almeida et al. 2007). Desde setiembre de 2008, la Convención Internacional para el Control de Sistemas Anti-fouling Riesgosos en Barcos (AFS Convention), adoptada por IMO en 2001, prohibió la aplicación de esta clase de PA (IMO 2007). De esta manera la

búsqueda y desarrollo de compuestos naturales que puedan cumplir la función de PA, pero sin afectar al ambiente, se ha convertido en una prioridad en los últimos años.

Los productos antiincrustantes naturales tienen la ventaja de tener baja toxicidad, ser efectivos a bajas concentraciones, biodegradables, tener amplio espectro de actividad y efectos reversibles. Los más requeridos son aquellos que tienen propiedades repelentes, anestésicas o que inhiben el asentamiento. La mayoría de estos compuestos corresponden a terpenoides, esteroides, carotenoides, fenoles, furanonas, alcaloides, péptidos y lactonas. Dichos compuestos han sido aislados de una amplia gama de organismos marinos, principalmente esponjas, corales y algas, en los que se ha visto que la superficie se mantiene libre de asentamiento (Raveendran & Limna Mol 2009). Sin embargo, muchos de estos compuestos son producidos en baja cantidad por dichos organismos por lo que se ha ampliado la búsqueda a bacterias marinas, hongos, cianobacterias, plantas acuáticas y terrestres. Debido a la capacidad de *L. fortunei* de generar macrofouling en estructuras sumergidas, investigadores de Latitud-Fundación LATU, LATU y Facultad de Ciencias consideraron necesaria la búsqueda de herramientas naturales antiincrustantes para inhibir su adhesión y posterior asentamiento. En este sentido se presentó una propuesta en conjunto con investigadores brasileños de la Universidad Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) de Porto Alegre, quienes tienen amplia experiencia en el uso de productos naturales para inhibición de biofilms (Macedo & Abraham 2010, Trentin et al. 2011, 2013 Malafaia et al. 2018, Agostini et al. 2017, 2018) con el fin de obtener medidas de control ambientalmente saludables.

3.4.- Control biológico

Diversos estudios demostraron que varias especies de peces de la región incluyen en su alimentación al mejillón dorado, siendo posible implementación de medidas de control biológico manipulando las abundancias de determinadas especies de peces (Ávila-Simas et al. 2016, de Mello Rosa et al. 2019). En particular existe evidencia preliminar del uso de *Megaleporinus obtusidens* (boga, piavao piapara en Brasil) para controlar adultos de mejillón dorado (de Melo Rosa et al. 2019). En dicho experimento, pionero en la región, se demuestra que *M. obtusidens* es capaz de reducir las densidades de mejillones de todas las clases de talla analizadas y en algunos casos, erradicar completamente a los mejillones de los sustratos artificiales usados. Sin embargo, cabe resaltar que esto ocurre en condiciones controladas con sustratos plenamente accesibles a los peces (sin áreas de refugio para el mejillón dorado) por lo cual la extrapolación de la magnitud de este efecto de bio-control a un ecosistema natural puede no ser tan directa. Sin embargo, experimentos en campo y datos generados en ecosistemas naturales de Uruguay, coinciden en la importancia del rol de los peces como control de *L. fortunei* (Cuadro 4).

Cuadro 4. Efecto de los peces y del mejillón dorado (*Limnoperna fortunei*) sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y el sustento energético de las redes tróficas en el Río Uruguay.

Silva, I. 2020 - Tesis de Maestría en Biología. PEDECIBA-Biología.

Uno de los objetivos de la tesis es evaluar el efecto de depredación por peces sobre las comunidades del mejillón dorado y sobre los impactos que esta invasión posee sobre las comunidades nativas. Durante 2016-2017 en litorales rocosos del río Uruguay bajo (Las Cañas) se realizó un experimento para cuantificar el efecto de los peces sobre la densidad, talla y distribución espacial del mejillón dorado (González-Bergonzoni et al., *in prep*). Se utilizaron módulos abiertos (n=4) y cerrados (n=4) con sustratos artificiales, permitiendo el acceso y exclusión de peces (Fig. 4). Luego de ocho meses de colonización, se analizó la estructura de las poblaciones del mejillón dorado en las superficies colonizadas, comparando mediante ANOVA de efectos mixtos entre módulos abiertos y cerrados la densidad, talla máxima y porcentaje de *L. fortunei* sobre superficies expuestas. Resultados preliminares mostraron que los peces provocaron una reducción de la densidad en un 70% (F=17,4; p=0,005), una disminución en la talla máxima en un 40% (F=30,9; p=0,001) y una menor proporción de *L. fortunei* en superficies expuestas (F=36,2; p=0,001) (Fig. 4). Los resultados indican la capacidad de los peces en reducir tanto la densidad como el tamaño máximo de *L. fortunei*, afectando su distribución en los sustratos, siendo más escasos en superficies expuestas a la depredación, coincidiendo con lo observado en condiciones naturales. Estos resultados preliminares sugieren un rol de bio-control (parcial) del mejillón por los peces, constituyendo una base para implementar potenciales medidas de manejo ante el avance de esta invasión. Así mismo se caracterizaron las especies con mayor consumo natural del mejillón, y se identificó a *Megaleporinus obtusidens* (boga) y *Pimelodus maculatus* (bague amarillo) como las especies candidatas para ensayos de bio-control, dada su gran frecuencia y abundancia en diversos tipos de ambientes lóticos de nuestro país. En este contexto se resalta la importancia de aplicar medidas de conservación de las comunidades de peces nativos depredadores de *L. fortunei* como principal herramienta para mitigar esta invasión.

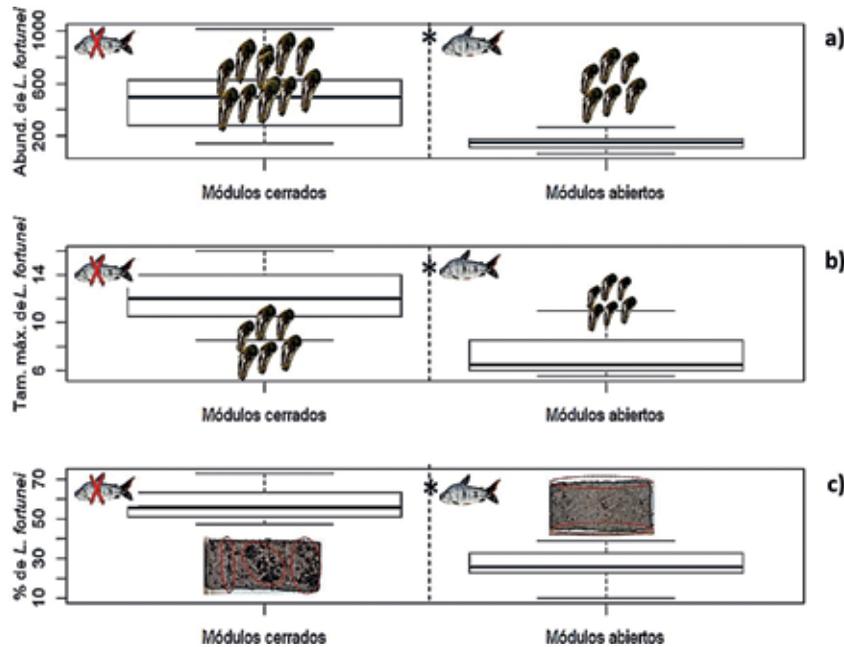


Figura 4. a) Abundancia de *Limnoperna fortunei* en módulos cerrados y abiertos para superficies expuestas; b) tamaño máximo de. en módulos cerrados y abiertos para superficies expuestas y c) porcentaje de *L. fortunei* asentados en superficies expuestas de los sustratos en módulos cerrados y abiertos. Las variables analizadas presentaron diferencias significativas entre ambos módulos ($p < 0.05$).

4.- Vacíos de información, precauciones y líneas de acción para mitigar la problemática del mejillón dorado en Uruguay

Limnoperna fortunei presenta una distribución constatada en los cursos principales de cinco cuencas hidrográficas del país, invadiendo sistemas salobres (Río de la Plata), lóticos (grandes ríos), sistemas híbridos (pequeños o grandes embalses) y lénticos (Laguna del Sauce). A pesar de la amplia distribución de la especie se identifica la ausencia de información sobre presencia, dinámica poblacional y factores ecológicos condicionantes en sistemas lóticos (arroyos, cañadas) y lénticos (tajamares) menores.

Los estudios sobre efectos ecosistémicos de la especie son recientes y relacionados principalmente con la interacción con predadores, identificándose ausencia de trabajos sobre efectos de la especie en ambientes bentónicos o pelágicos y en las comunidades que habita.

Estudios relacionados con el manejo poblacional de la especie en empresas afectadas son recientes encontrándose actualmente en fase de desarrollo. Para la implementación de estrategias para el manejo poblacional se sugiere la implementación de una gestión integrada mediante la aplicación de acciones de control/mitigación considerando: ambas etapas de vida (bentónica y pelágica), ambientes invadidos (artificiales y naturales) e implementación de acciones en conjunto considerando controles mecánicos (e.g., filtros mecánicos), físico-químicos (e.g., pinturas antiincrustantes en base a productos naturales) y biológicos (e.g., uso de peces).

Para la prevención del ingreso de organismos invasores acuáticos se recomienda la implementación de normativas relacionadas con la gestión del agua de lastre y fouling, así como el desarrollo de estudios. Para los estudios de prevención se recomienda el uso de análisis moleculares (e.g., ADN ambiental y código de barras).

En el marco de normativa reciente para uso del agua con fines de riego (Ley N° 19553, 2017) y debido a la amplia distribución y capacidad invasora del mejillón dorado se recomienda la consideración del riesgo invasión de la especie durante acciones de conducción o trasvase de agua entre cuencas hidrográficas.

El Comité de Especies Exóticas Invasoras nuclea diferentes actores con el fin de promover la coordinación de acciones interinstitucionales, e implementar medidas de prevención, control y erradicación de especies invasoras. Las diferentes acciones de investigación, gestión y manejo desarrolladas a futuro sobre *Limnoperna fortunei* fortalecerán y aportarán información relevante que enriquecerán las líneas del Comité, entre ellas la elaboración de un Plan Nacional para el control del mejillón dorado.

5.- Agradecimientos

El presente capítulo está dedicado al colega y amigo Dr. Juan María Clemente (“El Checho”) quien falleció durante su edición final (29 octubre 2020).

Los autores agradecen a las fuentes de financiamiento que permitió el desarrollo de los estudios (ANII, CSIC-UdelaR, UTE, PEDECIBA Biología y Geociencias). A RETEMA-UdelaR y Comité de Especies Exóticas Invasoras (DINAMA) por su promoción y apoyo. Al Dr. José Guerrero por el mapa de distribución del mejillón dorado en Uruguay (Fig. 1b).

Bibliografía

Agostini VO, Macedo AJ & Muxagata E (2018). Inhibition of biofilm bacteria and adherent fungi from marine plankton cultures using an antimicrobial combination. *Internat. Aquat Res.* 10 (2):165-177.

Agostini VO, Ritter MdN, Macedo JA, Muxagata E & Erthal F (2017). What determines sclerobiont colonization on marine mollusk shells? *PloSOne*, 12(9): e0184745.

Almeida E, Diamantino TC & de Sousa O (2007). Marine paints: the particular case of antifouling paints. *Progr. Org. Coat.* 59: 2-20.

Avila-SimasS, Reynalte-Tataje D & Zaniboni-Filho E (2016). Fish predators of the golden mussel *Limnoperna fortunei* in different environments in a south american subtropical river. *Bol. do Inst. Pesca* 45(2):e.484 DOI: 10.20950/1678-2305.2019.45.2.484

Barbosa NPU, Silva FA, de Oliveira MD, dos Santos Neto MA, Carvalho MD & Valadão Cardoso A (2016). *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae): first record in the São Francisco River basin, Brazil. *Check List* 12(1): 1846, 23.

Boeger WA, Pie MR, Falleiros RM, Ostrensky A, Darrigran G, Mansur MC & Beliz CE (2007). Testing a molecular protocol to monitor the presence of golden mussel larvae (*Limnoperna fortunei*) in plankton samples. *J. Plank. Res.* 29 (11): 1015–1019.

Boltovskoy D, Correa N, Cataldo D & Sylvester F (2006). Dispersion and ecological impact of the invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei* in the Río de la Plata watershed and beyond. *Biol. Inv.* 8: 947–963.

Boltovskoy D, Correa N, Bordet F, Leites, V. & Cataldo D (2013). Toxic *Microcystis* (cyanobacteria) inhibit recruitment of the bloom-enhancing invasive bivalve *Limnoperna fortunei*. *Freshw. Biol* 58.

Boltovskoy D & Correa N (2015). Ecosystem impacts of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (golden mussel) in South America. *Hydrobiol.* 746: 81-95.

Boltovskoy D, Xu M & Nakano D (2015). Impacts of *Limnoperna fortunei* on Man-Made Structures and Control Strategies: General Overview. Pp. 375-393. In: *Limnoperna fortunei*, D. Boltovskoy (ed.). *Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology* 10. DOI 10.1007/978-3-319-13494-9_21.

Brugnoli E, Clemente J, Boccardi L, Borthagaray A & Scarabino F (2005). Golden mussel *Limnoperna fortunei*: distribution in the principal hydrographic basin of Uruguay. *Anais da Acad. Bras. Ciências* 77 (2): 235-244

Brugnoli E, Clemente J, Riestra G, Boccardi L & Borthagaray A (2006). Especies acuáticas exóticas en Uruguay: situación, problemática y gestión. Pp. 351-362. En: *Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya*. Menafrá, R., Rodríguez, L., Scarabino, F. & Conde, D. (Eds.). Vida Silvestre, Uruguay.

Brugnoli E, Dabiez MJ, Clemente JM & Muniz P (2011). *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) En el sistema de embalses del Río Negro, Uruguay. *Oec. Aust.* 15(3): 576-592.

Blackburn T, Pyšek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, Vojtěch J, Wilson JR & Richardson DM (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecol. & Evol.* 26 (7): 333-339.

Cataldo D, Vinocur A, O’Farrell I, Paolucci E, Leites V & Cataldo D (2012) The introduced bivalve *Limnoperna fortunei* boosts *Microcystis* growth in Salto Grande reservoir (Argentina): evidence from mesocosm experiments. *Hydrobiol.* 680: 25-38.

Cataldo D & Boltovskoy D (2000). Yearly reproductive activity of *Limnoperna fortunei*, as inferred from the occurrence of its larvae in the plankton of the lower Paraná river and the Río de la Plata estuary (Argentina). *Aquat. Ecol.* 34: 307-317.

Clemente J, Iglesias C, Kröger A, Lagomarsino JJ, Méndez G, Marroni S & Mazzeo N (2015). First record of the golden mussel *Limnoperna fortunei* Dunker, 1857 (Bivalvia: Mytilidae) in a lentic system in Uruguay. *Pan-Am. Jour. of Aquat. Sci.* 10(1): 89-93.

Darling JA & Blum MJ (2007). DNA-based methods for monitoring invasive species: a review and prospectus. *Biol. Inva.* 9:751–765.

Darling JA & Mahon AR (2011). From molecules to management: Adopting DNA-based methods for monitoring biological invasions in aquatic environments. *Env. Res.* 111: 978- 988.

Darrigran G & Pastorino G (1995). The recent introduction of asiatic bivalve, *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) into South America. *The Veliger*, 38: 183-187.

Darrigran G, Martín M, Gulló B & Armendariz L (1998). Macroinvertebrates associated with *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) (Bivalvia, Mytilidae) in Río de la Plata, Argentina. *Hydrobiol.* 367: 223-230.

Darrigran G & Ezcurra de Drago I (2000). Invasion of the exotic freshwater mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) in South America. *The Nautilus*, 114: 69-73.

Darrigran G (2002). Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biol. Inv.* 4: 145-156.

Darrigran G, Damborenea C & Greco N (2007). An Evaluation Pattern for Antimicrofouling Procedures: *Limnoperna fortunei* Larvae Study in a Hydroelectric Power Plant in South America. *Ambio* 36 (7): 575-579.

Díaz-Ferguson, E. & Moyer G (2014). History, applications, methodological issues and perspectives for the use of environmental DNA (eDNA) in marine and freshwater environments. *Rev. Biol. Trop.* 62(4):1273-1284.

de Melo Rosa D, da Costa Gaspar, MR, Silva FA & Santos Pompeu P (2019). Impacts of predation by piapara *Megaleporinus obtusidens* (Valenciennes, 1837) on the population densities of the invasive golden mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) Biol. Control 129:148-163.

Endo N, Sato K & Nogata Y (2009). Molecular based method for the detection and quantification of larvae of the golden mussel *Limnoperna fortunei* using real-time PCR. Plankton Benthos Res. 4(3): 125–128.

García ML & Protogino LC (2005). Invasive freshwater molluscs are consumed by native fishes in South America. Jour App. Ichthy. 21: 34-38.

González-Bergonzoni I, Teixeira de Mello F, Vidal N, D'Anatro A & Masdeu M (2010). Reappearance and diet of juvenile armado catfish (*Pterodoros granulosus*) in Lower Uruguay River, (Rio Negro, Uruguay). Bol. Soc. Zool. Uruguay 19: 42-46.

International Marine Organization (2007). IMO News, 4, pág 6. www.imo.org

Ley Nº 19.553. 2017. Riego con destino agrario. <https://legislativo.parlamento.gub.uy/temporales/>. Consultada 20 de junio 2019.

Mansur C, Dos Santos CP, Darrigran G, Hyedrich IG & Calli C (2003). Primeiros dados quali-quantitativos do mexilhão-dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker), no Delta do Jacuí, no Lago Guaíba e no Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil e alguns aspectos de sua invasão no novo ambiente. Rev. Bras. Zool. 20: 75-84.

Mansur MC, Dos Santos CP, Pereira D, Padula IC, Leite M L, Raya MT, Vilar M, & Aydos PE (2012). Morfologia e ciclo larval comparados de bivalves límnicos invasores e nativos. pp 95-110. En: Moluscos límnicos invasores no Brasil: biología, prevenção e controle. Redes Editora, Porto Alegre, Brazil.

Martin S & Darrigran G (1994). *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) en el balneario Bagliardi, Río de la Plata. Alteración en la composición de la malacofauna litoral. I Congreso y III Reunión Argentina de Limnología Tankay. pp. 164-166.

Macedo AJ & Abraham WR (2010). Microcosms for biofilm Analysis on Hydrophobic Substrates – A Multiple Approach to Study Biodiversity, Metabolic Activity and Biofilm Structure and Dynamic. In: Timmis K.N. (eds) Handbook of Hydrocarbon and Lipid Microbiology. Springer, Berlin, Heidelberg

Malafaia CB, Jardelino ACS, Silva AG, de Souza EB, Macedo AJ, Correia MTDS & Silva MV (2018). Effects of Caatinga Plant Extracts in Planktonic Growth and Biofilm Formation in *Ralstonia solanacearum*. Microb. Ecol. 75(3):555-561.

Marroni S, Iglesias C, Mazzeo N, Clemente J, Teixeira de Mello F & Pacheco JP (2013). Alternative food sources of native and non-native bivalves in a subtropical eutrophic lake. Hydrobiol. DOI 10.1007/s10750-013-1714-3.

Muniz P, Clemente J & Brugnoli E (2005). Benthic invasive pests in Uruguay: a new problem or an old one recently perceived? Mar. Poll. Bull. 50:1014-1018.

Lanfranconi A, Brugnoli E, Muniz P, Castiglioni R, Arim M & Arocena R (2008). Estado actual de la invasión de *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) (Mollusca, Bivalvia) en las cuencas hidrográficas de Uruguay. IX Jornadas de Zoología del Uruguay.

Langone JA (2005). Notas sobre el mejillón dorado *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) (Bivalvia, Mytilidae) en Uruguay. Museo Nacional de Historia Natural y Antropología, Montevideo 1:1-18.

Oliveira MD, Campos MCS, Paolucci EM, Mansur MC & Hamilton SK (2015). Colonization and spread of *Limnoperna fortunei* in South America. Pp. 333-355. En: D. Boltovskoy (ed.). *Limnoperna fortunei*. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology 10. DOI 10.1007/978-3-319-13494-9_21.

Pastorino G, Darrigran G, Martin SM & Lunaschi L (1993). *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor en aguas del Rio da Prata. Neotropica, 39: 34-36.

Penchaszadeh P, Darrigran G, Angulo C, Averbuj A, Brgger M, Dogliotti A & Pirez N (2000). Predation of the invasive freshwater mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) (Mytilidae) by the fish *Leporinus obtusidens* (Valenciennes, 1846) (Anostomidae) in the Rio de la Plata, Argentina. Jour. Shell. Res. 19: 229-231.

Pie MR, Boeger WA, Patella L & Falleiros R (2006). A fast and accurate molecular method for the detection of larvae of the golden mussel *Limnoperna fortunei* (Mollusca: Mytilidae) in plankton samples. J. Mollusc. Stud. 72(2): 218–219.

Pie MR, Ströher PR, Agostinis AO, Belmonte-Lopes R, Tadra-Sfeir MZ & Ostrensky A (2017). Development of a real-time PCR assay for the detection of the golden mussel (*Limnoperna fortunei*, Mytilidae) in environmental samples. An. Acad. Bras. Ciênc. 89(2):1041-1045.

Raveendran TV & Limna Mol VP (2009). Natural product antifoulants. Current Science 97 (4):508-520.

Scarabino F & Verde M (1995). *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) en la costa Uruguay del Río de la Plata (Bivalvia: Mytilidae). Comun. Soc. Malacol Uruguay 7: 374-375.

Sylvester F, Dorado J, Boltovskoy D, Juárez A & Cataldo D (2005). Filtration rates of the invasive pest bivalve *Limnoperna fortunei* as a function of size and temperature. Hydrobiol. 534: 71–80.

Sylvester F (2006). Biología alimentaria y ecología del molusco invasor *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) en el Paraná inferior y Río de la Plata. Tesis Doctoral. Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UBA. pp. 160.

Sylvester F, Boltovskoy D & Cataldo DH (2007). Fast response of freshwater consumers to a new trophic resource: Predation on the recently introduced Asian bivalve *Limnoperna fortunei* in the lower Paraná river, South America. Austral Ecology 32: 403-415.

Trentin DS, Gorziza DF, Abraham WR, Antunes ALS, Lerner C, Mothes B, Termignoni C & Macedo AJ (2011). Antibiofilm activity of *Cobetia marina* filtrate upon *Staphylococcus epidermidis* catheter-related isolates. Braz. J. Microbiol. 42(4): 1329-1333.

Trentin DS, Silva DB, Amaral MW, Zimmer KR, Silva MV, Lopes NP, Giordani RB & Macedo AJ (2013). Tannins Possessing Bacteriostatic: Effect Impair *Pseudomonas aeruginosa* Adhesion and Biofilm Formation. PLoS ONE 8(6): e66257.

Cita recomendada: Muniz P, Góngora N, Sánchez M, Lago V, Antuña D, Correa P, Chiesa E & Brugnoli E (2021): *Rapana venosa* (Muricidae, Rapaninae): un invasor “exitoso” en el estuario del Río de la Plata. En: Brazeiro A, Bresciano D, Brugnoli E & Iturburu M (eds): *Especies exóticas invasoras de Uruguay: distribución, impactos socioambientales y estrategias de gestión*. Pp. 149-161. Retema-Udelar/CEEL, Ministerio de Ambiente, Montevideo.

CAPÍTULO 9

***Rapana venosa* (Muricidae, Rapaninae): un invasor “exitoso” en el estuario del Río de la Plata**

Pablo Muniz^{1*}, Noemí Góngora¹, Maite Sánchez¹, Verónica Lago¹, Diego Antuña¹, Patricia Correa¹, Ernesto Chiesa² & Ernesto Brugnoli¹

¹ Oceanografía y Ecología Marina, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Udelar. *pmuniz@fcien.edu.uy

² Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA- MGAP).

Resumen

El caracol rapana, *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) es un predador activo de más de nueve especies nativas de moluscos que ha llegado a aguas del Río de la Plata en 1998 desde el sudeste asiático, posiblemente en aguas de lastre. Desde su llegada su distribución se ha ido ampliando hacia el Sur por la costa de la provincia de Buenos Aires y hacia el Norte por la costa uruguaya. En la actualidad parece estar desplazándose, ampliando su distribución, hacia la zona Sur de la costa argentina. El presente capítulo describe resultados de los estudios desarrollados para el estuario del Río de la Plata con énfasis en aspectos de distribución, y en los efectos ecosistémicos que puede ocasionar. Se presentan las acciones de control desarrolladas en Uruguay y Argentina hasta el momento y se sugiere que el uso como recurso alimenticio explotable podría tener viabilidad. Se destaca el elevado valor comercial como ítem exportable y el desarrollo de importantes pesquerías en aquellos lugares donde es consumido. De acuerdo a los resultados presentados, rapana representa un riesgo para la malacofauna en general de importancia económica de la zona, en especial para el mayor recurso malacológico explotado en Uruguay, el mejillón azul. También ocurre competencia, por el espacio, con especies nativas y causa impacto directo sobre la tortuga verde a través del biofouling sobre el carapacho, generando problemas de flotabilidad y nado. Se recomienda, entre otras acciones, la promoción de su captura como recurso pesquero sobre-explotable y su potencial uso como indicador de calidad ambiental en el Río de la Plata y zona oceánica adyacente.

Palabras clave: caracol rapana, especie invasora, estuario, mitigación y control, predación.

1.- Descripción general

Rapana venosa (Valenciennes 1846), conocido también como caracol rapana es de origen asiático (Mar del Japón y Amarillo) y fue registrado por primera vez en la región en Bahía de Samborombón, Río de la Plata (Pastorino et al. 2000), mientras que para Uruguay en 1998 en las costas del Departamento de Maldonado (Scarabino et al. 1999). Es un molusco gasterópodo, relativamente grande, pudiendo alcanzar su concha los 170 mm de largo (Bruno 2016). Es dioico (Fig. 1), la época reproductiva en el Río de la Plata comienza aproximadamente en octubre y finaliza en el mes de abril, con una fecundidad preliminar estimada de 76 mil a 85 mil huevos en cada evento reproductivo (Giberto et al. 2006). Presenta elevada fertilidad (40 a 120 mil larvas por hembra por puesta) y un número de puestas por hembra que puede variar entre 2 y 29 al año (Chung et al. 1993, Harding et al. 2008). Muestran un rápido crecimiento y desarrollo larval de entre 14 y 80 días (Mann et al. 2004). Estas características reproductivas posibilitaron su dispersión interoceánica natural o mediante el agua de lastre a diferentes zonas costeras a nivel global, iniciando la misma a mediados del siglo pasado (ICES 2004).

Es un organismo invasor exitoso en ecosistemas costeros y estuarinos, tolerando amplias variaciones de temperatura, salinidad y concentraciones de oxígeno. Este organismo, de hábitos infaunales y epifaunales, habita sustratos rocosos y arenofangosos del intermareal y submareal, alimentándose usualmente de bivalvos de interés económico como ostras, mejillones y almejas (Fig. 1C) (Mann et al. 2004, Savini & Occhipinti-Ambriogi 2006, Lanfranconi et al. 2013). Estudios en la región determinaron tasas de alimentación sobre bivalvos del Río de la Plata y zonas marinas adyacentes y predicen posibles efectos sobre los recursos malacológicos de la zona como el mejillón azul (*Mytilus edulis platensis*) (Lanfranconi et al. 2009, Brugnoli et al. 2014). En Uruguay es considerada como una especie invasora y se encuentra en la lista de las 42 especies invasoras prioritarias para erradicación/control de acuerdo con lo sugerido por el Comité de Especies Exóticas Invasoras (Aber et al. 2014).

El presente capítulo describe resultados de trabajos desarrollados para el estuario del Río de la Plata desde el ingreso de la especie, poniendo énfasis en aspectos de distribución, ubicación en la trama trófica, efectos a diferentes niveles de organización, así como predicciones sobre efectos ecosistémicos. Finalmente se presentan las acciones de control desarrolladas en Uruguay y Argentina, sugiriéndose usos para la especie a partir de experiencias en otros sistemas afectados por esta clase de organismo.



Figura 1. (A) Macho. (B) Hembra. (C) Caracol rapana con *Mactra isabelleana* en su interior.

2.- Distribución global y en el Río de la Plata

Actualmente la población de *Rapana venosa* presenta una amplia distribución biogeográfica (Fig. 2A). La propagación de esta especie por medio de actividades antrópicas como el tráfico de barcos, comercio marítimo y acuicultura han generado impactos en diferentes ecosistemas. Colonizaron zonas de transición como lagunas, estuarios y sistemas costeros, donde las condiciones ambientales tales como temperatura, oxígeno y salinidad han sido propicias para su reproducción, supervivencia y colonización de nuevos hábitats (ICES 2004, Brugnoli et al. 2014).

Rapana venosa fue encontrado por primera vez fuera de su lugar de origen en 1940, en el Mar Negro (Fig. 2A), donde fue llevado con fines de acuicultura. Actualmente su población ocasionó un colapso en las poblaciones de bivalvos comerciales. A partir de 1971, luego de ser encontrado en el Mar Adriático, su distribución se incrementó también hacia el Mar Egeo en 1986 y Mar de Azov en el año 1990. Por aquel entonces, las aguas de lastre fueron las responsables de la expansión de su distribución. En el año 2000 fue encontrado en la Bahía de Quiberón, al sur de Gran Bretaña. Mientras tanto, en América se reportó en la Bahía de Chesapeake, América del norte, en el año 1998, la cual provocó también una disminución de moluscos bivalvos. La salinidad y la circulación de las mareas mediaron la distribución de adultos y larvas de este animal (Mann et al. 2004).

En 1999 fue registrado por primera vez en la Bahía Samborombón, Río de la Plata (Pastorino et al. 2000), mientras que, en la zona costera uruguaya, su distribución se concentró entre la Bahía de Montevideo y la Bahía de Maldonado (Scarabino et al. 1999), donde la actividad portuaria es más frecuente.

En la última década su distribución se concentró en fondos fangosos de la zona mixohalina submareal del Río de la Plata, llegando hasta San Clemente del Tuyú, Argentina (Fig. 2B). Su extensión se vio favorecida por el recurso alimenticio y por el régimen oceánico del Río de la Plata, que posiblemente permita que se extienda hasta 100 km de su desembocadura hacia el sur (Giberto & Bruno 2014).

Estudios recientes en el litoral uruguayo, lo registran con frecuencia en la costa atlántica, en varias localidades del departamento de Rocha (Laporta et al. 2018).

Como se mencionó anteriormente, las condiciones necesarias para su supervivencia y reproducción implican rangos particulares de temperatura (entre 10 y 23°C), salinidad (entre 15 y 31) y profundidad (4 a 36 m). En el Río de la Plata, las condiciones parecen ser ideales para este molusco ya que su reproducción y distribución se ha incrementado a través de los años.

Presenta una característica poblacional muy interesante en la mayoría de las zonas invadidas, la presencia de una gran variedad morfológica en los individuos, o sea, varios morfotipos diferentes. Dichos morfotipos se atribuyen a respuestas individuales a las condiciones ambientales (temperatura, salinidad, tipos de sedimentos), a la presencia diferencial de presas y depredadores, y también a distintos eventos de introducción que permitirían una mayor variabilidad genética en la población (Savini et al. 2004, Castellazzi et al. 2007, Micu et al. 2008, Bondarev 2013a y b, Kos'yan 2013). En el Río de la Plata también ocurre esa gran variabilidad morfológica (Bruno 2016) y se explica parcialmente por los gradientes oceanográficos marcados y la disponibilidad alimentaria variable existente en la región (Mianzan et al. 2001, Giberto et al. 2004, 2007a y b, Acha et al. 2008, Giberto 2008). La importante variabilidad ambiental existente en el Río de la Plata podría ser parte de la explicación a la hora de diferencias con otras regiones invadidas.

En un trabajo reciente, Bruno (2016) resalta que debido a la combinación de características de estrategia r y K, las cuales incluyen hábitos generalistas, pronta madurez sexual (un año), alto número de crías, gran tamaño corporal y larga expectativa de vida (>15 años) se ha logrado que luego de casi 20 años de sus primeros registros, *Rapana venosa* haya colonizado exitosamente el estuario del Río de la Plata y zonas marinas adyacentes incorporándose de manera exitosa a las tramas tróficas locales.

Se realizó un estudio en el marco de la cooperación existente entre la Facultad de Ciencias y la DINARA (MGAP) a bordo del Buque "Aldebarán" en la campaña de pesca de recursos costeros correspondiente a primavera 2017. Se colectaron y analizaron 119 individuos de la zona mixohalina del Río de la Plata (Antuña et al. 2018). Se encontró en general que los machos fueron un poco más abundantes que las hembras (Tabla 1) y no se registró la presencia de imposex. Tampoco se registraron diferencias significativas entre machos y hembras con relación a su biomasa ni a su longitud. Es de destacar que, en este estudio, el 10% de los individuos estudiados presentaron en su interior moluscos, reflejando de esta manera la activa alimentación sobre las especies nativas. Por otra parte, se observó que la mayoría de los organismos estudiados presentaba una alta cobertura de epibiontes y algunos llevaban masa ovígera sobre su caparazón.

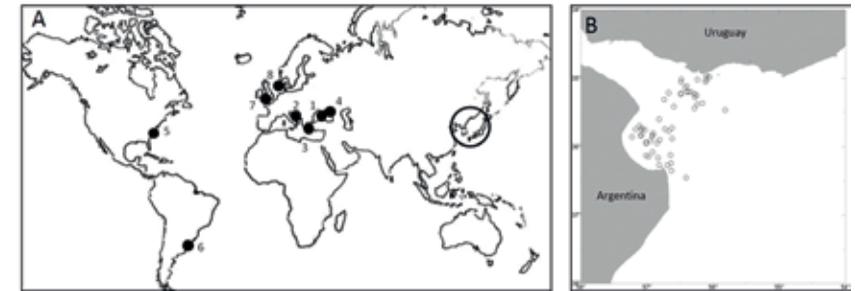


Figura 2. (A) Distribución global (círculo indica lugar de origen), donde 1: Mar Negro (1947), 2: Mar Adriático (1971), 3: Mar Egeo (1986), 4: Mar de Azov (1990), 5: Bahía de Chesapeake (1998), 6: Río de la Plata (1998), 7: Bahía de Quiberón (1997-1998), 8: Mar del Norte (2005). (B) Distribución regional actual en el Río de la Plata y zona oceánica adyacente. Modificado de Brugnoli et al. (2014) (A) y Giberto & Bruno (2014) (B).

Tabla 1. Parámetros poblacionales de *Rapana venosa* durante la campaña costera primavera 03/2017 en la zona estuarina y zona común de pesca. Profundidad 6-70 m, arrastres de fondo Engel con tamaño de malla de 35 mm entre-nudos. Se indica el promedio (\pm DS), y entre paréntesis, mínimo y máximo.

Parámetro	Magnitud
Nº estaciones con <i>R. venosa</i> / Total estaciones campaña	8/51 (16%)
Nº individuos colectados	117
Nº Machos/ Nº hembras	65/52 (54,4%/43,3%)
Proporción machos/hembras	1,25 (0,7-3,3)
Largo total (mm)	97,6 \pm 13,8 (51,5-137,6)
Ancho Total (mm)	71,2 \pm 11,1 (36,6-97,10)
Peso total (gr)	162,5 \pm 67,1 (28,3-373,6)
% Imposex	0
% Organismos alimentándose de moluscos	10
% Cobertura	61 \pm 36 (0-100%)*

*% Organismos colonizadores: Briozooarios: 87,5%, balanos 73,3%, puestas rapana: 14,2%, tubos poliquetos, bivalvos, % actinias y anémonas <10%.

3.- Impactos ecológicos

Como toda especie invasora, *Rapana venosa* presenta importantes impactos socio-ambientales afectando principalmente la biodiversidad autóctona. Modelos tróficos del Río de la Plata identifican a *R. venosa* como una especie clave y central para la dinámica trófica del estuario (Lercari et al. 2014). Se ha convertido en un potencial predador al coexistir con varias especies de bivalvos nativos (Brugnoli et al. 2014). Su aparición ha logrado desplazar o disminuir poblaciones de organismos nativos ya que son parte de su dieta alimenticia, afectando a largo plazo e indirectamente a depredadores autóctonos (Lanfranconi et al. 2009). Según estos autores y Carranza (2010), una de las especies más afectadas corresponde al mejillón azul (*Mytilus edulis platensis*) ya que depreda sobre los bancos de estos mejillones en la costa de Maldonado. Actualmente se reportan hasta 9 especies de moluscos bivalvos autóctonos consumidos por *R. venosa* (Tabla 2). Muchos de estos moluscos se explotan comercialmente, siendo el mejillón azul el principal recurso malacológico del Uruguay (Riestra & Defeo 1994).

Tabla 2. Especies de moluscos, hábitos y tasas de consumo observadas o determinadas de *Rapana venosa* en el Río de la Plata.

Especie de molusco	Hábitos (Sustrato)	Tasa consumo diario (promedio)	Referencia
<i>Mactra isabelleana</i>	Infaunal (inconsolidado)	*	1
<i>Erodona mactroides</i>	Infaunal (inconsolidado)	*	1
<i>Pitar rostratus</i>	Infaunal (inconsolidado)	*	1
<i>Donax hanleyanus</i>	Infaunal (inconsolidado)	*	1
<i>Brachidontes rodri-guezi</i>	Epifaunal (consolidado)	0.68 ± 0.65 g tej. ph d-1 (87.8 g total)	1
<i>Mytella charruana</i>	Epifaunal (consolidado)	Idem	1
<i>Mytilus edulis platensis</i>	Epifaunal (consolidado)	0.6 ± 0.4 g mejillón d-1	2 y 3
<i>Amiantis purpurata</i>	Infaunal (inconsolidado)	*	1
<i>Crassostrea gigas</i> (EEI región)	Epifaunal (consolidado)	*	1

Referencias: (1) Giberto et al. 2011, (2) Lanfranconiet al. 2013, (3) Brugnoli et al. 2014. (*): especies de moluscos dónde se constata depredación por *R. venosa* pero no se ha cuantificado.

Los impactos de *R. venosa* no se observan únicamente en la depredación sino también en la competencia por el espacio con especies nativas, como con el gasterópodo *Stramonita haemastoma* (Lanfranconi et al. 2009). Otro de los organismos que se ve afectado directamente por la interacción con este gasterópodo es la tortuga verde (*Chelonia mydas*) ya que los caracoles se posicionan sobre el

carapacho (biofouling) generando problemas en la flotabilidad y la natación, en ocasiones provocando su hundimiento. Además, podría considerarse a las tortugas como otro vector de dispersión. Se ha registrado el *biofouling* del gasterópodo sobre carapachos de tortuga verde (Lezama et al. 2013) en el Balneario Bajos del Solís de Canelones y Maldonado, siendo el primer caso para el Atlántico Sud Occidental. Por otro lado, se ha reportado el consumo de *R. venosa* por la tortuga cabezona (*Caretta caretta*), encontrándose en su tracto digestivo: opérculos, restos de pies, mantos y cápsulas ovígeras (Carranza et al. 2011). Más recientemente, en Punta Médanos, al sur de Bahía de Samborombón (Argentina) fue registrado un opérculo en el tracto digestivo del pequeño tiburón *Mustelus schmitti*, indicando un nuevo predador natural para la especie invasora (Bonelli et al. 2016).

4.- Medidas de divulgación y control en el Río de la Plata

Desde los primeros registros de presencia de este invasor se han adoptado algunos estudios, medidas y estrategias con el fin de erradicar o al menos tener un control poblacional de este organismo. Si bien existen los registros de su distribución, no se especifica su abundancia y por lo tanto sus posibles impactos en el ambiente. Se han implementado campañas de divulgación y concientización a la sociedad en la cual las personas recibían una remuneración por cada caracol retirado de las aguas (Fig. 3A). Complementariamente, para capturar al organismo se han empleado diferentes métodos en el Río de la Plata, incluyendo trampas para gasterópodos en Argentina (Schiariti et al. 2011, Besozi 2013) y la extracción manual por parte de mejilloneros artesanales en Uruguay (Carranza et al. 2010, Brugnoli et al. 2014) (Fig. 3B). Durante 2010, en Maldonado y a partir de estudios multidisciplinarios, se analizó el efecto de rapana sobre bancos de *Mytilus edulis platensis* mediante la estimación de su tasa de consumo específico sobre el mejillón azul (Brugnoli et al. 2014).

Durante 2010 se desarrolló en las costas del Departamento de Maldonado un estudio con enfoque multidisciplinario, considerando aspectos ecológicos y socio-económicos de la especie que aporten insumos para la estrategia de manejo y control de *R. venosa*. Desde el punto de vista ecológico, se determinó el efecto de *R. venosa* sobre los bancos de mejillones de *Mytilus edulis platensis*, mediante la estimación de la tasa de consumo específica del caracol sobre el mejillón azul. Desde el punto de vista socio-económico, se propuso conocer los cambios que se generan en las prácticas sociales y económicas locales dada la invasión de esta especie. A partir de consultas a los mejilloneros de Punta del Este y Piriápolis, se elaboraron categorías teóricas desde los propios conocimientos que poseen dichos sujetos según la posición que ocupan en la recolección, comercialización y consumo del mejillón azul. Dada la importancia del mejillón como item alimenticio de rapana, se concluyó sobre la importancia de profundizar en estudios biológicos-pesqueros de mitílidos en nuestro país para reforzar el estado actual

de conocimiento de las poblaciones de mejillón azul y las presiones a las que se encuentran sus poblaciones (Brugnoli et al. 2014).

Por otro lado, el diagnóstico ambiental desarrollado en el marco del Proyecto FRE-PLATA (ver Penchaszadeh 2005), concluye que la principal vía de introducción de especies exóticas al Río de la Plata es el agua de lastre. Al menos los principales invertebrados invasores del Río de la Plata (almeja asiática *Corbicula fluminea*, mejillón dorado *Limnoperna fortunei* y caracol *Rapana venosa*) se presume que ingresaron por esta vía.

Una forma de controlar a la especie es atacar su vía de ingreso, es decir las aguas de lastre, a partir de una gestión adecuada de las mismas. Para ello, se deberían implementar acciones conjuntas entre la Armada Nacional, la Administración Nacional de Puertos y el Comité de Especies Exóticas Invasoras. Por otra parte, *Rapana venosa* es ampliamente comercializada en las regiones costeras del Mar Negro, desde donde es exportada a Asia (GÖnery & Özsandıkçı 2017). Por esto tampoco debería descartarse la posibilidad de desarrollar una actividad extractiva de la especie a nivel de pesquería artesanal, aunque eso conlleva el problema de generar una dependencia económica del recurso que se quiere erradicar. Al respecto existen varias pesquerías alrededor del mundo dado su importante valor comercial en los lugares donde es consumido (Knudsen et al. 2010).

5.- Consideraciones finales

Rapana venosa presenta una amplia distribución en ambas costas del Río de la Plata (Argentina y Uruguay) y en la zona submareal mixohalina del estuario. En la actualidad parece estar ampliando su distribución hacia la zona sur de la costa argentina. Es un depredador activo de al menos nueve especies de moluscos autóctonos de la región. Según modelos tróficos y estudios con isótopos estables, se puede afirmar que afecta a varias poblaciones de moluscos bivalvos del sistema acuático del Río de la Plata.

Es de destacar que, tanto en nuestro país como en Argentina, aún no se han implementado acciones de uso y/o control de la especie. Se recomienda que, entre otras acciones, se considere la promoción de su captura como recurso pesquero sobre-explotable o su uso como indicador de calidad ambiental en el Río de la Plata y zona oceánica adyacente.



Figura 3. (A) Divulgación de la campaña de extracción/recolección ejecutada en el verano de 2009-2010 en la costa uruguaya. (B) Pesca artesanal a partir de barcos pesqueros y redes. (C) Ejemplares de *R. venosa* en su concha acompañados de mejillones para degustación.

6.- Agradecimientos

A Diego Giberto por facilitarnos el mapa con la distribución actual que fue usado en parte de la figura 2. P. Muniz y E. Brugnoli agradecen a SNI-ANII. Al MGAP-Dinara por colaborar con la campaña del Aldebarán/2017 y permitir el uso de los datos recabados. A los Editores del libro por la invitación al ciclo y a contribuir en el presente libro. Al Ministerio de Ambiente por su apoyo para la publicación. Al programa CSIC-PAIE (UdelaR) por el financiamiento del proyecto del cual parte de los resultados forman parte del presente capítulo.

Bibliografía

Acha EM, Mianzan H, Carreto J, Guerrero R, Giberto DA, Montoya N & Carignan MO (2008). An overview of ecological processes in the Río de la Plata estuary. *Cont. Shelf Res.* 28: 1579-1588.

Antuña D, Brugnoli E, Correa P, Chiesa E, Góngora N, Lago V, Sánchez M, Muniz P (2018). Population structure of *Rapana venosa* in the Río de la Plata estuary during spring 2017. X International Conference on Marine Bioinvasions, Puerto Madryn, Patagonia, Argentina p.36.

Besozi AL (2013). Imposex en el caracol invasor *Rapana venosa*. Tesis grado, Universidad de la República, Facultad de Veterinaria, Montevideo, 33pp.

Bondarev IP (2013a). Ecomorphological analyses of marine mollusks shell thickness of *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) (Gastropoda: Muricidae). *Int. J. Mar. Sc.* 3(45): 368-388.

Bondarev IP (2013b). Shell color allelic lines of *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846). *Biol. Evidence* 3(2): 4-11.

Bonelli AG, Giachetti AB, Jaureguizar AJ & Milessi AC (2016). First report of predation by a small shark on the invasive rapa whelk *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) in Argentinean waters. *Biol. Invasions* 5: 169-172.

Brugnoli E, Giberto DA, Lanfranconi A, Schiariti A, Aguilera F, Bremec CS, Barrero G & Muniz P (2014). El gasterópodo invasor *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) y sus posibles efectos en el ecosistema costero estuarial del Río de la Plata. En: Goso, C. (Ed.) Problemática de los ambientes costeros. Sur de Brasil, Uruguay y Argentina. Volumen II. Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay. Capítulo 10: 18 pp.

Bruno LI (2016). Aspectos morfológicos y reproductivos del gasterópodo invasor *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) y su relación con el gradiente ambiental del Río de la Plata (Argentina-Uruguay). Tesis Licenciatura, Universidad Nacional de Mar del Plata, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, 65pp.

Carranza A, de Mello C, Ligrone A, González S, Píriz P & Scarabino F (2010). Observations on the invading gastropod *Rapana venosa* in Punta del Este, Maldonado Bay, Uruguay. *Biol. Invasions* 12(5): 995-998.

Carranza A, Estrades A, Scarabino F & Segura A (2011). Loggerhead turtles *Caretta caretta* (Linnaeus) preying on the invading gastropod *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) in the Río de la Plata Estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 32(2): 142-147.

Castellazzi M, Savini D & Occhipinti Ambrogi A (2007). Shell morphotypes of the invasive gastropod *Rapana venosa* in the Northern Adriatic Sea. *Boll. Malacol.* 43(1-8): 103-107.

Chung EY, Kim SY & Kim YG (1993). Reproductive ecology of the purple shell, *Rapana venosa* (Gastropoda: Muricidae), with special reference to the reproductive cycle, depositions of egg capsules and hatchings of larvae. *Korean J. Malacol.* 9: 1-15.

Defeo O & Riestra G (2000). El mejillón *Mytilus edulis platensis* en costas del departamento de Maldonado: propuesta para la ordenación de su pesquería. En: Rey M (ed.): Recursos pesqueros no tradicionales: moluscos bentónicos marinos. Proyecto URU/92/003, INAPE-PNUD, Montevideo, pp. 58-72.

DINAMA-CEEI (Comité de Especies Exóticas Invasoras) (2014). Especies Exóticas Invasoras en el Uruguay. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras. Aber A, Ferrari G, Zerbino S, Porcille F, Brugnoli E & Núñez L (eds.). Mvotma-Dinama. 70 pp.

Giberto DA & Bruno LI (2014). Recent records of the exotic gastropod *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) along the Argentine coastline: is the invasion progressing south wards? *Pan-American J. Aqu. Sc.* 9(4): 324-330.

Giberto DA (2008). Estructura de la comunidad bentónica y nichos tróficos de Sciaenidae (Pisces: Osteichthyes) en el estuario del Río de la Plata. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Comahue, San Carlos de Bariloche. 226 pp.

Giberto DA, Bremec CS, Acha EM & Mianzan HW (2004). Large-scale spatial patterns of benthic assemblages in the SW Atlantic: the Río de la Plata estuary and adjacent shelf waters. *Est. Coast Shelf Sc.* 61: 1-13.

Giberto DA, Bremec CS, Acha EM & Mianzan HW (2007a). Feeding of the white mouth croaker *Micropogonias furnieri* (Sciaenidae: Pisces) in the estuary of the Río de la Plata and adjacent uruguayan coastal waters. *Atlántica, Rio Grande* 29: 75-84.

Giberto DA, Bremec CS, Cortelezzi A, Rodrigues A & Brazeiro A (2007b). Ecological boundaries in estuaries: macrobenthic diversity in the Río de la Plata system (34-36°S). *J. Mar. Biol. Ass. UK.* 87: 377-381.

Giberto DA, Bremec CS, Schejter L, Schiariti A, Mianzan H & Acha E (2006). The invasive Rapa Whelk *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846): status and potential ecological impacts in the Río de la Plata estuary, Argentina-Uruguay. *J. Shellfish Res.* 25(3): 919-924.

Giberto DA, Schiariti A & Bremec CS (2011). Diet and daily consumption rates of *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) (Gastropoda: Muricidae) from the Río de la Plata (Argentina-Uruguay). *J. Shellfish Res.* 30(2): 349-358.

Giberto DA, Schiariti A, Montoya NG & Benavides HR (2012). Tolerancias termohalinas de las larvas del invasor *Rapana venosa* (Gasteropoda: Muricidae) en condiciones de laboratorio. Informe de Investigación INIDEP N° 89. 14 pp.

GÖnener S & Özsandıkçı U (2017). Density distribution and some biological properties of veined whelk *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) populations in south central Black Sea. *Cah. Biol. Mar.* 58: 199-206.

Harding JM, Mann R & Kilduff CW (2008). Influence of environmental factors and female size on re-productive output in an invasive temperate marine gastropod *Rapana venosa* (Muricidae). *Mar. Biol.* 155: 571-581.

ICES (2004). Alien species alert: *Rapana venosa* (veined whelk). ICES Cooperative Research Report, 264: 1-14.

Knudsen S, Zengin M, veKoçak MH (2010). Identifying drivers for fishing pressure. A multidisciplinary study of trawl and sea snail fisheries in Samsun, Black Sea coast of Turkey, *Ocean Coast. Manage.* 53: 252-269.

Kos'yan AR (2013). Comparative analysis of *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) from different biotopes of the Black Sea based on its morphological characteristics. *Oceanology* 53: 47-53.

Lanfranconi A, Brugnoli E & Muniz P (2013). Preliminary estimates of consumption rates of *Rapana venosa* (Gastropoda, Muricidae); a new threat to mollusk biodiversity in the Río de la Plata. *Aq. Invasions*, 8: 437-442. doi: <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2013.8.4.07>

Lanfranconi A, Hutton M, Brugnoli E & Muniz P (2009). New record of the alien mollusk *Rapana venosa* (Valenciennes 1846) in the Uruguayan coastal zone of Río de la Plata. *Pan-American J. Aq. Sc.* 4: 216-221.

Laporta, M., F. Scarabino, G. Fabiano, S. Silveira, I. Pereyra & O. Santana. 2018. Peces e invertebrados capturados en las pesquerías artesanales oceánicas de enmalle y palangre de fondo de Uruguay. *Frente Marítimo*, 25:325-347.

Lercari D, Horta S, Martínez G, Calliari D, Bergamino L (2015). A food web analysis of the Río de la Plata estuary and adjacent shelf ecosystem: trophic structure, biomass flows, and the role of fisheries. *Hydrobiologia* 742:39-58.

Lezama C, Carranza A, Fallabrino A, Estrades A, Scarabino F & López-Mendilaharsu M (2013). Unintended backpackers: bio-fouling of the invasive gastropod *Rapana venosa* on the green turtle *Chelonia mydas* in the Río de la Plata Estuary, Uruguay. *Biol. Invasions* 15: 483-487.

Mann R, Occhipinti A & Harding JM (eds.) (2004). Alien Species Alert: *Rapana venosa* (veined whelk). ICES Cooperative Research Report, no 264, 14 pp.

Mianzan H, Lasta CA, Acha E, Guerrero RA, Macchi G & Bremec C (2001). The Río de la Plata estuary, Argentina-Uruguay. En: Seeliger, U., de Lacerda, L.D. & Kjerve, B., eds. *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*. Ecological Studies. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, pp. 185-204.

Micu S, Kelemen B & Mustata G (2008). Current distribution and Shell morphotypes of *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) in the Agigea 4m littoral. *Analele Științifice Ale Universității Alexandru Ioan Cuza" Din Iași Serie Nouă, Secțiunea Biologie Animală Tomul LIV:185-189.*

Pastorino G, Penchaszadeh PE, Schejter L & Bremec CS (2000). *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) (Mollusca: Muricidae): a new gastropod in South Atlantic waters. *J. Shellfish Res.* 19(2): 897-899.

Penchaszadeh, PE (2005). Invasores: Invertebrados exóticos en el Río de la Plata y región marina aledaña. Eudeba, Buenos Aires. 377 pp.

Savini D & Occhipinti-Ambrogi A (2004). Spreading potential of an invader: *Rapana venosa* in the northern Adriatic Sea. *Rapport du Commission Internationale pour l' Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée* 37: 548.

Savini D & Occhipinti-Ambrogi A (2006). Consumption rates and prey preference of the invasive gastropod *Rapana venosa* in the Northern Adriatic Sea. *Helgoland Mar. Res.* 60: 153-159.

Scarabino F, Menafra R & Etchegaray P (1999). Presencia de *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) (Gastropoda: Muricidae) en el Río de la Plata. *Actas V Jornadas de Zoología del Uruguay, Bol. Soc. Zool. Uruguay (Segunda época)*, 11: 40.

Schiariti A, Giberto DA, Bremec CA & Mianzan H (2011). La medusa *Lycnorhiza lucerna* y el gasterópodo exótico *Rapana venosa*: ¿dos posibles pesquerías alternativas en el Río de la Plata? *Resúmenes Decimosexto Simposio Científico: El enfoque ecosistémico y su aplicación al manejo de las pesquerías en la ZCP Argentino-Uruguaya, Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo, Buenos Aires*, p. 42.

Cita recomendada: Clavijo C (2021): 40 años después: bivalvos del género *Corbicula* en Uruguay. En: Brazeiro A, Bresciano D, Brugnoli E & Iturburu M (eds): *Especies exóticas invasoras de Uruguay: distribución, impactos socioambientales y estrategias de gestión*. Pp. 163-170. Retema-UdelaR/CEEI, Ministerio de Ambiente, Montevideo.

CAPÍTULO 10

40 años después: bivalvos del género *Corbicula* en Uruguay

Cristhian Clavijo
Museo Nacional de Historia Natural, Montevideo, Uruguay

Resumen

La invasión de los bivalvos del género *Corbicula*, a pesar de ser una de las de mayor dispersión geográfica, en abundancia individuos y biomasa de Uruguay, por ocasionar escasos impactos directos al humano ha sido sistemáticamente desatendida. Actualmente *Corbicula* se encuentra en todas las cuencas del Uruguay, en prácticamente todos los cursos y cuerpos de agua siendo un elemento fundamental en las comunidades bentónicas. Las características reproductivas y su gran plasticidad fenotípica hacen de los bivalvos del género *Corbicula* perfectos invasores. Sus impactos directos al ser humano son la obstrucción de cañerías y el empobrecimiento de áridos para construcción. Las grandes poblaciones de *Corbicula* pueden afectar las comunidades de bivalvos nativos, alterar los ciclos biogeoquímicos y potencialmente favorecer las floraciones de cianobacterias. Sin una posibilidad real de eliminación o control de la invasión, las medidas a tomar al respecto deben ser de adaptación.

Palabras clave: conservación, *Corbicula fluminea*, distribución, dulceacuícola.

1.- Características y origen de la invasión de *Corbicula* en Uruguay

Los bivalvos dulceacuícolas del género *Corbicula* (Megerle von Mühlfeld, 1811) originarios de Asia, Australia y África han invadido Europa (Mouthon 1981), América del Norte (McMahon 1982) y América del Sur (Ituarte 1981) ocupando la mayor parte de las aguas superficiales de estos continentes y en muchos casos constituyéndose el grupo de mayor abundancia en las comunidades bentónicas (Crespo et al. 2015).

En Uruguay el género *Corbicula* fue registrado por primera vez en la costa del departamento de Colonia en el año 1979 (Ituarte 1982, Veitenheimer- Mendes-Olazarri 1983), aunque según Ituarte (1994) la introducción al Río de la Plata ocurrió entre 1965 y 1975. La vía más probable de introducción es el agua de lastre (Santos et al. 2012). Hasta el momento fueron registradas cuatro especies del género en América del Sur y Uruguay: *Corbicula sp.*, *C. fluminea* (Müller 1774), *C. largillierti* (Philippi 1844) y *C. fluminalis* (Müller 1774) (Fig. 1, Santos et al. 2012, Clavijo 2014) aunque la identidad taxonómica de estas especies sigue ofreciendo dudas.



Figura 1. Especies del género *Corbicula* presentes en Uruguay. A) *C. fluminea* B) *C. fluminalis* C) *C. largillierti* D) *Corbicula sp.*

La historia taxonómica del género *Corbicula* es compleja. Debido a su amplia distribución nativa y plasticidad fenotípica algunas especies de este género fueron descritas múltiples veces resultando en una compleja sinonimia (solo *Corbicula fluminea* tiene más de 60 sinónimos junior). Además, varias características como su plasticidad fenotípica, o sus formas de reproducción y herencia complejizan la interpretación taxonómica de las especies.

Dentro del género existen especies dioicas pero que abarcan linajes hermafroditas clonales. Estos carecen de meiosis y generan células espermáticas biflageladas sin reducción que pueden ser di, tri y tetradiploides (Qiu et al. 2001). Además, se reproducen por androgénesis un modo de reproducción en el cual el genoma nuclear del embrión es heredado paternalmente. Este genoma deriva de un núcleo espermático no reducido ($2n$, $3n$ o $4n$) mientras que el genoma nuclear maternal es eyectado vía los cuerpos polares, esto ocasiona que existan disyunciones entre el genoma nuclear y mitocondrial (Lee et al. 2005).

Las especies del género *Corbicula* tienen una alta variación de forma de sus valvas, color y escultura, asociada a plasticidad fenotípica (Ituarte 1994, Sousa et al. 2007). Algunas especies han sido previamente confundidas como ecofenotipos (Britton & Morton 1986). Esta interpretación es inconsistente con la presencia de poblaciones morfológicamente distintas en microsimpatria (Clavijo 2014).

La especie más extendida del género, *Corbicula fluminea*, puede tenerse por ejemplo del perfecto invasor. Dioica protándrica, monoica con hermafroditismo simultáneo, dioica con alto porcentaje de hermafroditas, poliploídica, con espermatozoides biflagelados, androgénesis y clonalidad, incubación de los embriones o larva libre son algunas de las amplias estrategias reproductivas de *C. fluminea* (Mansur et al. 2012). Tal es la variedad de respuestas que puede desarrollar *C. fluminea* frente a los distintos ambientes que Britton & Morton (1982) indican que *C. fluminea* puede ser considerada tanto estrategia "r" o "k" según las condiciones ambientales. La eficiencia como invasor se evidencia en la amplia distribución geográfica y ambiental. En una revisión de la distribución mundial Crespo et al. (2015) registran *C. fluminea* entre latitudes de 0 y 55 grados en ambos hemisferios, desde el nivel del mar a alturas de 2500 m.s.n.m y desde sitios con temperatura promedio anual de 0 °C a 30 °C.

2.- Distribución actual del género *Corbicula* en Uruguay

Según Crespo et al. (2015) Uruguay se encuentra en el hábitat preferido de *Corbicula fluminea* (entre 30 y 50 grados de latitud, entre 0 y 500 m.s.n.m. y con temperatura promedio entre 5 y 20 °C).

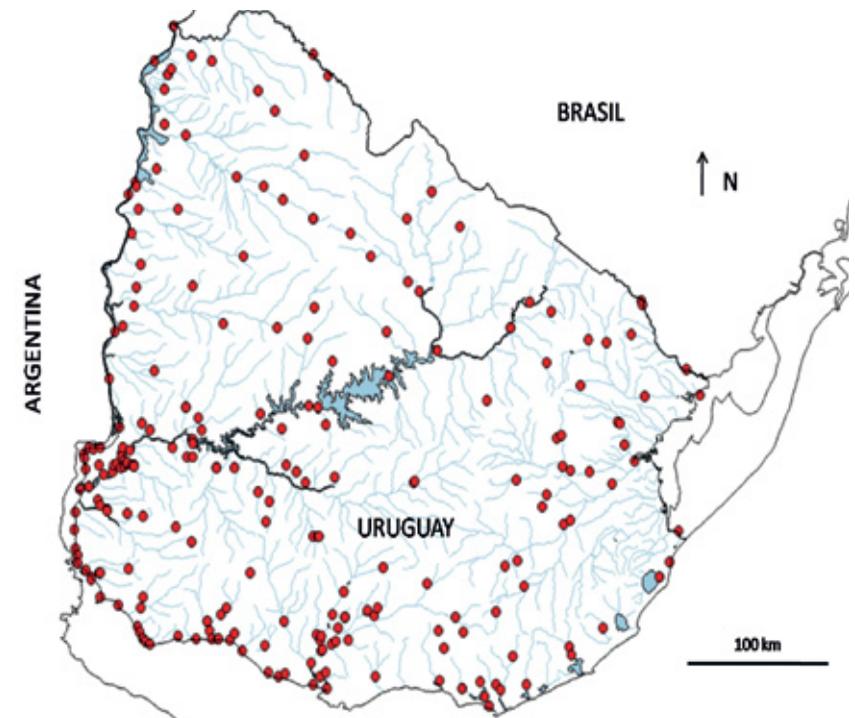


Figura 2. Distribución de *Corbicula spp.* en Uruguay.

La distribución actual de *Corbicula* en Uruguay (Fig. 2) basada en registros del Museo Nacional de Historia Natural y colectas propias del autor señala que *Corbicula* está presente en todas las cuencas del Uruguay, en prácticamente todos los cursos y cuerpos de agua. Algunos registros que resultan interesantes señalar son:

- Presencia de *Corbicula fluminea* en la Barra del Río Santa Lucía expuesta al frente de salinidad del océano Atlántico con salinidades mayores a 15.
- Presencia de *Corbicula* en las cuencas aisladas del océano Atlántico (arroyo Maldonado, Laguna José Ignacio, Laguna Garzón, Laguna de Rocha) al menos desde 2003.
- Registro máximo de altura en 174 m.s.n.m., arroyo Sopas, paso del Corral de Piedra (Salto).

3.- Impactos económicos, sobre la salud humana y ecológicos de la invasión de *Corbicula* en Uruguay

A diferencia de otras especies de bivalvos exóticos invasores (e.g., *Limnoperna fortunei*) los impactos económicos y ecológicos de *Corbicula* han sido escasamente reportados. El único registro de obstrucción de cañerías a causa de un corbicúlido se dio en la planta de potabilización de Nueva Helvecia pero según identificación de M. A. Klappenbach la especie que ocasionó la obstrucción era *Cyanocyclus limosa* (Guarnieri & Langone 1989, Langone com. pers.). En Brasil fueron registradas obstrucciones por *Corbicula* en represas hidroeléctricas (Santos et al. 2012). Otros emprendimientos que utilicen agua bruta tomada de cursos de agua con *Corbicula* pueden verse afectados por la obstrucción de cañerías, filtros, intercambiadores de calor, etc. Además, la arena utilizada para construcción extraída de localidades con grandes concentraciones de valvas de *Corbicula* genera costos extras para tamizado o lo que es peor concreto de mala calidad debido a la posterior descalcificación de las valvas en el interior de éste (Santos et al. 2012).

El impacto de la invasión de *Corbicula* sobre la salud humana ha sido totalmente desatendido aunque la bibliografía señala posibles impactos por transmisión de parásitos, consumo de metales pesados o cianotoxinas hasta la propia incidencia de las poblaciones de *Corbicula* en las floraciones de cianobacterias. Los bivalvos filtradores del género *Corbicula* pueden ser portadores de protozoarios (Graczyk et al. 2003) y trematodos (Chung et al. 2001) parásitos de humanos. En un estudio realizado en el delta del Paraná, Cataldo et al. (2001) indican que los individuos adultos de *Corbicula* pueden acumular 25 veces más cobre y 4 o 5 veces más cadmio que los individuos juveniles, alcanzando concentraciones de plomo de 3,67 mg.kg⁻¹ de peso seco y de cobre de 69,7 mg.kg⁻¹ de peso seco. A su vez Pham et al. (2015) detectan concentraciones de cianotoxinas de alto riesgo para el consu-

mo humano. Los anteriores autores sugieren que el consumo de *Corbicula* debe ser prohibido en temporadas con altas concentraciones de cianobacterias en las aguas de las cuales *Corbicula* es extraída.

En cuanto a los impactos ecológicos, debido a sus altas densidades, *Corbicula* puede afectar la hidrología, los ciclos biogeoquímicos e interacciones bióticas vía dos mecanismos: asimilación-eliminación de materiales y energía o actuando como bioingeniera (Sousa et al. 2008), aunque en algunos casos el impacto puede ser imperceptible (Pereira et al. 2017). Uno de los potenciales impactos de *Corbicula* en el ambiente es la filtración diferencial de especies de fitoplancton que puede favorecer a las cianobacterias. A su vez, la eliminación de pseudo-heces conteniendo células vivas de cianobacterias y derivados de la digestión y procesos metabólicos (fosfato y amoníaco) estaría contribuyendo al éxito de estos organismos en la comunidad fitoplanctónica (Langone 2005). Si bien se ha relacionado la presencia de *Corbicula* con la disminución de especies nativas de bivalvos en los lugares donde invade, existen estudios contradictorios al respecto del resultado de esta interacción (Miller & Payne, 1994, Vaughn & Spooner 2006), y en los casos donde se registran efectos adversos no es claro cuál es él o los mecanismos que actuarían (competencia, ausencia de reclutamiento, transmisión de enfermedades, etc.). En Uruguay se ha relacionado la desaparición crítica de especies del género de Corbiculidae nativo, *Cyanocyclus*, con la invasión de *Corbicula* (Veitenheimer-Mendes & Olazarri 1983, Clavijo & Carranza 2018).

4.- Medidas de control y mitigación de *Corbicula*

Dada la baja afectación directa de *Corbicula* al ser humano, se han experimentado y puesto en práctica escasas medidas de control y mitigación en el mundo con resultados dispares (Sheehan et al. 2014, Coughlan et al. 2018, Coughlan et al. 2019) mientras que en Uruguay no hay registros de este tipo de actividades.

El control de la invasión de *Corbicula* es extremadamente difícil debido a que: 1) los ejemplares son muy abundantes y además poco visibles al encontrarse sumergidos, lo que dificulta el control manual ; 2) se encuentran parcialmente enterrados por lo que la extracción utilizando dragas o rastras implica la movilización del sedimento afectando la biota que habita en él, la turbidez del agua y los ciclos biogeoquímicos; 3) las poblaciones de *Corbicula* cumplen servicios ecosistémicos que deben ser considerados al retirarlas; 4) el uso de productos químicos puede afectar a otras especies por lo que debe ser limitado; 5) el uso de radiación, luz o temperaturas extremas también afecta a otras especies; y 6) el control biológico a través de peces, cangrejos, o microorganismos o virus puede resultar contraproducente.

5.- Vacíos críticos de información para la gestión de la invasión de *Corbicula* en Uruguay

Luego de 40 años de invasión, la falta de muestreos sistemáticos, con cobertura nacional y sostenidos en el tiempo, de la comunidad de macrobentos y en particular de bivalvos deja grandes vacíos en el conocimiento de la invasión en Uruguay, así como de sus impactos. No existen datos publicados de la situación poblacional de *Corbicula* y sus dinámicas, tampoco hay datos del estado sanitario (presencia de parásitos y enfermedades). Asimismo no hay datos nacionales o regionales sobre los impactos que genera la invasión aún cuando sus efectos pueden estar asociados a los grandes problemas de los sistemas de aguas continentales (pérdida de biodiversidad, floraciones de cianobacterias). La invasión de *Corbicula* por su extensión, densidad y posibles impactos debería ser una prioridad en el estudio de especies invasoras de aguas continentales en Uruguay.

Bibliografía

- Britton JC & Morton B (1982). A dissection guide, field and laboratory manual for the introduced bivalve *Corbicula fluminea*. Malacological Review, supplement 3, 82 pp.
- Britton JC & Morton B (1986). Polymorphism in *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculoidea) from North America. Malacological Review 19: 1-43.
- Cataldo D, Boltovskoy D, Stripeikis J & Pose M. (2001). Condition index and growth rates of field caged *Corbicula fluminea* (Bivalvia) as biomarkers of pollution gradients in the Paraná river delta (Argentina). Aquatic Ecosystem Health and Management. 4:187-201.
- Chung PR, Jung Y, Park YK, Hwang MG & Soh CT (2001). *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae): a possible second molluscan intermediate host of *Echinostoma cinetorchis* (Trematoda: Echinostomatidae) in Korea. Korean J Parasitol. 39(4): 329-32.
- Clavijo C (2014). Diversidad de Corbiculidae (Mollusca: Bivalvia) en Uruguay. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias, Universidad de la República.
- Clavijo C & Carranza A (2018). Critical reduction of the geographic distribution of *Cyanocyclas* (Cyrenidae Bivalvia) in Uruguay. Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst. 2018:1-4.
- Coughlan NE, Cuthbert RN, Dickey JWE, Crane K, Caffrey JM, Lucy FE, Davis E y Dick JTA (2019). Better biosecurity: spread-prevention of the invasive Asian clam, *Corbicula fluminea* (Müller, 1774). Management of Biological Invasions 10(1): 111-126.
- Coughlan NE, Walsh DA, Caffrey J, Davis E, Lucy FE, Cuthbert RN y Dick JTA (2018). Cold as Ice: a novel eradication and control method for invasive Asian clam, *Corbicula fluminea*, using pelleted dry ice. Management of Biological Invasions 9: 463-474
- Crespo D, Dolbeth M, Leston S, Sousa R, Angelo Pardal M (2015). Distribution of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the invaded range: a geographic approach with notes on species traits variability. Biol. Invasions. 17: 2087-2101.

Graczyk T, Conn D, Marcogliese D, Graczyk H y de Lafontaine Y (2003). Accumulation of human waterborne parasites by zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) and Asian freshwater clams (*Corbicula fluminea*). Parasitol. Res. 89: 107-112.

Guarnieri MA y JA Langone (1989). Interferencia de *Neocorbicula limosa* (Maton, 1809) (Pelecypoda, Eulamellibranchia, Corbiculidae) en una planta de potabilización de agua en Nueva Helvecia, depto. Colonia, Uruguay. Libro de resúmenes 1er Congreso Latinoamericano de Ecología: 73.

Ituarte CF (1981). Primera noticia acerca de la introducción de pelecípodos asiáticos en el área rioplatense. Neotrópica. 27: 79-82.

Ituarte CF (1982). Contribución al conocimiento de la biología de la familia Corbiculidae (Mollusca Pelecypoda) en el Río de la Plata. Tesis doctoral Nro 408. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad de La Plata.

Ituarte CF (1994). *Corbicula* and *Neocorbicula* (Bivalvia: Corbiculidae) in the Paraná, Uruguay and Río de la Plata basins. Nautilus. 107: 129-135.

Langone J (2005). Notas sobre el mejillón dorado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) en Uruguay. Publicación extra del Museo Nacional de Historia Natural. 1: 1-18.

Lee T, Siripattawan S, Ituarte CF y Ó Foighil D (2005). Invasion of the clonal clams: *Corbicula* lineages in the New World. Am. Malacol. Bull. 20 (1/2): 113-122.

Mansur MC, Vanin A, Aydos PE, Schramm de Oliveira A. (2012). Dinamica reproductiva de *Corbicula fluminea* e *Corbicula largillierti* Pp: 119-124. En: Moluscos límnicos invasores no Brasil: biología, prevenção e controle. Mansur MC, Pinheiro dos Santos C, Pereira D, Padula Paz IC, Leite Zurita ML, Raya Rodriguez MT, Vilar Nehrke M y Aydos Bergonci PE (Org.) Redes editora.

McMahon RF (1982). The occurrence and spread of the introduced Asiatic freshwater clam, *Corbicula fluminea* (Müller), in North America: 1924-1982. The Nautilus 96: 134-141.

Miller AC y Payne BS (1994). Co-occurrence of native freshwater mussels (Unionidae) and the non-indigenous *Corbicula fluminea* at two stable shoals in the Ohio River, U.S.A. Malacological Review. 27: 87-97.

Mouthon J (1981). Sur la presence en France et au Portugal de *Corbicula* (Bivalvia, Corbiculidae) originaire d'Asie. Basteria. 45: 109-116.

Pereira JL, Vidal T, Mendes C, Ré A, Santos JI, Gonçalves F & Castro BB (2017). Invasive Asian clam distribution pattern reveals minimal constraints to downstream dispersal and imperceptible ecological impacts. Aquat. Conserv. 27, 953-964.

Pham TL, Shimizu K, Dao TS, Hong-Do LC & Utsumi M (2015). Microcystin uptake and biochemical responses in the freshwater clam *Corbicula leana* P. exposed to toxic and non-toxic *Microcystis aeruginosa*: Evidence of tolerance to cyanotoxins. Toxicology Reports 2 (2015) 88-98.

Qiu A, Shi A & Komaru A (2001). Yellow and Brown Shell color morphs of *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae) from Sichuan Province, China, are triploids and tetraploids. J. Shellfish Res. 20: 323-328.

Santos S, Thiengo S, Ammon M, Miyahira I, Goncalves I, Ximenes R, Mansur MC & Pereira D (2012). Especies de moluscos límnicos invasores no Brasil, Pp: 25-49. En: Moluscos límnicos invasores no Brasil: biología, prevenção e controle. Mansur MC, Pinheiro dos Santos C, Pereira D, Padula Paz IC, Leite Zurita ML, Raya Rodriguez MT, Vilar Nehrke M y Aydos Bergonci PE (Org.) Redes editora.

Sheehan R, Caffrey JM, Millane M, McLoone P, Moran H & Lucy FE (2014). An investigation into the effectiveness of mechanical dredging to remove *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) from test plots in an Irish river system. Management of Biological Invasions 5: 407–418.

Sousa R, Antunes C, Guilhermino L (2008). Ecology of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in aquatic exosystems: an overview. Ann. Limnol. Int. J. Limnol. 44: 85-94.

Sousa R, R Freire, M Rufino, J Méndez, M Gaspar, C Altunes & L Guilhermino (2007). Genetic and shell morphological variability of the invasive bivalve *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in two Portuguese estuaries. Estuar. Coastal Shelf Sci. 74(2007): 166-174.

Vaughn CC & Spooner DE (2006). Scale-dependent associations between native freshwater mus- sels and invasive *Corbicula*. Hydrobiologia, 568, 331–339.

Veitenheimer-Mendes IL & Olazarri J (1983). Primeros registros de *Corbicula Megerle*, 1811 (Bi- valvia, Corbiculidae) para el Río Uruguay. Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay 1: 50-53. Montevideo.

VERTEBRADOS INVASORES



Adultos de rana toro (*Lithobates Castesbeianus*) en uno de los siete tajamares invadidos en la localidad de Los Cerrillos, Canelones. Foto: Marcelo Iturburu



Macho adulto de rana toro (*Lithobates Catesbeianus*) capturado en Los Cerrillos, Canelones. Foto: Marcelo Iturburu.

Cita recomendada: Laufer G, Kacevas N & Gobel N (2021): La rana toro (*Lithobates catesbeianus*): estado de invasión, efectos y posibilidades de manejo en Uruguay En: Brazeiro A, Bresciano D, Brugnoli E & Iturburu M (eds): *Especies exóticas invasoras de Uruguay: distribución, impactos socioambientales y estrategias de gestión*. Pp. 175-189. Retema-UdelaR/CEEI, Ministerio de Ambiente, Montevideo.

CAPÍTULO 11

La rana toro (*Lithobates catesbeianus*): estado de invasión, efectos y posibilidades de manejo en Uruguay

Gabriel Laufer^{1*}, Nadia Kacevas^{1,2} & Noelia Gobel¹

¹ Área Biodiversidad y Conservación, Museo Nacional de Historia Natural, MEC. Miguelete 1825, Montevideo, Uruguay. * gabriel.laufer@gmail.com

² Departamento de Ecología y Biología Evolutiva. Departamento de Biodiversidad y Genética. Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable, MEC. Av. Italia 3318, Montevideo, Uruguay.

Resumen

La rana toro *Lithobates catesbeianus*, originaria del este de Norteamérica, fue introducida en Uruguay en la década de 1980, para la cría en granjas por su uso comestible. Así llegaron a funcionar 19 granjas, que en dos décadas terminaron cerrando sin un control del destino de este anuro acuático de gran tamaño corporal, que actúa como un depredador tope invasor y vector de enfermedades. El Proyecto Rana Toro en Uruguay, monitorea desde 2005 (primer registro) la evolución de esta invasión y sus efectos. Hasta la fecha en Uruguay se detectaron cinco poblaciones, de las cuales persisten las de Aceguá (Cerro Largo), San Carlos (Maldonado) y Los Cerrillos (Canelones). En Aceguá la población comenzó su expansión en 2012, ocupando actualmente un área de 4.4 km². Si bien el conocimiento del proceso resulta menor, el área invadida en San Carlos es mayor (6.4 km²). Finalmente, la situación de la población recientemente detectada en Los Cerrillos es la menos conocida. Los estudios de campo en dichas localidades muestran que las comunidades invadidas se caracterizan por un decrecimiento en la riqueza y abundancia de anuros nativos y por un aumento en las densidades y tamaño corporal de las mojarras. La rana toro es un fuerte estructurador de las comunidades invadidas. Por esto, se ha trabajado el componente social, promoviendo la comprensión y participación ciudadana en los planes de manejo. Simultáneamente se trabajó con las autoridades ambientales, quienes en 2012 declaran prioritario el control de esta invasora. Actualmente existe una intención de aplicar medidas de control por parte de las autoridades, cuyo éxito dependerá de la capacitación de sus técnicos, de su capacidad de involucrar a los actores locales y considerar el conocimiento científico. El control y la erradicación son aún posibilidades reales si se consigue una pronta, fuerte y eficaz respuesta.

Palabras clave: anfibio, erradicación, invasión.

1.- Historia natural e introducción a Uruguay

La rana toro *Lithobates catesbeianus* (Shaw 1802) es un anuro de la familia Ranidae, originario de la costa este de Norteamérica. Se caracteriza por su gran tamaño corporal en sus diferentes fases ontogénicas (Fig. 1A, B). Sus larvas, o renacuajos, pueden alcanzar los 17 cm de longitud hocico-extremo de la cola, y sus adultos los 20 cm de longitud hocico-cloaca, superando los 500 g de peso (Bury & Whelan 1984). Si bien no presentan diferencias en la tasa de crecimiento entre sexos, los machos alcanzan un tamaño corporal algo menor que las hembras (Govindarajulu et al. 2006). Estas diferencias pueden estar asociadas a que los machos completan la madurez sexual a edades más tempranas y su esperanza de vida es menor. Los machos adultos pueden reconocerse fácilmente ya que tienen un tamaño del tímpano mayor al del ojo, mientras que en las hembras ambas estructuras son de tamaño similar. Además, el macho presenta saco vocal con coloración amarillenta, que utiliza para realizar su canto nupcial (Bury & Whelan 1984).

Se trata de una especie acuática; todo su ciclo de vida se desarrolla muy asociado a este medio. Tiene una gran plasticidad y capacidad de adaptarse a diferentes ambientes y condiciones. Habita preferentemente cuerpos de agua dulce lénticos (estanques, tajamares), de carácter permanente, donde realiza las actividades de forrajeo y reproducción. Sin embargo, también ha sido registrada ocupando remansos de cuerpos de agua lóticos (cañadas, arroyos, pequeños ríos) y utilizando charcos temporales para su dispersión o forrajeo (Gahl et al. 2009).

Al igual que en la mayoría de los anfibios, la reproducción ocurre principalmente en las estaciones de primavera y verano (Kaefer et al. 2007). Los machos compiten por los sitios de reproducción mediante luchas directas y cantos agonísticos, conformando muchas veces agrupaciones tipo “lek” o arena de combate de machos. El canto nupcial de *L. catesbeianus* es muy característico, justamente su sonido muy similar a las vocalizaciones de los toros es lo que le da el nombre común a esta especie. Realizan un gran despliegue vocal formando grandes coros, con un pico de actividad que transcurre durante toda la noche y decrece en su intensidad hacia el mediodía (Bridges & Dorcas 2000, Laufer et al. 2017). El nivel de vocalizaciones se incrementa significativamente en condiciones ambientales de temperaturas altas (noches de más de 20°C) y ausencia de viento (Oseen & Wassersug 2002).

Las hembras se ven atraídas por las llamadas de los machos y seleccionan pareja para la reproducción (Ryan 1980). El amplexo tiene lugar en el sitio defendido por el macho y los huevos son depositados en el agua formando una gran masa gelatinosa flotante, conteniendo desde 2.000 a 20.000 huevos. El tiempo de eclosión puede variar según la temperatura del agua, tardando al menos 48 horas. Los renacuajos resultan muy conspicuos y presentan capacidad de regular la velocidad

de desarrollo, pudiendo completar la metamorfosis en un período de hasta tres años, según las condiciones del medio (Govindarajulu et al. 2006). Son renacuajos de morfología externa generalizada, capaces de habitar en comunidades asociadas a los sedimentos (bentos) o en la columna de agua (necton), en un amplio gradiente de profundidades, alimentándose principalmente de algas microscópicas, pequeños invertebrados y huevos (Ruibal & Laufer 2012). Estas larvas ocupan una posición trófica mayor que los renacuajos de otras especies, actuando como consumidores secundarios (Schiesari et al. 2009, Gobel 2018). Además, su capacidad de tolerar altas densidades y biomasa de conspecificos les confiere un gran potencial como competidores frente a los renacuajos nativos. Los individuos post-metamórficos de rana toro son depredadores generalistas muy voraces, se alimentan de macroinvertebrados, peces, anfibios y pequeños reptiles y mamíferos, reportándose numerosos casos de canibalismo en los adultos de mayor tamaño corporal (Jancowski & Orchard 2013, Laufer 2017).

Al igual que otras especies de anuros, la rana toro se ha utilizado históricamente como un recurso alimentario en su región de origen. De hecho, las primeras introducciones se realizaron a principio del siglo XX, en el oeste de Estados Unidos, para compensar la demanda insatisfecha ante la declinación de las poblaciones nativas de ranas comestibles. Posteriormente, los atributos de esta especie, como su alta fecundidad, su capacidad de adaptación a nuevos ambientes y su gran tamaño corporal, llevaron a la promoción de su uso para cultivo en granjas acuícolas. Las cualidades de su carne, en particular sus “ancas”, así como su uso en la gastronomía fina y la idea de una sencilla producción, llevaron a la expansión del negocio a diversos lugares del mundo (Collins et al. 2009). El inicio de la ranicultura en Sudamérica estuvo liderado por Brasil, donde llegaron a funcionar más de 2.000 criaderos hacia fines de la década de 1980 (Cunha & Delariva 2009). En Uruguay se inicia la ranicultura por la promoción de la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos, del Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca, el Instituto de Pesca de la Facultad de Veterinaria de la Universidad de la República y algunos productores privados, instalándose al menos 19 criaderos con ranas provenientes de granjas brasileñas (Mazzoni 2001, Carnevia 2008). Al igual que en otras regiones, la producción de ranas toro no prosperó, cerrando los criaderos sin planificación alguna sobre el destino de los ejemplares que mantenían en cautiverio (Laufer et al. 2008, 2018a, b).

2.- Distribución y estado de invasión

A causa de las repetidas introducciones para acuicultura, han sido reportadas poblaciones asilvestradas de rana toro en diversos sitios de Asia, Europa y América (Ficetola et al. 2007, Cunha & Delariva 2009, Kraus 2009). En Sudamérica, Brasil es el país que exhibe el mayor número de focos (Both et al. 2011), pero también en Argentina, Uruguay, Ecuador, Venezuela y Colombia existen diversas poblaciones de esta especie exótica invasora. En Uruguay han sido reportadas hasta el

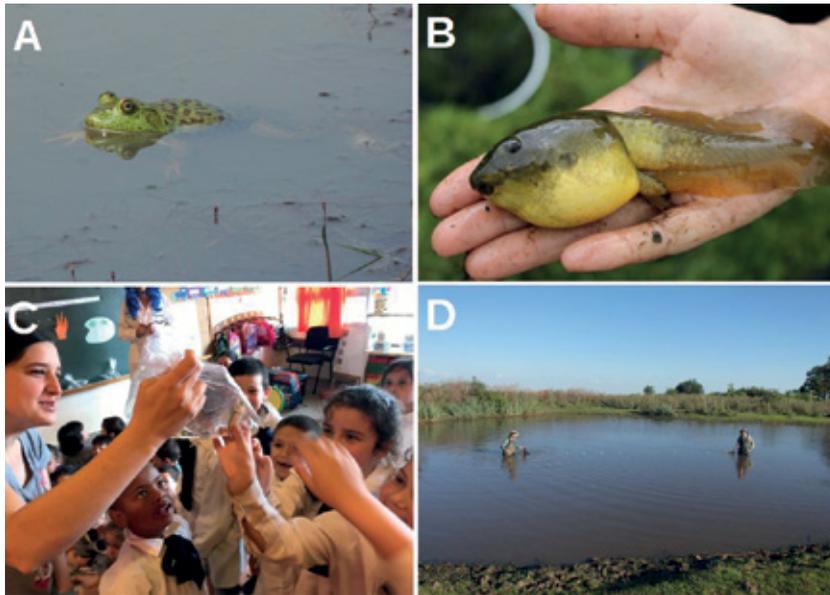


Figura 1. Ejemplar en estadio adulto (A) y larval (B) de rana toro *Lithobates catesbeianus* de poblaciones silvestres en Uruguay. Actividad de educación ambiental con niños de una localidad afectada por la invasión (C) y muestreo de campo en un sistema léntico, mediante red de arrastre (D) realizado por el equipo del Proyecto Rana Toro en Uruguay. Fotos de los autores.

momento cinco poblaciones de rana toro en estado silvestre, en todos los casos en las proximidades de las instalaciones de los antiguos criaderos (Fig. 2A). La primera población fue detectada en el año 2005 en la localidad de Rincón de Pando (Canelones) (Laufer et al. 2008). Posteriormente, en el año 2007 y en el marco del Proyecto Invasiones Acuáticas de la Facultad de Ciencias (Universidad de la República) se detectaron dos nuevas poblaciones, en Paraje Bizcocho (Soriano) y en Aceguá (Cerro Largo). Ulteriormente, se registró en el año 2015 una población en San Carlos (Maldonado) y en el año 2018 en Los Cerrillos (Canelones) (Laufer et al. 2009, 2018a, 2018b, Lombardo et al. 2015).

En todos los casos, los reportes fueron de poblaciones relativamente pequeñas, encontrando a la rana toro en una etapa temprana de invasión. A partir del primer registro de rana toro en Uruguay en el año 2005, el Proyecto Rana Toro en Uruguay (PRTU) del Museo Nacional de Historia Natural está realizando un monitoreo continuo del estado de esta invasión. Al día de hoy las poblaciones de Rincón de Pando y Bizcocho no parecen haber prosperado, no habiéndose registrado la presencia de individuos, o poblaciones establecidas, de *L. catesbeianus* desde el 2007 y 2008 respectivamente. En cambio, en Aceguá la población exhibe desde el año 2012 una tasa de crecimiento poblacional que sigue una distribución exponencial, ocupando actualmente 31 cuerpos de agua, en un área de 4.4 km². El

área invadida en San Carlos parece mayor aún, siendo a la fecha de 6.4 km² aproximadamente. Finalmente, la situación de la población de Los Cerrillos es la menos conocida, habiendo sido detectada recientemente por miembros de la Asociación de Cazadores del Uruguay. Hasta el momento se ha constatado la presencia de *L. catesbeianus* en más de cuatro cuerpos de agua, pero nuevos datos sugieren que su distribución real podría ser mayor (Fig. 2B, C, D). Un aspecto a considerar es la cercanía de varios focos de invasión a centros poblados y áreas protegidas. Estos registros de Uruguay deben considerarse en el contexto de la invasión en el cono sur de Sudamérica, la cual crece tanto por el avance de las poblaciones del sur de Brasil, como por diversos focos de Argentina (e.g. Provincia de Buenos Aires, Córdoba, San Juan, Mendoza, Salta, y Misiones; Akmentins & Cardozo 2010, Both et al. 2011, Nori et al. 2011, Sanabria et al. 2011).

Diferentes estudios de modelos de nicho predicen condiciones óptimas para la expansión de *L. catesbeianus* en prácticamente todo el territorio uruguayo (e.g., Ficetola et al. 2007, Nori et al. 2011). A escala de paisaje, las características del terreno y la disponibilidad de cuerpos de agua lénticos condicionan el avance de esta especie. La evidencia en Uruguay indica que la densidad de cuerpos de agua explica fuertemente el proceso de dispersión a escala local (Gobel 2018). Muchas de las actividades antrópicas, como por ejemplo la agricultura, generan paisajes propicios para la expansión de las poblaciones invasoras de rana toro (Ficetola et al. 2010).

3.- Impactos ecológicos

Existe un consenso global entre investigadores acerca de los significativos efectos ecológicos asociados con la invasión de la rana toro (Reed & Kraus 2010). De hecho, esta especie ha sido considerada como uno de los agentes causales del declive global de los anfibios (Blaustein & Kiesecker 2002, Collins et al. 2009). La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza la ha categorizado como una de las 100 especies exóticas más dañinas del mundo (Lowe et al. 2000). Las interacciones e impactos de la invasión de rana toro deben ser abordados considerando que se trata de una especie de ciclo de vida complejo con estadios persistentes. En este sentido, el rol depredador de los adultos de rana toro ha sido de los más considerados en la literatura, pudiendo afectar a múltiples especies nativas. Entre estas, los mayores efectos se evidencian en los anfibios nativos, especialmente en aquellos que comparten hábitos con la rana toro y por tanto resultan más susceptibles a su depredación (Hecnar & M'Closkey 1997, Pearl et al. 2004, Kraus 2009). Dicho efecto se vería intensificado porque la rana toro, así como otros depredadores invasores, cuentan con la ventaja de no ser reconocidos por sus presas (Polo-Cavia et al. 2010). La competencia con las especies nativas es otro mecanismo que ha sido reiteradamente mencionado en la literatura. Se ha reportado competencia entre larvas de rana toro y de anfibios nativos, afectando

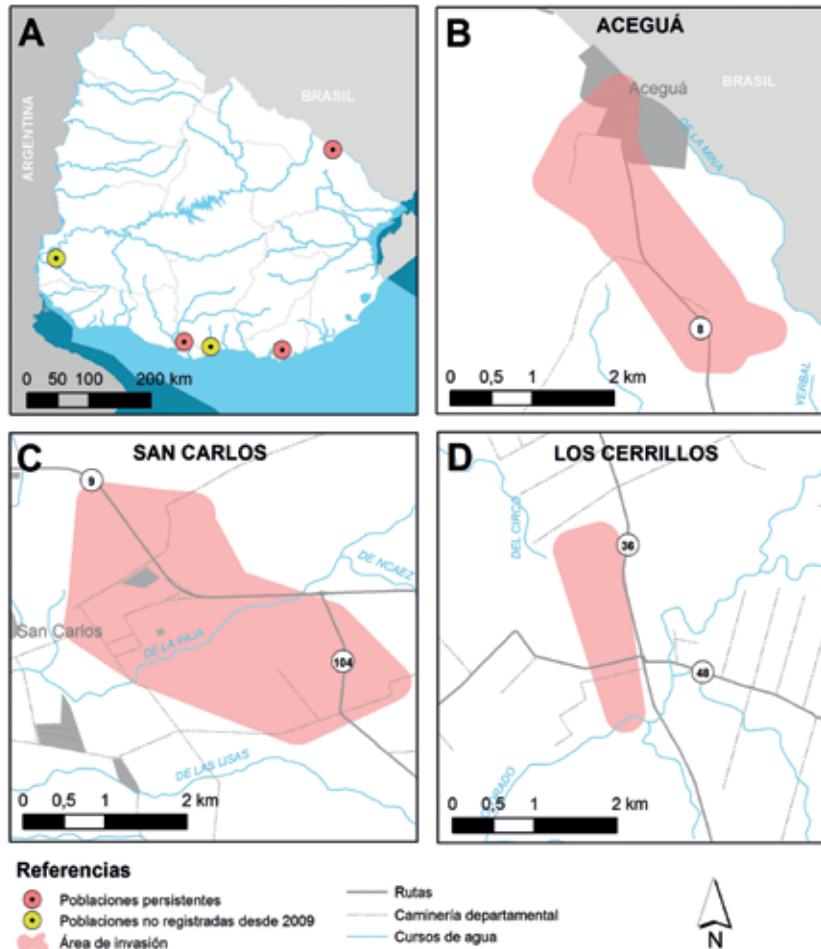


Figura 2. Ubicación geográfica de los focos de rana toro conocidos en Uruguay (A). En rojo se muestran los sitios con registros actuales y en amarillo aquellos en los que no se ha registrado la presencia de rana toro en los últimos 10 años. B, C y D muestran las áreas de distribución de rana toro en las localidades con registros persistentes (en rojo) en las localidades de Aceguá (Cerro Largo), San Carlos (Maldonado) y Los Cerrillos (Canelones).

su crecimiento, desarrollo y supervivencia (e.g., Kupferberg 1997, Boone et al. 2004). Además, diferentes estudios de campo muestran un fuerte solapamiento de nicho trófico entre los adultos de *L. catesbeianus* y el ensamble de anuros nativos de Uruguay (e.g., Cortizas 2015).

Además de los efectos tróficos por competencia y/o depredación, la rana toro puede tener otros efectos en la comunidad invadida, como la alteración del espacio acústico (Both & Grant 2012) por su fuerte y persistente canto durante el periodo reproductivo (Laufer et al. 2017). Esta rana invasora también juega un rol como vector global de enfermedades, como el Ranavirus o el hongo patógeno *Batrachochytrium dendrobatidis*. Este hongo quitridio –al que la rana toro es resistente– es capaz de infectar a gran cantidad de anfibios, generando en ciertos contextos patologías que parecen estar relacionadas a declinaciones poblacionales (Garner et al. 2006, Schloegel et al. 2010a). En Uruguay, todas las poblaciones evaluadas de rana toro se encuentran infectadas por *B. dendrobatidis*, y la evidencia sugiere que tanto adultos como larvas jugarían un rol de reservorio de este patógeno (Laufer 2017). Asimismo, las altas densidades de larvas también generan efectos de bioturbación (Ranvestel et al. 2004), la cual puede impactar a productores primarios y depredadores visuales (Osborne & McLachlan 1985). En Uruguay hemos encontrado abundancias de larvas de hasta 64.0 ind. x m⁻² de arrastre (red de 5 m x 1 m, malla 5 mm) en cuerpos lénticos.

Como efecto de la invasión de la rana toro a nivel comunitario se ha observado una disminución en la riqueza y abundancia del ensamble de anuros nativos (Li et al. 2011), por lo cual se la ha asociado con declinaciones poblacionales de varias especies (revisado por Kraus 2009). En nuestro país también se ha observado un patrón similar de disminución de riqueza y abundancia tanto de adultos como de larvas de anfibios nativos (Laufer et al. 2008, Cortizas 2015, Laufer 2017, Laufer & Gobel 2017, Gobel et al. 2019). En este sentido, los anfibios nativos más asociados al medio acuático, como la rana boyadora *Pseudis minuta* y los pequeños hylidos *Dendropsophus spp.* parecen ser los más susceptibles.

Además de los efectos negativos, la rana toro también puede generar interacciones positivas o de facilitación con peces. En el hemisferio norte se ha reportado que esta invasión se favorece por la presencia de un pez invasor, el cual la libera de un depredador de sus larvas (Adams et al. 2003). En Uruguay también hemos evidenciado una interacción positiva, observando un aumento en el tamaño corporal y en las abundancias del ensamble de peces (mojarras) en los sitios invadidos (Laufer et al. 2008, Gobel et al. 2019).

En resumen, las comunidades acuáticas invadidas en Uruguay se caracterizan por un decrecimiento en la riqueza y abundancia de anuros nativos y por un aumento en las densidades y tamaño corporal del ensamble de mojarras. Los resultados en nuestro país indican que la rana toro es un fuerte estructurador de las comunidades (Gobel et al. 2019), así como lo es en otros sitios que invade y en su rango de distribución original (Hecnar & M'Closkey 1997).

4.- Impactos sociales

La pérdida de biodiversidad es el mayor impacto tangible de esta invasora. Tal vez inicialmente sea poco visible este efecto sobre los servicios estéticos y los valores culturales, porque el relacionamiento con la biodiversidad nativa de los ambientes invadidos resulta poco explícito para el público en general. Nuestras entrevistas en las zonas invadidas arrojan la idea de que los pobladores locales están percibiendo un cambio en el entorno sonoro, asociado a las fuerte vocalizaciones de la rana toro y la desaparición de especies nativas. Además, debe considerarse que también existen riesgos de efectos socio-económicos en relación a alteraciones en otros servicios ecosistémicos. Las alteraciones en la estructura de las comunidades y los efectos de bioturbación, podrían afectar la calidad del agua de cuerpos lénticos y reservorios utilizados para agricultura, acuicultura y consumo humano. Esto podría incidir en la sanidad humana y animal, ya que dichos ecosistemas son el hábitat de etapas larvales o fases del ciclo de vida de organismos asociados a enfermedades y zoonosis (Pauwels & Pantchev 2018). Un aspecto no menor para un país dependiente de la vigilancia sanitaria animal es el rol de la rana toro como vector de quitridiomycosis y Ranavirus, enfermedades notificables internacionalmente y sujetas a las normas de la Organización Mundial de Sanidad Animal (Schloegel et al. 2010b).

5.- Posibilidades y oportunidades para el control

Los hábitos acuáticos y el ciclo complejo dificultan el manejo de una población establecida de rana toro, por lo que la mayor recomendación es tomar medidas preventivas: detección temprana y erradicación de los focos primarios (Adams & Pearl 2007). De hecho, las experiencias exitosas de erradicación ocurrieron mediante la aplicación de un fuerte esfuerzo de colecta activa y pasiva de larvas y adultos, y mediante el aislamiento de los cuerpos de agua invadidos, para evitar la dispersión (Kraus 2009). Como técnicas de colecta se han utilizado trampas nasas, trampas de caída, redes de arrastre, colecta manual, arpones manuales y automáticos, pesca eléctrica e incluso tiro con rifle. Otras técnicas utilizadas son aquellas que afectan la calidad y disponibilidad de hábitat para la rana toro, como el desecado de cuerpos de agua, alteraciones en la calidad del agua (e.g. acidificación) o métodos químicos de intoxicación. Tal como se plantea para otras invasiones, no parecería importar tanto la metodología empleada durante las etapas tempranas, quedando condicionado el éxito a la aplicación de una constante fuerza bruta, por un periodo prolongado de tiempo. Por lo tanto, la erradicación es posible y es una alternativa real ante una población de distribución limitada y bien conocida (Simberloff 2008). De todas formas, una vez que la rana toro se ha expandido, la situación se torna más compleja por lo que se debe recurrir a medidas de control y manejo.

Un aspecto importante para el control de una invasión en crecimiento es limitar su expansión generando condiciones de paisaje desfavorables para su avance. Esto se puede implementar mediante la generación de barreras ambientales (reducción de disponibilidad de hábitat) y la aplicación de un fuerte esfuerzo de colecta en el frente de invasión. En este caso el manejo de la colecta de ejemplares debe estar seriamente planificado, considerando la ecología de la especie y atributos tales como el canibalismo. De hecho, Govindarajulu et al. (2005) recomiendan la colecta de huevos, larvas y juveniles, pero no de adultos por su rol de regulación como depredadores caníbales.

Finalmente, para una situación de una población establecida con una amplia distribución, debe aplicarse otra lógica de manejo. Este manejo debe apuntar a dos objetivos: mantener bajas las densidades poblacionales de la rana toro y mitigar sus efectos sobre la biodiversidad nativa. Se trata de un esfuerzo mantenido en el tiempo de remoción de ranas toro y generación de condiciones y recursos que favorezcan a las especies afectadas. Como complemento se podrían implementar planes de cosecha comercial, de consumo familiar o deportivo. Además de apoyar al control, se lograría explotar su carne, de alta calidad nutricional, y otros subproductos como su piel (Pires et al. 2006).

Existen algunos estudios primarios de nuevas herramientas que podrían ser aplicadas al manejo, como la esterilización (Descamps & De Vocht 2017), la manipulación de depredadores nativos (Louette 2012), la alteración de condiciones ambientales (Abbey-Lambertz et al. 2014) y el uso de señales químicas o sonoras como atractores (Xu et al. 2017). Considerando el esfuerzo internacional orientado a la investigación en manejo de esta invasión, habría un interesante potencial de desarrollo futuro de dichas técnicas.

6.- El Proyecto Rana Toro en Uruguay (PRTU)

Este proyecto, iniciado en el año 2005, ha tenido el objetivo de generar un diagnóstico a nivel nacional, instaurar un sistema de monitoreo y realizar investigación y extensión. Esto se ha implementado con la participación de diversos investigadores, estudiantes y voluntarios de varias instituciones, y ha integrado fuertemente la participación de actores locales, como pobladores, productores rurales, pescadores, cazadores, colectivos de la sociedad civil, autoridades, radios comunitarias e institutos educativos. El componente de investigación del PRTU presenta el foco en fortalecer las estrategias de conservación de la biodiversidad autóctona. Evaluando efectos y riesgos a la invasión, mediante la generación de conocimiento en el marco de proyectos, tesis de grado, maestría y doctorado. Como resultado de estas investigaciones se han materializado una serie de informes técnicos, artículos científicos y comunicaciones académicas.

El marco del PRTU se consideran a las invasiones biológicas como un fenómeno socio-ambiental, en el cual la participación ciudadana resulta una clave para éxito del manejo (Crowley et al. 2017). Por esto se incluye a pobladores y autoridades locales, en el proceso de monitoreo, investigación y difusión de los resultados. Entre las actividades realizadas, se viene trabajando en educación ambiental en escuelas, liceos y en talleres con adultos. Se realizaron jornadas de promoción de pesca y consumo de ranas toro, y difusión por distintos medios. En cada zona invadida se trabaja comprendiendo el contexto social local. Esto contribuye a generar conocimiento y compromiso ante esta problemática ambiental (Fig. 1C).

Gracias a la fuerte difusión de este proyecto, el problema de la invasión de rana toro se ha instaurado en la opinión pública y en la agenda de temas de conservación en Uruguay. A partir de las persistentes presentaciones de la problemática y la oportunidad de control ante las autoridades (desde el año 2005), el Comité de Especies Exóticas Invasoras de la Dirección Nacional de Medio Ambiente priorizó el control y la erradicación de la rana toro en Uruguay (Aber et al. 2012). Actualmente existe una intención de trabajo en el control promovido por dicho organismo, con esfuerzos aislados y dificultades en su aplicación en territorio, que podría tener un potencial interesante. El éxito de dicho programa estará condicionado a la capacidad de las autoridades de capacitar a sus técnicos, integrar a los diferentes actores sociales, apoyarse en el conocimiento científico y mantener un trabajo sostenido en el tiempo.

7.- Prioridades de investigación

La investigación de las condiciones que favorecen el establecimiento y expansión de *L. catesbeianus*, a diferentes escalas, debería ser una prioridad para su aplicación directa en el manejo. Un aspecto importante sería evaluar los efectos de los usos de reservorios de agua en agricultura, para riego y cultivos, ya que estos podrían constituir un riesgo importante ante esta invasión. En especial los cambios en disponibilidad de hábitat que podría generar la aplicación de la reciente Ley de Riego con Destino Agrario (Ley N° 19553, 2017) plantean un panorama que debería ser evaluado con relación a la problemática de la invasión de la rana toro.

Avanzar en el conocimiento y la comprensión de los efectos de la rana toro, los patrones comunitarios generados por su presencia y los recursos que sostienen a sus poblaciones, podría contribuir fuertemente al proceso internacional de investigación en herramientas de control. Esto incluye la evaluación de sus interacciones en las redes tróficas, sus interacciones con presas, depredadores y competidores nativos, así como su rol en las dinámicas de las enfermedades de anfibios. Considerando que la invasión de rana toro es un problema global, existe una gran oportunidad en el establecimiento de redes de intercambio de investigación científica y gestión. Esta interacción puede resultar clave en la generación de medidas de manejo que permitan mitigar e incluso solucionar los problemas de esta invasión.

8.- Agradecimientos

Los autores agradecen a especialmente al gran apoyo local, en los sitios de estudio mencionados en el texto, que ha facilitado el desarrollo del trabajo de campo. El aporte de vecinos, productores, alcaldes, escuelas, liceos, radios comunitarias y grupos y asociaciones civiles de las localidades invadidas, fue fundamental. Diferentes investigadores y amigos han colaborado a lo largo de los años del proyecto: Matías Arim y Marcelo Loureiro con el Proyecto Invasiones Acuáticas en Uruguay, Sofía Cortizas, José María Mautone, Ignacio Lado, Álvaro Soutullo, Diego Arrieta, Claudio Borteiro y Javier González desde el MNHN. También fue fundamental la colaboración de las autoridades ambientales: Guillermo Scarlatto, Ana Aber, Ana Laura Melo de Dinama. Los proyectos de trabajo fueron posibles gracias a la financiación de la Agencia Nacional de Investigación e Innovación (ANII), del Sistema Nacional de Investigadores (SIN), al Grupo de Especialistas de Anfibios de UICN, la Rufford Foundation y el programa PAIE-CSIC.

Bibliografía

- Abbey-Lambertz M, Ray A, Layhee M, Densmore C, Sepulveda A, Gross J & Watten B (2014). Suppressing bullfrog larvae with carbon dioxide. *J. Herpetol.* 48: 59–66.
- Aber A, Ferrari G, Porcile JF, Rodríguez E & Zerbino S (2012). Identificación de prioridades para la gestión nacional de las especies exóticas invasoras. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras. Mvotma, Dinama. Montevideo, Uruguay.
- Adams MJ & Pearl CA (2007). Problems and opportunities managing invasive bullfrogs: is there any hope? Pp: 679–693. En: *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats*. Gherardi F (ed). Springer. Dordrecht. Holland.
- Adams MJ, Pearl CA & Bruce BR (2003). Indirect facilitation of an anuran invasion by non-native fishes. *Ecol. Lett.* 6: 343–351.
- Akmentins MS & Cardozo DE (2010). American bullfrog *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) invasion in Argentina. *Biol. Invasions.* 12: 735–737.
- Blaustein AR & Kiesecker JM (2002). Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecol. Lett.* 5: 597–608.
- Boone MD, Little EE & Semlitsch RD (2004). Overwintered Bullfrog Tadpoles Negatively Affect Salamanders and Anurans in Native Amphibian Communities. *Copeia.* 2004: 683–690.
- Both C & Grant T (2012). Biological invasions and the acoustic niche: the effect of bullfrog calls on the acoustic signals of white-banded tree frogs. *Biol. Lett.* 8: 714–716.
- Both C, Lingnau R, Santos-Jr A, Madalozzo B, Lima LP & Grant T (2011). Widespread occurrence of the american bullfrog, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae), in Brazil. *S. Am. J. Herpet.* 6: 127–135.

Bridges AS & Dorcas ME (2000). Temporal variation in anuran calling behavior: implications for surveys and monitoring programs. *Copeia*. 2000: 587–592.

Bury RB & Whelan JA (1984). Ecology and management of the bullfrog. Resource Publication 155. U.S. Fish and Wildlife Service. USA.

Carnevia D (2008). Análisis de las oportunidades de cultivo de especies acuáticas en Uruguay. Plan nacional de desarrollo de la acuicultura. Estrategia general para el desarrollo de la acuicultura sostenible en la República Oriental del Uruguay. DINARA-FAO. Montevideo. Uruguay.

Collins JP, Crump ML & Lovejoy TE (2009). Extinction in our times: global amphibian decline. Oxford University Press. USA.

Cortizas S (2015). Respuestas asimétricas de los anuros nativos ante la invasión de rana toro (*Lithobates catesbeianus*). Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas, UdelaR.

Crowley SL, Hinchliffe S & McDonald RA (2017). Conflict in invasive species management. *Front. Ecol. Environ.* 15: 133–141.

Cunha ER & Delariva RL (2009). Introdução da rã-touro, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802): Umarevisão. *SaBios-Revista de Saúde e Biologia*. 4: 34–46.

Descamps S & De Vocht AJP (2017). The sterile male release approach as a method to control invasive amphibian populations: a preliminary study on *Lithobates catesbeianus*. *Manag. Biol. Invasions*. 8: 361–370.

Ficetola GF, Maiorano L, Falcucci A, Dendoncker N, Boitani L, Padoa-Schioppa E, Miaud C & Thuiller W (2010). Knowing the past to predict the future: land-use change and the distribution of invasive bullfrogs. *Glob. Chang. Biol.* 16: 528–537.

Ficetola GF, Thuiller W & Miaud C (2007). Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species—the American bullfrog. *Divers. Distrib.* 13: 476–485.

Gahl MK, Calhoun AJ & Graves R (2009). Facultative use of seasonal pools by American bullfrogs (*Rana catesbeiana*). *Wetlands*. 29: 697–703.

Garner TW, Perkins MW, Govindarajulu P, Seglie D, Walker S, Cunningham AA & Fisher MC (2006). The emerging amphibian pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* globally infects introduced populations of the North American bullfrog, *Rana catesbeiana*. *Biol. Lett.* 2: 455–459.

Gobel N (2018). Robustez y vulnerabilidad de las redes tróficas frente a la invasión de rana toro. Tesis de Maestría. PEDECIBA, UdelaR.

Gobel N, Laufer G & Cortizas S (2019). Changes in aquatic communities recently invaded by a top predator: evidence of American bullfrogs in Aceguá, Uruguay. *Aquat. Sci.* 81: 8.

Govindarajulu P, Altwegg R & Anholt BR (2005). Matrix model investigation of invasive species control: bullfrogs on Vancouver Island. *Ecol. Appl.* 15: 2161–2170.

Govindarajulu P, Price WS & Anholt BR (2006). Introduced bullfrogs (*Rana catesbeiana*) in western Canada: has their ecology diverged?. *J. Herpetol.* 40: 249–261.

Hecnar SJ & M'Closkey RT (1997). Changes in the composition of a ranid frog community following bullfrog extinction. *Amer. Midl. Naturalist*. 17: 145–150.

Jancowski K & Orchard S (2013). Stomach contents from invasive American bullfrogs *Rana catesbeiana* (*Lithobates catesbeianus*) on southern Vancouver Island, British Columbia, Canada. *NeoBiota* 16: 17–37.

Kaerfer ÍL, Boelter RA & Cechin SZ (2007). Reproductive biology of the invasive bullfrog *Lithobates catesbeianus* in southern Brazil. *Annales Zoologici Fennici, Finnish Zoological and Botanical Publishing Board*. 44: 435–444.

Kraus F (2009). Alien reptiles and amphibians: a scientific compendium and analysis. Springer Verlag. Honolulu. USA.

Kupferberg SJ (1997). Bullfrog (*Rana catesbeiana*) Invasion of a California River: The Role of Larval Competition. *Ecology*. 78: 1736–1751.

Laufer G (2017). Invasión de rana toro y quitridiomycosis: dos amenazas a la conservación de los anfibios en Uruguay. Tesis Doctoral. PEDECIBA, UdelaR.

Laufer G, Arim M & Loureiro M (2009). Informe de dos nuevas poblaciones invasoras de rana toro en Uruguay, presentado a DINAMA y DINARA. Proyecto Invasiones Acuáticas en Uruguay, PDT. Facultad de Ciencias, UdelaR Montevideo. Uruguay

Laufer G, Canavero A, Núñez D & Maneyro R (2008). Bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) invasion in Uruguay. *Biol. Invasions*. 10: 1183–1189.

Laufer G & Gobel N (2017). Habitat degradation and biological invasions as a cause of amphibian richness loss: a case report in Aceguá, Cerro Largo, Uruguay. *Phyllomedusa*. 16: 289–293

Laufer G, Gobel N, Borteiro C, Soutullo A, Martínez-Debat C & de Sá RO (2018a). Current status of American bullfrog, *Lithobates catesbeianus*, invasion in Uruguay and exploration of chytrid infection. *Biol. Invasions*. 20: 285–291.

Laufer G, Gobel N, Kacevas N & Lado I (2018b). Una nueva población feral de rana toro (*Lithobates catesbeianus*) en Uruguay, encontrada con participación ciudadana. *Revista Latinoamericana de Herpetología*. 1: 47–50.

Laufer G, Gobel N, Soutullo A, Martínez Debat C & Sá RD (2017). Assessment of the calling detection probability throughout the day of two invasive populations of bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Uruguay. *Cuad. Herpetol.* 31: 29–32.

Li Y, Ke Z, Wang Y & Blackburn TM (2011). Frog community responses to recent American bullfrog invasions. *Curr. Zool.* 57: 83–92.

Lombardo I, Elgue E, Villamil J & Maneyro R (2016). registro de una población asilvestrada de rana toro (*Lithobates catesbeianus*) (Amphibia: Anura: Ranidae) en el departamento de Maldonado, Uruguay. *Bol Soc Zool Uruguay* 25: 61–65.

Louette G (2012). Use of a native predator for the control of an invasive amphibian. *Wildlife Res.* 39: 271–278.

Lowe S, Browne M, Boudjelas S & De Poorter M (2000). 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database. Invasive Species Specialist Group. Auckland. New Zealand.

Mazzoni R (2001). Ranicultura. Manual Básico para Inversores. Montevideo. Uruguay.

Nori J, Urbina-Cardona JN, Loyola RD, Lescano JN & Leynaud GC (2011). Climate change and American Bullfrog invasion: what could we expect in South America? PLOS ONE 6:e25718

Osborne PL & McLachlan AJ (1985). The effect of tadpoles on algal growth in temporary, rain-filled rock pools. Freshw. Biol. 15: 77–87.

Oseen KL & Wassersug RJ (2002). Environmental factors influencing calling in sympatric anurans. Oecologia. 133: 616–625.

Pauwels OS & Pantchev N (2018). Risks for human health related to invasive alien reptiles and amphibians Pp: 108-119. En: Invasive species and human health. Mazza G y Tricarico E (eds.). Wallingford. UK.

Pearl CA, Adams MJ, Bury RB & McCreary B (2004). Asymmetrical effects of introduced bullfrogs (*Rana catesbeiana*) on native ranid frogs in Oregon. Copeia. 2004: 11–20.

Pires CV, Oliveira MGA, Rosa JC & Costa NMB (2006). Qualidade nutricional e escore químico de aminoácidos de diferentes fontes protéicas. Ciencia Technol. Alim. 26: 179–187.

Polo-Cavia N, Gonzalo A, López P & Martín J (2010). Predator recognition of native but not invasive turtle predators by naïve anuran tadpoles. Anim. Behav. 80: 461–466.

Ranvestel AW, Lips KR, Pringle CM, Whiles MR & Bixby RJ (2004). Neotropical tadpoles influence stream benthos: evidence for the ecological consequences of decline in amphibian populations. Freshw. Biol. 49: 274–285.

Reed RN & Kraus F (2010). Invasive reptiles and amphibians: global perspectives and local solutions. Anim. Conserv. 13:3–4.

Ruibal M & Laufer G (2012). Bullfrog *Lithobates catesbeianus* (Amphibia: Ranidae) tadpole diet: description and analysis for three invasive populations in Uruguay. Amphib-Reptil. 33: 355–363.

Ryan MJ (1980). The reproductive behavior of the bullfrog (*Rana catesbeiana*). Copeia. 1980: 108–114.

Sanabria E, Ripoll Y, Jordan M, Quiroga L, Ariza M, Guillemain M, Pérez M & Chávez H (2011). A new record for American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in San Juan, Argentina. Rev. Mex. Biodivers. 82: 311–313.

Schiesari L, Werner EE & Kling GW (2009). Carnivory and resource-based niche differentiation in anuran larvae: implications for food web and experimental ecology. Freshw. Biol. 54: 572–586.

Schloegel LM, Ferreira CM, James TY, Hipolito M, Longcore JE, Hyatt AD, Yabsley, Martins MAM-CRPF, Mazzoni R, Davies AJ & Daszak P (2010a). The North American bullfrog as a reservoir for the spread of *Batrachochytrium dendrobatidis* in Brazil. Anim. Conserv. 13: 53–61.

Schloegel LM, Daszak P, Cunningham AA, Speare R & Hill B (2010b). Two amphibian diseases, chytridiomycosis and ranaviral disease, are now globally notifiable to the World Organization for Animal Health (OIE): an assessment. Dis. Aquat. Organ. 92:101–108.

Simberloff, D. (2008). We can eliminate invasions or live with them. Successful management projects Pp: 149-157. En: Ecological Impacts of Non-Native Invertebrates and Fungi on Terrestrial Ecosystems. Springer. Dordrecht. Holland.

Xu C, Gao X, Crossland MR, Liu Z, Wang S, Zhu W, Shine R & Li Y (2017). Foraging responses of the larvae of invasive bullfrogs (*Lithobates catesbeianus*) possible implications for Bullfrog control and ecological impact in China. Asian Herpetol. Res. 8: 253–261.

Cita recomendada: Cravino A, González EM, Martínez-Lanfranco JA y González P (2021): Situación actual y perspectivas de investigación y manejo del ciervo axis (*Axis axis*) en Uruguay. En: Brazeiro A, Bresciano D, Brugnoli E & Iturburu M (eds): *Especies exóticas invasoras de Uruguay: distribución, impactos socioambientales y estrategias de gestión*. Pp. 191-203. Retema-Udelar/CEEI, Ministerio de Ambiente, Montevideo.

CAPÍTULO 12

Situación actual y perspectivas de investigación y manejo del ciervo axis (*Axis axis*) en Uruguay

Alexandra Cravino^{1*}, Enrique M. González², Juan A. Martínez-Lanfranco² y Pablo González³

¹ Grupo Biodiversidad y Ecología de la Conservación, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Udelar. * alecravino@gmail.com

² Museo Nacional de Historia Natural, DNC, MEC, Montevideo.

³ Dosel Servicios Forestales, Uruguay.

Resumen

El ciervo axis (*Axis axis*) fue introducido de forma intencional en Uruguay con fines cinegéticos en 1927 en la estancia Anchorena, Departamento de Colonia. Desde allí protagonizó un proceso de dispersión que se vio afectado, entre otros factores, por la traslocación de ejemplares al Departamento de Rocha, y posteriormente a diversos establecimientos rurales y cotos de caza, que actuaron y continúan actuando como focos secundarios. En Uruguay su caza está regulada por el decreto 164/996, que permite abatir en cualquier momento del año hasta 5 ejemplares y trasladar un máximo de 3 por persona durante 15 días consecutivos desde la emisión del permiso por concepto de caza deportiva. Los permisos de caza de control y/o científica son evaluados y concedidos caso a caso. La información de campo sobre la especie en Uruguay es muy escasa. Es necesario generar conocimiento sobre su distribución y dinámicas de dispersión, así como también acerca de su demografía, uso de hábitat y dieta, caracterizar sus interacciones con la flora y fauna nativas (especialmente ciervos autóctonos), cultivos agrícolas y forestales, ganadería, así como aspectos parasitológicos y epidemiológicos. Es importante asimismo evaluar el efecto de distintas medidas de control y de la actividad cinegética sobre sus poblaciones. Investigaciones orientadas a esclarecer aspectos de biología y ecología básica, así como a cuantificar la expansión, los impactos y el uso cinegético de la especie son clave para establecer medidas de manejo y control adecuadas para el país y la región.

Palabras Clave: caza, dispersión, especie invasora, impactos, introducción intencional.

1.- Presentación de la especie

La especie *Axis axis* (Erxleben 1777), perteneciente a la familia Cervidae, es conocida comúnmente en Uruguay como ciervo axis, aunque la gente de campo lo llama a menudo “gacelo”. Se trata de un ciervo de porte mediano, que alcanza 1,5 m de longitud y 90 cm de altura a la cruz, con cola corta de hasta 20 cm y con un peso aproximado para los machos adultos de entre 80 y 95 kg (Duckworth et al. 2015) (Fig. 1). Presenta pelaje de coloración rojizo-amarronado, con el cuerpo y el cuello ventralmente blancos (Gee 1964, Tak & Lamba 1984, Nowak 1999). A lo largo de todo su ciclo de vida tanto machos como hembras presentan manchas blancas en los flancos y una línea dorsal negruzca punteada de blanco. Únicamente los machos presentan astas ramificadas con tres puntas de hasta 90 cm de largo, las cuales cambian anualmente y aumentan de tamaño con la edad (Page et al. 2008, GISD 2019). Alcanza la madurez sexual al año y medio y tiene una sola cría luego de aproximadamente 220 días de gestación. Raramente pueden nacer gemelos (Davis & Schmidly 1997, GISD 2019).



Figura 1. Ejemplar de ciervo axis macho (izquierda), y hembra con cría (derecha), en un bosque parque sobre el río San Juan, Parque Anchorena, Colonia, Uruguay. Fotografía: Jorge Cravino.

La especie es herbívora y se alimenta principalmente de gramíneas, pero incluye en su dieta hojas, frutos, cortezas, raíces e incluso cultivos agrícolas (Moe & Wegge 1997). Es gregaria, exhibe un sistema de fusión-fisión en formación y disolución de grupos, que no son fijos. Normalmente se juntan por un lado las hembras con crías y juveniles, que son los grupos más estables, y por otro lado los machos, aunque ocasionalmente se encuentran machos adultos en los grupos de hembras y machos solitarios. Forman rebaños que van de unos pocos individuos hasta más de 100 (Raman 1996, Davis & Schmidly 1997, Nowak 1999, GISD 2019). Cuando las hembras se encuentran receptivas para la reproducción los machos dominantes forman sus harenes, momento del año en el cual tiene lugar la brama, comportamiento generalizado en la subfamilia Cervinae que consiste en la emisión de vocalizaciones roncas y graves por parte de machos que compiten por las hembras (Moe & Wegge 1994, Davis & Schmidly 1997).

El ciervo axis presenta una serie de características que le confieren una elevada capacidad de invasión. En un análisis de riesgo del ciervo axis en Australia, la especie fue asignada como invasora de amenaza extrema (Page et al. 2008, GISD 2019). En lo que corresponde a requerimientos ecológicos, se trata de un ciervo generalista en cuanto a hábitat y dieta, que presenta gran capacidad de adaptación a ambientes naturales y modificados en un amplio rango de condiciones climáticas. Se alimenta de forma oportunista aprovechando los recursos disponibles (Bhat & Rawat 1995, Gurung & Singh 1996, Nowak 1999, Long 2003, Novillo & Ojeda 2008, GISD 2019). Alcanza rápidamente la madurez sexual y se reproduce a lo largo de todo el año (Davis & Schmidly 1997, Long 2003). Se trata de una especie muy resistente a patógenos (Bengis et al. 2002, Hess et al. 2015). Tiene buena capacidad de nado, lo cual facilita su dispersión a través de cursos de agua y puede desarrollar actividad tanto de día como de noche (Graf & Nichols 1966, Nowak 1999, Page et al. 2008, Duckworth et al. 2015). Se ha reportado que usualmente compete en forma ventajosa con los cérvidos nativos (Long 2003, Page et al. 2008, Faas & Weckerly 2010, GISD 2019).

2.- Distribución

Es una especie originaria de la región del sudeste asiático correspondiente a India, Nepal, Bhutan, Bangladesh y Sri Lanka. La especie ha sido introducida en todos los continentes; en la mayoría de los países (74%) ha mostrado comportarse como especie invasora. Su distribución conocida como especie invasora abarca los siguientes territorios: Islas Andaman, Argentina, Armenia, Australia, Brasil, Chile, Croacia, Estados Unidos (California, Florida, Hawaii, Texas), México, Moldova, Pakistán, Papua Nueva Guinea, Ucrania y Uruguay (Ables 1974, Banerji 1995, Jaksic et al. 2002, Novillo & Ojeda 2008, González & Martínez-Lanfranco 2010, Sponchiado et al. 2011, Flueck & Smith-Flueck 2012). En algunos lugares, como Francia, Inglaterra, Rusia, Yugoslavia y diversas islas pequeñas, si bien la especie fue introducida, su establecimiento no tuvo éxito (Page et al. 2008).

En Uruguay el ciervo axis fue introducido de forma intencional con fines cinegéticos y probablemente estéticos (González 1979, del Pino 1988, González & Seal 1997, Pereira-Garbero et al. 2013) en 1927 en el Parque Anchorena, en el paraje Barra de San Juan, departamento de Colonia (actual Estancia Presidencial) por Aarón de Anchorena. Desde este establecimiento se realizaron traslocaciones hacia el Parque Nacional Santa Teresa (Rocha), hacia el coto Rincón de los Matreros (Treinta y Tres), La Bacana (Florida) (en ambos casos alrededor de 2005) y otros establecimientos privados.

Fuera del Parque Anchorena (González & Seal 1997), no se cuenta en el país con información de campo sistematizada sobre distribución y tamaño poblacional de la especie. Hace casi dos décadas, uno de los autores (EMG) elaboró un mapa de

distribución de la especie (González 2001), basado en información proporcionada mayormente por otro de los autores (PG) y recabada a lo largo de más de 900 salidas de campo realizadas con la finalidad de cazar jabalíes. El mapa de González & Martínez-Lanfranco (2010) representa una actualización de la hipótesis, integrando los registros hasta el año de publicación. Para el análisis de la distribución actual que se presenta en este capítulo, se realizó una búsqueda sistemática de registros en Uruguay, incluyendo datos de colecciones científicas nacionales (MNHN y Facultad de Ciencias), de información del Inventario Forestal Nacional (DGF-MGAP), de monitoreos de cámaras trampa llevados a cabo por uno de los autores (AC) y de reportes de informantes calificados (Fig. 2). En total, se obtuvieron 349 registros en los 19 departamentos, con mayor concentración en el litoral oeste, particularmente hacia el norte. El departamento con el mayor número de registros fue Artigas (74), seguido por Salto (61), Paysandú (50), Río Negro (42), San José (30) y Flores (25). Florida, Soriano, Rocha y Colonia tuvieron entre 15 y 10 registros. En los demás departamentos se reportaron menos de 10 localidades.

El patrón actual de distribución de la especie en Uruguay obedecería a diversos factores: (a) la expansión a partir de diversos sitios y en distintas épocas, (b) características del proceso de dispersión, como la capacidad de la especie para transitar diversos ambientes versus distribución de corredores, filtros y barreras, (c) cambios en la matriz productiva del país y (d) la presión de caza. Debido a la escasez de estudios de campo sobre la especie, así como sobre mamíferos medianos y grandes en general, no es posible esclarecer la incidencia e importancia relativa de estos factores en la actualidad.

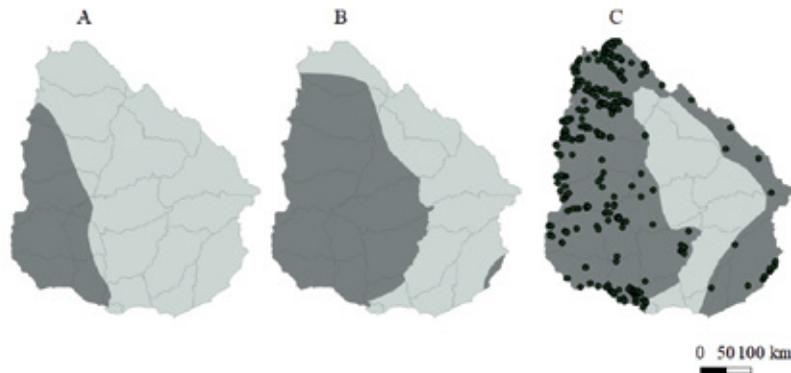


Figura 2. Proceso hipotético de expansión de la distribución de *A. axis* en Uruguay en función de los datos disponibles a la fecha de publicación según González (2001) (a), González & Martínez-Lanfranco (2010) (b) y el presente capítulo (c).

Por otra parte, Pereira-Garbero et al. (2013) predijeron una mayor adecuación climática para la especie en el litoral y norte del país en comparación al centro y este. Si bien establecer una congruencia entre estas predicciones y la extensión de ocurrencia de la especie registrada en el país (Fig. 2), cabe destacar que los modelos usados por Pereira-Garbero et al. (2013) asumen poblaciones en equilibrio, supuesto que no parece razonable en el caso de Uruguay, ya que se trata de un proceso de invasión relativamente reciente. Por ejemplo, la ausencia aparente de registros en el centro este del país se debería principalmente a razones históricas del proceso de dispersión a partir de los principales focos de introducción, y no a la falta de idoneidad ambiental. No obstante, dado el compendio de localidades inéditas aquí realizado, modelar la idoneidad para la especie en términos bioclimáticos y de uso del suelo a nivel de la región Pampeana en su conjunto podría brindar información valiosa para priorizar la intensidad y el tipo de medidas de manejo en áreas ya invadidas, así como en aquellas no invadidas, pero con idoneidad ambiental elevada.

En lo que refiere a la información disponible de primera mano sobre uso del hábitat en el país, desde 2015 a la fecha se están realizando relevamientos con cámaras trampa en la región oeste, noroeste y centro del país (Cravino A., datos no publicados). El mayor número de registros en trampas cámara se ha observado en bosques nativos (Fig. 3). Los ambientes boscosos autóctonos más utilizados son los de dosel cerrado no achaparrado, como ser bosques de galería, seguido por bosques de dosel abierto, como los bosques parque. Las forestaciones de eucalipto

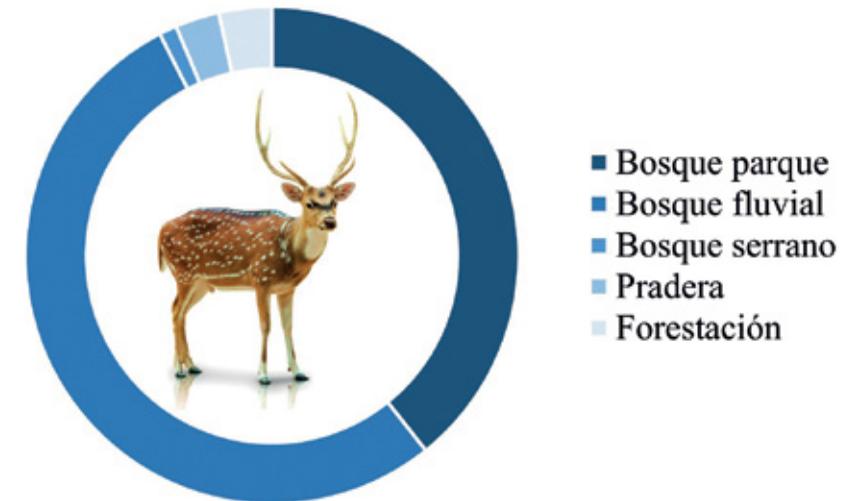


Figura 3. Uso de ambientes por ciervo axis en base a 173 registros de trampas cámara durante 2015-2019 en localidades del centro, oeste y noroeste de Uruguay (Cravino A., datos no publicados, Ruíz 2017).

to y las praderas muestran valores de uso bastante menores y similares entre sí. En bosques serranos, los registros han resultado muy escasos. Estos patrones de uso están confundidos con los ambientes predominantes y disponibles en el área de la distribución de la especie, por lo que no deben ser entendidos como selección o preferencia de ambientes. La escasez de registros en monte serrano coincide con la ausencia aparente de registros a lo largo de la Cuchilla Grande, zona del país donde el bosque serrano es más prevalente en el país (Toranza et al. 2019).

La distribución de los registros sugiere que los ambientes riparios asociados al río Uruguay y sus afluentes habrían sido las principales vías de dispersión del ciervo axis por el litoral oeste del país y hacia el norte desde el núcleo original en Colonia. Es probable que los bosques en galería actúen como corredores biológicos que faciliten la dispersión de la especie en el territorio. Siguiendo con este razonamiento, la hipótesis de distribución temporal propuesta para Uruguay (Fig. 2) es congruente con los primeros registros de axis confirmados en el sur de Brasil. Desde de 2015, los registros de la especie son más numerosos al norte de la frontera con Uruguay y se ha propuesto que el foco corresponde principalmente a individuos que se dispersan desde las poblaciones establecidas en Uruguay (Sponchiado et al. 2011, da Rosa et al. 2017).

3.- Impactos socioambientales

Los cérvidos en general están en las primeras posiciones de introducciones intencionales dentro de los vertebrados a nivel global, y Latinoamérica no es la excepción (Flueck 2010). Los impactos documentados suelen coincidir entre especies de cérvidos introducidos. En varios países donde el ciervo axis fue introducido, se ha constatado en forma recurrente evidencias de pérdida general de diversidad de plantas y animales, daños a cultivos agrícolas y forestales, destrucción de sotobosque, erosión del suelo, daños directos a flora leñosa (“anillado” y rasgado de la corteza) y competencia con los herbívoros nativos y el ganado, siendo además transmisor de diversos patógenos (Barrette 1985, González 1989, Bengis et al. 2002, Ali 2004, Page 2008, Flueck 2010, Faas & Weckerly 2010, Duckworth et al. 2015, Davis et al. 2016, Mohanty et al. 2016).

En cuanto a los efectos de la herbivoría, se ha reportado que los cérvidos pueden afectar la estructura y composición de diferentes estratos vegetales, ya sea por aumento de la abundancia de las especies no palatables o resistentes a la herbivoría (Ali 2004), como facilitando la invasión por vegetación exótica (Relva et al. 2010). Estos efectos directos sobre la vegetación pueden desencadenar una multitud de efectos indirectos sobre la fauna asociada a diferentes niveles tróficos, como ha sido reportado para poblaciones insulares de lagartijas endémicas (Mohanty et al. 2016), de insectos y aves de sotobosque (Martin et al. 2010). En Uruguay, sin embargo, no se han

realizado investigaciones dirigidas a evaluar los impactos provocados por la especie, salvo observaciones aisladas. Relevamientos realizados por personal agropecuario y especialistas han reportado daños en cultivos forestales, así como en cortezas de leñosas nativas tanto por el consumo de cortezas -descortezamiento- como por el rascado de astas sobre las mismas -escodado- (Fig. 4).



Figura 4. Izquierda: Cortezas marcadas por el escodado o rascado de astas en el Parque Anchoarena (Fotografía: Jorge Cravino). Derecha: Daños en leñosas nativas por consumo o descortezamiento y rascado (Fotografías: Alexandra Cravino).

Los estudios más detallados de impactos se han desarrollado en el Parque Anchoarena. En ese establecimiento se llevaron a cabo censos de la especie entre 1986 y 2008 y se planteó la necesidad de llegar a un balance entre el tamaño de la población de ciervos y el nivel de daños en los árboles (González & Seal 1997). En 1987 fueron censados 1000 ejemplares correspondientes a una manada principal y a distintos núcleos satélite. En 1997 la población era de 150 ± 30 animales (González & Seal 1997), por lo que medidas de reducción poblacional no fueron implementadas. El tamaño de la población de ciervos venía en franco declive hasta el censo de 2000, en el cual se registró el valor más bajo, correspondiente a 170 ejemplares. En 2008, fecha del último censo, se registraron 532 individuos, aumento asociado probablemente a la expansión del sector agrícola en el Parque y alrededores, junto con la disponibilidad de sitios de refugio y alimento (MGAP 2008). Con la apertura de la estancia presidencial al público en 1985, el ciervo axis pasó a ser emblemático y se constituyó en uno de los principales atractivos del Parque.

Un posible impacto en Uruguay, no evaluado, es la competencia con herbívoros nativos, que podría darse por el uso de hábitat o por el alimento. La competencia podría representar una amenaza para la población de venado de campo (*Ozotoceros bezoarticus arerunguensis*) presente en El Tapado (Salto), el ciervo axis se encuentra en expansión. Nuestro venado de campo presenta características morfológicas y de dieta similares al venado de cola blanca (*Odocoileus virginianus*) de Norteamérica, sobre el cual Faas & Weckerly (2010) detectaron efectos negativos

como resultado de la expansión del ciervo axis. La competencia con el guazubirá (*Mazama gouzoubira*) podría ser de menor magnitud, debido a que este ciervo prefiere bosques serranos. Sin embargo, sería muy importante realizar estudios cuantitativos para poder llevar a cabo esta evaluación.

La presencia de parásitos en cérvidos invasores, entre ellos el ciervo axis, provoca que existan nuevos potenciales hospederos y transmisores dentro de la vida silvestre, elevando los índices de contagio (Telfer & Bown 2012). Desde el punto de vista sanitario, si bien no hay investigaciones a nivel nacional, este ciervo es potencial portador y transmisor de tuberculosis y enfermedades transmitidas por garrapatas, tanto a especies nativas como a animales de producción. No existen datos de afectación o participación clave en brotes de fiebre aftosa ni brucelosis, y en los países donde existieron brotes, los cérvidos no jugaron papeles importantes (Christian Gortázar com. pers., Muñoz et al. 2010).

4.- Medidas de control y mitigación

A nivel global se han tomado diversas medidas para el control de la especie (Ables 1974, Gogan et al. 2001, Nugent & Choquenot 2004, Page et al. 2008, Nugent et al. 2011, Hess et al. 2015, Davis et al. 2016, Mohanty et al. 2016, Gürtler et al. 2018, GISD 2019). La caza es la principal estrategia, la cual se practica en diferentes modalidades tanto desde tierra como desde el aire. Entre todos los países en los cuales se considera invasora, solo en uno la especie es de libre caza (EE. UU.), mientras que en los demás su caza es regulada. En tres países, la caza deportiva es también considerada de control (Armenia, Croacia, EE. UU.) y las regulaciones en éstos establecen la obligatoriedad de licencias de caza para abatir ejemplares. El cercado de áreas sólo ha funcionado a pequeña escala y cuando alcanza los 3 m de altura y en cuanto a controles no letales, como traslocaciones y esterilizaciones (Islas Andaman), resultan muy costosos (GISD 2019). Para mejorar los controles naturales de la especie (Australia) se ha promovido el aumento de predadores que efectúen control natural sobre los ciervos (Davis et al. 2016). Finalmente, desde un enfoque social, en Hawaii (EE. UU.) se está buscando concientizar a pobladores a partir del eslogan “Eat Invasive Species” (en español, “Coma Especies Invasoras”) con el fin de reducir la caza de especies nativas y focalizarla en las invasoras (Hess et al. 2015).

En Uruguay las medidas de control que se han aplicado han sido la autorización de la caza deportiva y ocasionalmente de caza de control. En el país, el Decreto N° 164 de 1996 establece que, para la caza de la especie, ya sea deportiva, científica o de control, es necesario obtener una licencia única, personal e intransferible, que en la categoría deportiva habilita a cazar cinco ejemplares en el término de 15 días a partir de la expedición del permiso. La caza de la especie se permite a lo largo de todo el año con dichos permisos, no existiendo una temporada estipulada.

Los permisos de caza de control y caza científica presentan la vigencia y cota que se estipule en cada caso. Actualmente es frecuente la expedición de permisos de caza deportiva (aproximadamente 180 en los últimos 10 años), pero son escasos los solicitados para caza de control (5 históricamente) y no se han emitido permisos de caza científica.

A pesar de la legislación vigente, la especie es cazada en forma furtiva en muchas partes del territorio nacional. Registros fotográficos compartidos en las redes sociales en los últimos años ponen en evidencia la frecuencia de la actividad y el elevado número de ejemplares abatidos. Una proporción acotada de la caza furtiva es selectiva y se dirige a machos adultos, con astas de gran porte, que sirven como trofeo. En la mayor parte de los casos se lo caza por su carne, por lo que no se seleccionan ejemplares. Aunque se trate de una especie exótica e invasora, es importante regular la cacería con base en estudios ecológicos (e.g., demográficos), ya que la eventual selectividad puede provocar efectos contrarios a los deseables, incluyendo aumentos poblacionales (Milner et al. 2007).

5.- Prioridades de investigación y gestión

La información de campo sobre la especie en Uruguay es muy escasa. Para tener un panorama básico que haga posible su manejo efectivo con base científica, es necesario profundizar sobre diversos aspectos de su ecología. Es preciso mejorar la información sobre su distribución actual y generar datos sobre procesos de dispersión, tamaños poblacionales en distintas regiones, comportamiento, uso del hábitat y dieta. Por otra parte, es importante evaluar sus impactos sobre flora y fauna en general: daños a árboles silvestres, a cultivos forestales y a otras plantaciones agrícolas, competencia con ciervos autóctonos y otros herbívoros, con el ganado y considerar también aspectos parasitológicos y epidemiológicos. Es sustancial definir qué organismo u organismos del Estado deben desarrollar las investigaciones de campo destinadas a conocer la situación de la fauna en el territorio y dotar a dichos organismos de los recursos necesarios para hacerlo.

Es importante asimismo evaluar el efecto de distintas medidas de control y de la actividad cinegética sobre sus poblaciones (ver Gürtler et al. 2018). Por otro lado, también es de interés generar información sobre aspectos de su aprovechamiento racional. Sus astas son ampliamente utilizadas para la realización de mangos de cuchillos y su carne es aprovechable en distintas preparaciones. Parte de la ecuación sobre el manejo de la especie radica en la cuantificación de los aspectos económicos de la caza deportiva o reglamentada, la furtiva, el uso en artesanías y el aprovechamiento potencial de la carne y los cueros de los ejemplares cazados. El hecho de que exista una regulación legal de la caza genera la posibilidad de aprovechar la información recabada por los cazadores que sacan sus permisos referentes a localidades, sexo, edad y cantidad de ejemplares abatidos.

Desde el punto de vista sociocultural, es necesario trabajar con la población para concientizar acerca de la necesidad de controlar a la especie. Debido a su carisma, la misma ha ganado consideración entre la población y se han realizado liberaciones de ejemplares en distintas estancias, focos que a su vez actúan como nuevos centros de dispersión. Además de la valoración estética, la especie es apreciada en la actualidad porque moviliza turismo cinegético, tanto de origen nacional como extranjero.

6.- Agradecimientos

A Juan Carlos Rudolf, Sebastián Horta, Horacio Giordano, Claudia Elizondo y Pablo Borrazas (este último en representación de la Asociación de Cazadores del Uruguay) que colaboraron con información y datos de registro de la especie en el país. A Christian Gortázar y Gustavo Castro por sus aportes en los aspectos sanitarios. A la División General Forestal (DGF) del Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca (MGAP) por brindar la información recabada sobre ciervo axis durante el Inventario Forestal Nacional. A la empresa forestal Montes del Plata (MDP) por facilitar el acceso a los sitios de estudio con cámaras trampa en el marco de la tesis de posgrado de AC, financiada por la Agencia Nacional de Investigación e Innovación bajo los códigos POS_NAC_2015_1_109965 y POS_NAC_2018_1_151799.

Bibliografía

- Ables ED (1974). The Axis Deer in Texas. The Caesar Kleberg Research Program and The Texas Agricultural Experiment Station. A & M University System, Texas.
- Ali R (2004). The effect of introduced herbivores on vegetation in the Andaman Islands. *Curr. Sci.* 86: 1103-1112.
- Banerji J (1955). Wild animals in the Andaman Islands. *J. Bombay Nat. Hist. Soc.* 53: 256-256.
- Barrette C (1985). Antler eating and antler growth in wild Axis deer. *Mammalia.* 41: 1-34.
- Bengis RG, Kock RA & J Fischer (2002). Infectious animal diseases: the wildlife/livestock interface. *Rev. Sci. Tech.* 21: 53-65.
- Bhat SD & GS Rawat (1995). Habitat use by Chital *Axis axis* in Dhaultkhand, Rajaji National Park, India. *J. Trop. Ecol.* 36: 177-189.
- Da Rosa CA, de Almeida Curi NH, Puertas F & M Passamani (2017). Alien terrestrial mammals in Brazil: current status and management. *Biol. Invasions.* 19(7): 2101-2123.
- Davis WB & Schmidly DJ (1997). The Mammals of Texas. Texas Tech University & Texas Parks and Wildlife Department.
- Davis NE, Bennett A, Forsyth DM, Bowman DMJS, Wood SW, Lefroy EC, Woolnough AP, West P, Hampton JO & CN Johnson (2016). A systematic review of the impacts and management of introduced deer (Family: Cervidae) in Australia. *Wildlife Res.* 43(6): 515-532
- Del Pino C (1988). Mamíferos del Uruguay, foráneos integrados a nuestra fauna. *Almanaque del Banco de Seguros del Estado, Montevideo, Uruguay.* 71: 260-262.
- Duckworth JW, Kumar NS, Anwarul Islam M, Sagar Baral H & R Timmins (2015). *Axis axis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T41783A22158006.
- Faas CJ & FW Weckerly (2010). Habitat interference by axis deer on white-tailed deer. *J. Wildlife Manage.* 74(4): 698-706.
- Flueck WT (2010). Exotic deer in southern Latin America: what do we know about impacts on native deer and on ecosystems? *Biol. Invasions.* 12(7), 1909-1922.
- Flueck WT & JA Smith-Flueck (2012). A review of introduced cervids in Chile. *Anim. Prod. Sci.* 52: 681-684.
- Gee EP (1964). The wildlife of India. Collins, London.
- Global Invasive Species Database – GISD – (2019). Species profile: *Axis axis*. Downloaded from <http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Axis+axis> on 28-01-2019.
- Gogan PJP, Barrett RH, Shook WW & TE Kucera (2001). Control of Ungulate Numbers in a Protected Area. *Wildl. Soc. Bull.* 29: 1075-1088.
- González EM (2001). Guía de campo de los mamíferos de Uruguay. Introducción al estudio de los mamíferos. Vida Silvestre. Montevideo.
- González EM & JA Martínez-Lanfranco (2010). Mamíferos de Uruguay. Guía de campo e introducción a su estudio y conservación. Vida Silvestre – Museo Nacional de Historia Natural. Ediciones de la Banda Oriental, Montevideo.
- González JC (1979). Ciervos autóctonos y exóticos en el Uruguay. *Almanaque del Banco de Seguros del Estado, Montevideo, Uruguay.* 62: 219-223.
- González JC (1989) Algunas enfermedades transmisibles de los animales al hombre en el Uruguay. *Zoonosis. Almanaque del Banco de Seguros del Estado, Montevideo, Uruguay.* 71: 200-203.
- González S & US Seal (1997) El manejo del ciervo axis (*Cervus axis*) en la residencia presidencial de Colonia-Uruguay. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, Minnesota, Estados Unidos.
- Graf W & L Jr. Nichols (1966). The axis deer in Hawaii. *J. Bombay Nat. Hist. Soc.* 63: 629-734.
- Gurung KK & R Singh (1996). Field Guide to the Mammals of the Indian Subcontinent. Academic Press Limited, London.
- Gürtler RE, Rodríguez-Planes LIG, Izquierdo VM, Cavicchia M & A Maranta (2018). Differential long-term impacts of a management control program of axis deer and wild boar in a protected area of north-eastern Argentina. *Biol. Invasions.* 20: 1431-1447.
- Hess SC, Muise J & J Schipper (2015). Anatomy of an Eradication Effort. Removing Hawaii's illegally introduced axis deer. *Wildlife Profess.* 9: 40-43.
- Jaksic FM, Iriarte JA, Jiménez JE & DR Martínez (2002). Invaders without frontiers: cross-border invasions of exotic mammals. *Biol. Invasions.* 4: 157-173.

Long JL (2003). *Introduced Mammals of the World: Their History, Distribution and Influence*. CSIRO Publishing, Collingwood, Australia.

Martin JL, Stockton SA, Allombert S & AJ Gaston (2010). Top-down and bottom-up consequences of unchecked ungulate browsing on plant and animal diversity in temperate forests: lessons from a deer introduction. *Biol. Invasions*. 12(2), 353-371.

Milner JM, Nilsen EB & HP Andreassen (2007). Demographic Side Effects of Selective Hunting in Ungulates and Carnivores. *Biol. Conserv.* 21: 36-47.

Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (2008). Censo de ciervo axis en el Establecimiento Presidencial Anchorena. Informe.

Moe SR & P Wegge (1994). Spacing behavior and habitat use of Axis deer (*Axis axis*) in lowland Nepal. *Can. J. Zool.* 72: 1735-1744.

Moe SR & P Wegge (1997). The effects of cutting and burning on grass quality and axis deer (*Axis axis*) use of grassland in lowland Nepal. *J. Trop. Ecol.* 13: 279-292.

Mohanty NP, Hari Krishnan S, Sivakumar K & K Vasudevan (2016). Impact of invasive spotted deer (*Axis axis*) on tropical island lizard communities in the Andaman archipelago. *Biol. Invasions*. 18: 9-15.

Muñoz PM, Boadella M, Arnal M, de Miguel MJ, Revilla M, Martínez D, Vicente J, Acevedo P, Oleaga A, Ruiz-Fons F, Marín CM, Prieto JM, de la Fuente J, Barral M, Barberán M, de Luco DF, Blasco JM & C Gortázar (2010). Spatial distribution and risk factors of Brucellosis in Iberian wild ungulates. *BMC Infect. Dis.* 10: 46.

Novillo A & RA Ojeda (2008). The Exotic Mammals of Argentina. *Biol. Invasions*, 10: 1333-1344.

Nowak RM (1999). *Walker's Mammals of the World Vol II*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.

Nugent G & D Choquenot (2004). Comparing Cost-Effectiveness of Commercial Harvesting, State-Funded Culling, and Recreational Deer Hunting in New Zealand. *Wildl. Soc. Bull.* 32: 481-492.

Nugent G, McShea WJ, Parkes J, Woodley S, Waithaka J, Moro J, Gutiérrez R, Azorit C, Mendez Guerrero F, Flueck WT & Smith-Flueck JM (2011). Policies and management of overabundant deer (native or exotic) in protected areas. *Animal Prod. Sci.* 51: 384-389.

Page A, Kirkpatrick W & M Massam (2008). Axis Deer (*Axis axis*) risk assessment for Australia. Department of Agriculture and Food, Western Australia.

Pereira-Garbero R, Barreneche JM, Laufer G, Achaval F & M Arim (2013). Mamíferos invasores en Uruguay, historia, perspectivas y consecuencias. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 86: 403-421.

Raman TRS (1996). Factors influencing seasonal and monthly changes in the group size of Chital or axis deer in southern India. *J. Biosci. (Bangalore)*. 22: 203-218.

Relva MA, Nunez MA & D Simberloff (2010). Introduced deer reduce native plant cover and facilitate invasion of non-native tree species: evidence for invasional meltdown. *Biol. Invasions*. 12(2): 303-311.

Ruíz M (2017). *Ecología de mamíferos exóticos en predios forestales de los Departamentos de Río Negro y Flores, Uruguay*. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias, Montevideo, Uruguay.

Sponchiado J, Melo GL & NC Cáceres (2011). First record of the invasive alien species *Axis axis* (Erxleben, 1777) (*Artiodactyla: Cervidae*) in Brazil. *Biota Neotropical*. 11: 403-406.

Tak PC & BS Lamba (1984). Ecology and Ethology of the Spotted-deer: *Axis axis axis* (Erxleben) (*Artiodactyla: Cervidae*). *Rec. Zool. Surv. India*. 43: 1-26.

Telfer S & K Bown (2012). The effects of invasion on parasite dynamics and communities. *Funct. Ecol.* 26: 1288-1299.

Toranza C, Lucas C & Acosta MBC (2019). Spatial Distribution and Tree Cover of Hillside and Ravine Forests in Uruguay. *Agrociencia Uruguay*. 23(2): 1-12

Cita recomendada: Lombardi R, Castro G & Altuna M (2021): Jabalíes y cerdos silvestres en Uruguay. En Uruguay. En: Brazeiro A, Bresciano D, Brugnoli E & Iturburu M (eds): Especies exóticas invasoras de Uruguay: distribución, impactos socioambientales y estrategias de gestión. Pp. 205-212. Retema-UdelaR/CEEI - Ministerio de Ambiente, Montevideo.

CAPÍTULO 13

Jabalíes y cerdos silvestres en Uruguay

Raúl Lombardi^{1*}, Gustavo Castro² y Martín Altuna²

¹ Consultor privado. * raul.lombardi@gmail.com

² Comité de Especies Exóticas Invasoras, Uruguay.

Resumen

El jabalí es un animal mamífero artiodáctilo que está ampliamente distribuido a nivel mundial y es una de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas. Es un animal de tamaño medio y omnívoro. Originalmente se encontraba en casi toda Europa, Asia y el norte de África, aunque por acción humana (y básicamente con fines cinegéticos) se difundió al resto del mundo (prevaleciendo en Norte y Sudamérica y en Oceanía). Fue introducido al Uruguay en 1928 en Colonia y a consecuencia de sueltas y escapes se dispersaron al resto del país (y llegaron a Brasil). La hibridación con el cerdo doméstico ha potenciado el comportamiento invasor y los hábitos alimenticios, haciéndolo más predador. En 1982 fue declarado plaga nacional, autorizándose su libre caza. Los distintos ambientes que conforman nuestro país son favorables para su establecimiento y desarrollo. Afecta directa e indirectamente a numerosas especies de fauna y flora autóctonas, como así también a cultivos y animales de producción, generando impactos negativos. La erradicación es poco factible, pudiendo aspirarse a mantener la población controlada si se remueve anualmente el 60-70% de los individuos. Las medidas de defensa contra la especie más utilizadas son el alambrado eléctrico y los animales de guarda (llamas, perros y burros) y las medidas de control, trampas y cacería. La amplitud de los impactos generados por los jabalíes y cerdos silvestres hace que el abordaje de su control deba ser necesariamente interdisciplinario e interinstitucional. Los vacíos (parciales o totales) de conocimiento y puntos críticos que deberán atenderse para lograr una buena gestión son: distribución de la especie a nivel nacional, evaluación económica de los daños ocasionados, profesionalización y registro de cazadores, estudio de enfermedades y vigilancia sanitaria, métodos de control, estudio genético de las poblaciones, consumo de carne y difusión de la problemática.

Palabras clave: especie exótica invasora, impactos, jabalí, zoonosis.

1.- Presentación de la especie

El jabalí (*Sus scrofa*) es un animal mamífero artiodáctilo perteneciente a la familia Suidae, que está ampliamente distribuido a nivel mundial. Figura en la lista de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo (ISSG 2014). Se considera el origen, desde el punto de vista genético, de los cerdos domésticos actuales.

Es un animal de tamaño medio, con un peso en los machos adultos de entre 80 y 120 kg, hocico relativamente corto, patas cortas, morro largo y gran cabeza. Aspecto masivo y compacto. Mide una altura a la cruz de 1 metro, siendo más largo que alto. El pelaje es castaño oscuro, pardo grisáceo o negruzco. Presenta una crin eréctil que recorre el lomo. Para evitar el daño entre los machos en la época de celo, éstos poseen una coraza de piel endurecida que cubre los flancos. Los dientes caninos inferiores son los más desarrollados y están curvados hacia atrás. Los superiores (llamados amoladeras) son menores, pero también crecen curvándose hacia arriba. La cara posterior del colmillo inferior y la cara anterior del colmillo superior están continuamente en contacto, afilándose mutuamente con el movimiento de las mandíbulas. Los caninos de los machos son notoriamente más grandes que los de las hembras. Son utilizados para defensa y desenterrar alimentos como raíces y tubérculos (Herrero 2002, Lombardi et al. 2015).

Las hembras llegan a la madurez sexual entre los 8 y los 20 meses de edad, en función de la disponibilidad de alimento, pues deben tener un peso mínimo de 35 kg. Los machos alcanzan la madurez sexual a los 10 meses y a partir de los 30 kg de peso. La hembra tiene un período de gestación de 114-116 días. Generalmente se registran jabatos y juveniles a lo largo de todo el año con dos picos de pariciones, uno a fines de agosto - principios de setiembre (el más importante) y otro en febrero (Herrero 2002, Lombardi et al. 2015).

De hábitos oportunistas y generalistas, el jabalí es omnívoro, alimentándose de diversas fuentes, en función de la disponibilidad. Existe una prevalencia de la dieta de origen vegetal sobre la de origen animal, aunque se aprecian diferencias según la zona que habita y el tipo de animal (Lombardi et al. 2015).

Fue introducido en Uruguay en 1928 por el productor agropecuario argentino Aarón de Anchorena, quien trajo a su estancia del departamento de Colonia animales originarios del Cáucaso. A consecuencia de sueltas y escapes, los jabalíes se difundieron al resto del país (y llegaron a Brasil) (García et al. 2011, Lombardi et al. 2015).

2.- Distribución en Uruguay

Originalmente el jabalí se encontraba en casi toda Europa, Asia y el norte de África, aunque por acción humana (y básicamente con fines cinegéticos) fue introducido en el resto del mundo (prevaleciendo en Norte y Sudamérica y en Oceanía), constituyéndose en uno de los mamíferos con mayor distribución geográfica (Oliver 1993, Lombardi et al. 2015, Salvador 2012).

En Uruguay el jabalí experimentó un notable incremento demográfico debido a un ambiente favorable, la no existencia de depredadores naturales y características propias de la especie, como su plasticidad genética (capacidad de adaptarse a los diferentes ambientes en que se encuentra). En la actualidad se distribuye por casi todo el territorio nacional, estimándose una densidad mínima real de 0,33-0,75 individuos.km⁻² (Lombardi et al. 2015).

La cruce con ejemplares de cerdos domésticos (generalmente machos jabalíes con hembras porcinas domésticas) hace que a nivel poblacional convivan las variedades puras del jabalí, ejemplares de cerdos domésticos asilvestrados y sus cruzamientos (García et al. 2011, Lombardi et al. 2015). A su vez, los eventos de hibridación han potenciado el comportamiento invasor y los hábitos alimenticios del jabalí (haciéndolo más predador).

Los daños y perjuicios ocasionados por su accionar llevó a que en 1982 se dictara una norma jurídica declarándolo plaga nacional y autorizando su libre caza (Decreto nº 463/982, del 15 de diciembre de 1982).

Los distintos ambientes que conforman nuestro país son favorables para el establecimiento y desarrollo de la especie, que utiliza la vasta red hídrica como vía de dispersión y elemento esencial de su desarrollo.

Las potenciales zonas de refugio para los jabalíes son abundantes e irregularmente distribuidas:

- Montes de galería, quebrada o serrano: ambientes densos, con especies de baja o mediana altura, con alta diversidad florística y faunística.
- Palmares: constituidos por especies como el *Butia odorata*, cuyo fruto proporciona una fuente energética de alimento.
- Pajonales: constituidos por especies como *Panicum sp.*, ambiente utilizado por los jabalíes cuando no están inundados. Por sus características ofrece refugio, recursos alimentarios y cercanía de agua.

- Forestación: explotación que se encuentra en plena expansión. Se utilizan especies exóticas como pinos y principalmente eucaliptos. Las plantaciones jóvenes representan una potencial zona de refugio, debido a su cobertura foliar densa y de baja altura. Las plantaciones de mayor edad ya no presentan esta ventaja, pero debido a las grandes extensiones que ocupan (> 1.000 ha) vuelven a ser zonas de refugio. Respecto a los recursos alimentarios, en este tipo de explotación, los mismos se hallan comprometidos.

3.- Impactos socio-ambientales

El jabalí y los cerdos silvestres afectan directa e indirectamente a numerosas especies de fauna y flora autóctonas, como así también a cultivos y animales de producción, generando impactos negativos en:

- Sector agrícola: daños a los cultivos (como maíz, soja, arroz, sorgo y frutales, entre otros).
- Sector pecuario: depredación en ovinos y bovinos.
- Medio ambiente: aumento de la erosión del suelo, destrucción de humedales y pantanos, destrucción del tapiz natural, pérdida de la regeneración de los bosques.
- Fauna silvestre: desplazamiento y depredación de especies nativas.
- Trasmisión de enfermedades: rol importante en las cadenas epidemiológicas de enfermedades zoonóticas (transmitidas al ser humano), de importancia productiva (como la tuberculosis bovina, en la que actúa como reservorio) y de enfermedades que afectan la comercialización internacional de animales vivos y carne, y por ende el Estatus Sanitario oficial de los países (como la Fiebre aftosa y la Peste Porcina Clásica).
- Seguridad vial: causa de accidentes automovilísticos.
- Seguridad y ornato públicos: invasión y destrucción de áreas verdes suburbanas y urbanas, ataques a la población (APHIS 2019, Lombardi et al. 2015).

4.- Medidas de control/mitigación

La erradicación es poco factible, a no ser en territorios aislados (como por ejemplo, islas) y con una alta remoción de individuos. En nuestro país se podría aspirar a mantener la población controlada, si se remueve anualmente el 60-70% de los individuos (Frade 2016).

Como medidas de defensa contra la especie se suelen utilizar:

- Alambrado eléctrico.
- Animales de guarda: llamas, perros (fundamentalmente la raza Maremmano) y burros (Frade 2016, Lombardi et al. 2015).

Como medidas de control se utilizan:

- Trampas: es uno de los métodos más efectivos. Existen diferentes tipos de trampas (box, tipo francés, corral, pozo, red colgante, banda elástica y chacras-trampa) dependiendo del lugar, los medios disponibles y los fines perseguidos. Se utilizan cebos o atrayentes muy variados (vegetales, animales muertos, fluidos corporales, entre otros), dependiendo de su disponibilidad y época del año (Frade 2016, Lombardi et al. 2015).
- Cebos tóxicos: de uso restringido, requiere autorización de las autoridades competentes. Su eficacia es relativa y puede perjudicar a otros animales de la fauna silvestre.
- Cacería: su efectividad dependerá de la forma de realizarla, tipo y número de cazadores y organización.

Las formas utilizadas son:

- Acecho: se espera apostado a los animales para dispararles. Normalmente se efectúa durante la noche o las primeras horas de la mañana, teniéndose presente la dirección del viento (ya que los jabalíes poseen un excelente olfato). Se utilizan armas de gran calibre y/o largo alcance y se acostumbra a cebar a los animales.
- Rececho: se busca al animal mediante a) batida (un grupo de personas ahuyentan los animales en una dirección y otro grupo los capturan), b) focos de luz (se encandila el animal para dispararle) y c) perros (se utilizan para rastrear, encontrar y/o atrapar al jabalí; son de diferentes razas y cruas, dependiendo la función y es el tipo de cacería más utilizado en nuestro país) (Dabezies y Perez 2018, Lombardi et al. 2015)

En Uruguay la cacería está reglamentada por el Decreto n° 164/996 del 2 de mayo de 1996, que define el “acto de caza” y las diferentes modalidades (deportiva, comercial, de control, con fines científicos y libre), autoriza y controla los métodos a utilizar y el destino de los animales cazados.

La caza, además de ser una forma de control, puede generar beneficios económicos. De los animales capturados pueden aprovecharse la carne y el cuero o ser vendidos en pie para cotos de caza u otros emprendimientos productivos. Las cabezas (en especial las de los machos) son vendidas como trofeos y los colmillos utilizados en artesanías (Dabezies & Perez 2018, Lombardi et al. 2015).

5.- Temas prioritarios de investigación para la gestión de la especie

La amplitud de los impactos generados por los jabalíes y cerdos silvestres hace que el abordaje de su control deba ser necesariamente interdisciplinario e inter-institucional.

Existen algunos vacíos (parciales o totales) de conocimiento y puntos críticos que deberán atenderse para lograr una buena gestión:

- Mapa de distribución de la especie a nivel nacional: promover la creación de redes para la recopilación protocolizada de información.
- Evaluación económica de los daños ocasionados.
- Profesionalización y registro de cazadores responsables y capacitados: fortalecer y apoyar la Asociación ya creada y conformar equipos de respuesta rápida.
- Estudio de enfermedades y vigilancia sanitaria:
 - Formalizar programas de vigilancia sanitaria integrada con los países de la región para monitorear las principales enfermedades (sobre todo las zoonóticas y las que afectan la comercialización de animales y productos derivados).
 - Diseñar planes de contingencia para eventos sanitarios que involucren directa o indirectamente los jabalíes y cerdos silvestres.
 - Realizar simulacros de gabinete y de campo ante una posible introducción de enfermedades emergentes o reemergentes.
 - Establecer y difundir procedimientos de bioseguridad para la caza y manipulación de los animales vivos y muertos.

• Métodos de control:

- Promover la participación e intercambio de conocimientos y experiencias técnicas con Organismos Internacionales, Agencias Gubernamentales e Instituciones de Enseñanza e Investigación de otros países, que cuenten con una amplia experiencia en la atención de esta problemática.
 - Establecer estrategias de control integral con los países de la región.
 - Fomentar y apoyar investigaciones sobre nuevas formas de control.
 - Establecer acuerdos con empresas forestales y agropecuarias para la implementación de actividades de control en sus predios.
- Estudio genético de las poblaciones: ampliar los estudios ya realizados y apoyar los que se están desarrollando.
 - Consumo de carne: establecer normativas para el uso y comercialización de la carne de jabalí in natura y procesada.
 - Difusión de la problemática:
 - Fomentar la realización de eventos científicos y de divulgación.
 - Generar espacios de discusión con todos los sectores involucrados.

Bibliografía

APHIS. National Feral Swine Damage Management Program. <https://www.aphis.usda.gov/aphis/resources/pests-diseases/feral-swine/feral-swine-program> Consultado el 20/1/2019.

Dabezies J & Perez F (2018). Caza mayor en Uruguay - Aspectos culturales y algunos números primarios de lo que moviliza el sector en Uruguay. En: Jornadas de Vigilancia y Control en Jabalíes y Cerdos Asilvestrados (Salto, Uruguay). Disponible en: <http://cazayantropologia.com>

Frade J (2016). El jabalí como predador - Alternativas para su control. En: I Jornadas Regionales del Jabalí (Artigas, Uruguay). Disponible en: <http://www.upc.edu.uy/component/phocadownload/category/36-jornadas-jabali>

García G, Vergara J & Lombardi R (2011). Genetic characterization and phylogeography of the wild boar *Sus scrofa* introduced into Uruguay. *Genetics and Molecular Biology*. 34: 329-337.

Herrero J (2002). Adaptación funcional del jabalí *Sus scrofa* L. a un ecosistema forestal y a un sistema agrario intensivo en Aragón. Publicaciones del Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón, España.

ISSG (Invasive Species Specialist Group). Global Invasive Species Database. www.issg.org/database/welcome Consultado el 20/1/2019.

Lombardi R, Geymonat G & Berrini R (2015). El jabalí en el Uruguay - Problema, desafío y oportunidad. Ed. Forestal Atlántico Sur y Weyerhaeuser. Uruguay.

Oliver WLR (1993). Pigs, Peccaries and Hippos: Status Survey and Conservation Action Plan. Gland, IUCN.

Salvador C (2012). Ecología e manejo de javali (*Sus scrofa* L.) na América do Sul. Tesis de Doctorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil.

Cita recomendada: Zarucki M, Loureiro M, Díaz D, Serra WS & Fabiano G (2021): Situación de las especies de peces exóticas e invasoras en Uruguay. En: Brazeiro A, Bresciano D, Brugnoli E & Iturburu M (eds): *Especies exóticas invasoras de Uruguay: distribución, impactos socioambientales y estrategias de gestión*. Pp. 215-226. RETEMA-Udelar/CEEL, Ministerio de Ambiente, Montevideo.

CAPÍTULO 14

Situación de las especies de peces exóticas e invasoras en Uruguay

Matías Zarucki^{1*}, Marcelo Loureiro², Diego Díaz², Wilson Sebastián Serra^{3,4} y Graciela Fabiano^{5,6}

¹ PET Arrayanes, CTEP-UTU, Camino los Arrayanes y Ruta Interbalnearia km 102. Piriápolis, Uruguay.

² Laboratorio de Zoología de Vertebrados, Facultad de Ciencias, Udelar, Montevideo, Uruguay

³ Centro Universitario Regional Este (CURE) – Sede Rocha, Ruta 15 y Ruta 9, Rocha, Uruguay

⁴ Sección Ictiología, Dpto. de Zoología, Museo Nacional de Historia Natural, CC 399, Montevideo, Uruguay

⁵ DINARA. Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (MGAP). Puerto de La Paloma, Rocha, Uruguay

⁶ Facultad de Veterinaria, Tomás Basañez 1160, Montevideo, Uruguay

* mzarucki@protonmail.com

Resumen

Los peces son el grupo más diverso de vertebrados y cumplen importantes roles ecológicos en los ecosistemas acuáticos. Esto ha contribuido a que varias especies constituyan invasores biológicos exitosos a nivel global. En Uruguay hasta el momento se ha confirmado la invasión de una especie exótica. Existe evidencia de que la carpa común (*Cyprinus carpio*) se ha establecido al menos en el Río de la Plata interior y las desembocaduras de sus afluentes más importantes. Además se ha registrado de manera esporádica en el resto de las cuencas hidrográficas. Otras especies con alto potencial invasor (por ej. la carpa plateada *Hypophthalmichthys molitrix*, la carpa cabezona *H. nobilis* y la carpa herbívora *Ctenopharyngodon idella*) se han registrado en la región y Uruguay, lo que debe ser considerado como una alerta por su posible expansión. Asimismo, *Acipenser baerii* y *A. gueldenstaedti* han sido reportadas en el Río de la Plata, ambas posiblemente escapadas de jaulas de cultivo del Río Negro. Por otra parte, tres especies nativas del Río Uruguay (el dientado paraguayo *Acestrorhynchus pantaneiro*, la corvina de río *Pachyurus bonariensis* y el torito *Trachelyopterus lucenai*), aparentemente trasladadas desde la cuenca del Río Uruguay a la cuenca de la Laguna de los Patos y de ahí hacia la Laguna Merín, representan una potencial amenaza. Esto debería considerarse en los planes de prevención y/o mitigación de especies invasoras como una prioridad, junto con programas de control de la carpa en zonas sensibles para la reproducción de especies de interés y en áreas protegidas. Debido al escaso éxito en el control de especies ya establecidas, es necesario implementar medidas de alerta temprana y prevención ante las especies invasoras registradas en la región.

Palabras clave: *Cyprinus carpio*, *Hypophthalmichthys*, Cuenca del Plata, Cuenca Laguna Merín.



Carpa común (*Cyprinus carpio*). Foto: autor anónimo, Marcelo Loureiro (edición).

1.- Características de los peces como invasores

Los peces son el grupo de mayor diversidad dentro de los vertebrados; cumplen múltiples roles en los ecosistemas acuáticos y representan componentes fundamentales en las redes tróficas (Helfamn et al. 2009). Debido a esta diversidad y versatilidad, varias especies se han configurado como invasores biológicos exitosos a nivel global. La capacidad de algunas especies de operar como bio-ingenieras ha determinado efectos drásticos en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos (Ruaro et al. 2018). En los escenarios más dramáticos, la introducción de especies en sistemas naturales ha propiciado la extinción de especies nativas y pérdida de recursos pesqueros (Njiru et al. 2010). En general, el origen de las invasiones biológicas de peces está asociado a la acuicultura (Casal 2006), ya sea por el escape de especies o por su liberación deliberada a la naturaleza. Los sistemas más alterados por el ser humano son los más factibles de ser invadidos, ya sea por la oferta de propágulos (por ej. acuicultura en tajamares, jaulas en sistemas lóticos o criaderos abandonados), el incremento de la disponibilidad de recursos, o la vulnerabilidad de las comunidades de especies autóctonas por la degradación del ambiente (Lockwood et al. 2007).

2.- Carpa común, única especie de pez invasor confirmada en Uruguay

La carpa común, *Cyprinus carpio* (Cypriniformes: Cyprinidae), es una de las especies paradigmáticas en las invasiones biológicas de peces a nivel global, estando representada en todos los continentes, excepto la Antártida (Froese & Pauly 2000). Debido a esto, los procesos de invasión y sus efectos se encuentran altamente documentados (Casal 2006). Es una especie dulceacuícola, originaria del Oeste de Asia y Este de Europa. Alcanza gran tamaño (en torno a 10 kg, aún cuando se han reportado ejemplares de hasta 40 kg), se desplaza en cardúmenes y se reproduce en primavera en aguas someras con vegetación riparia (Colautti 1997). Su complejo aparato masticador le permite alimentarse de casi cualquier ítem, adaptándose a un hábito omnívoro y polifágico (Kahn 2003). Esta plasticidad trófica y su amplia tolerancia a cambios en la salinidad le han permitido adaptarse y colonizar ambientes continentales del planeta, tanto naturales como antrópicos (Maiztegui et al. 2016). En la cuenca del Río de la Plata, se registran poblaciones de *C. carpio* desde finales de siglo XIX y principios de siglo XX en cuerpos de agua artificiales en Argentina, y desde 1943 en sistemas naturales (Mac Donagh 1948, Barla & Iriart 1987). Fue registrada en el Río de la Plata en 1987, donde había sido capturada por pescadores artesanales frente a Juan Lacaze (Ares et al. 1991). Aunque cuenta con registros desde 1981 en el Río Queguay (Paysandú) (Nión et al. 2016), se ha vuelto común en la costa uruguaya en el correr de la década de 1990 (Fabiano et al. 1992). Esta especie se ha convertido en un prolífico invasor en la región (Maiztegui et al.

2016) y ha estado en proceso de expansión hacia el este del Río de la Plata, siendo citada en lagunas costeras de la costa Atlántica de Uruguay (Santana & Fabiano 1999; Fabiano et al. 2011). El uso de estuarios como “puentes salinos” ha sido propuesto como un mecanismo para la dispersión de peces de agua dulce (Brown et al. 2007), por lo que su dispersión podría ser facilitada por los eventos de variación de salinidad del estuario del Río de la Plata. La carpa ha sido registrada en las cuencas más importantes de Uruguay (Fig. 1a). Sin embargo, la información sobre su presencia en la Laguna Merín y sus afluentes es escasa y requiere de más estudios. Este es un aspecto por demás importante ya que ha sido cultivada en Río Grande del Sur al menos desde fines del siglo pasado y fue registrada en la naturaleza en el sector brasileño de la laguna, en 1998 (García et al. 2004).

3.- Impactos ecosistémicos, en la biodiversidad y en las pesquerías

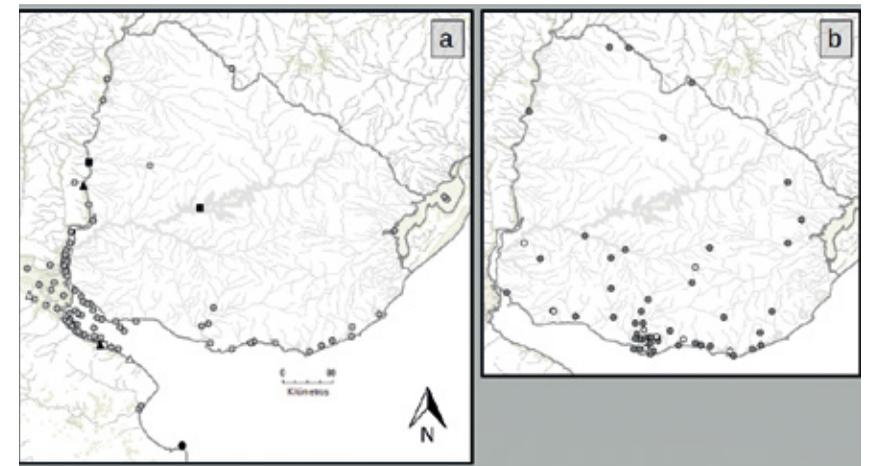


Figura 1. Registros de especies exóticas de peces en Uruguay. En la sección (a) se presentan los registros en la naturaleza en Uruguay y las cuencas limítrofes de las diferentes especies: *C. carpio* (círculo gris), *O. niloticus* (círculo negro), *H. molitrix* (cuadrado blanco), *Hypophthalmichthys sp.* (cuadrado negro), *A. baerii* (triángulo negro) y *A. gueldenstaedtii* (triángulo blanco). En (b) se indican los sitios donde fueron sembradas las especies de *C. carpio* (círculo gris) y *C. idella* (círculo blanco) facilitadas por DINARA. La información sobre la distribución de los criaderos legales fue cedida por el Departamento de Acuicultura de DINARA (MGAP).

Al alimentarse, la carpa común remueve el fondo y aumenta la concentración de sólidos en suspensión en la columna de agua, aumentando la turbidez del medio. Esto favorece el crecimiento de fitoplancton y la eutrofización del ambiente, lo que reduce la disponibilidad de luz y la transparencia (Zambrano et al. 1999) y causa la disminución del oxígeno disuelto en el agua (Amestoy et al. 1998). Esto provoca un detrimento en la calidad del agua, altera la composición de la comunidad de macrófitas, y puede disminuir la riqueza y diversidad de invertebrados (Kloskowski 2010). Se ha identificado a la carpa común como responsable de la pérdida de hasta 37% en la captura de especies de interés pesquero en el río Misissippi (Bajer et al. 2009). Por otro lado hay evidencia que indica que la especie consume huevos de peces nativos (Miller & Beckman 1996), lo que la configura como un riesgo para las pesquerías dulce-acuícolas y costeras. En la región Neotropical los efectos negativos de las carpas habían sido planteados por Mac Donagh (1948): “Meyers en 1944 en el río Iguazú en Puerto Unión observó gigantes cardúmenes de carpa a lo largo del río y escuchó las lamentaciones de los pescadores, todos los cuales decían que muchos mejores peces (naturales de ese río) estaban volviéndose increíblemente escasos. ¡Nadie quería la carpa!”.

4.- Especies exóticas cultivadas o mencionadas para Uruguay

Entre los años 1993-2008 y en el marco de una política de promoción de la piscicultura en predios rurales de todo el país, la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA-MGAP) promovió la “siembra” de juveniles de *C. carpio* y también de la carpa herbívora *Ctenopharyngodon idella* (*Cypryniformes: Xenocyprinidae*) (Fig. 1b) (DINARA-FAO 2008). Esta promoción fue realizada sin una evaluación *a priori* de los riesgos potenciales causados por su escape a ambientes naturales, aunque al momento ya existían antecedentes (e.g., Baigún & Quirós 1985). García et al. (2004) cita la presencia de *C. idella* para la zona estuarina de la Laguna de los Patos, cercana a la Laguna Merín, y relaciona los registros de carpas a los pulsos de inundación y su papel en la conexión de cuerpos de agua, como embalses y tajamares, con los sistemas fluviales. Sin embargo, en Uruguay aún no se ha confirmado el establecimiento de poblaciones de esta especie. Por otra parte, se han mencionado en la literatura o realizado ensayos de acuicultura en Uruguay con otras especies reconocidamente invasoras, como la trucha arcoiris (*Oncorhynchus mykiss*), la trucha común (*Salmo trutta*) y la tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*), pero al momento solo se han observado individuos aislados de las dos primeras en la naturaleza (Brugnoli et al. 2006). En los embalses de Baygorria y Rincón del Bonete (Río Negro), se crían varias especies de esturión: *Acipenser baerii*, *A. gueldenstaedtii*, *A. ruthenus* y *Huso huso* (Serra et al. 2014, Nión et al. 2016). En abril de 1997 y finales del 2012, se produjeron escapes de *A. baerii* de las jaulas del embalse de Baygorria, registrándose en 1998 en el Río de la Plata (Azpelicueta & Almirón 1999). A su vez, *A. gueldenstaedtii* fue registrado en el Río de la Plata y el Río Paraná entre 2014 y 2017 (Demonte et al. 2018). Estos peces se han desplazado grandes distancias en la región (Chuctaya et al. 2018), aunque por ahora no tienen antecedentes como invasores.

5.- Especies exóticas llegando desde países limítrofes

Algunas especies exóticas invasoras no han sido cultivadas oficialmente en Uruguay, pero la interconexión por las cuencas compartidas con Brasil y Argentina posibilita su presencia en nuestro país y aumenta el riesgo de invasión. Este es el caso de la carpa plateada (*Hypophthalmichthys molitrix*) y la carpa cabezona (*H. nobilis*), ambas citadas para la cuenca de la Laguna de los Patos-Merín (García et al. 2004) y para la cuenca del Plata (García Romero et al. 1998, Almirón et al. 2009). Han sido mencionadas para Uruguay (Nión et al. 2016), pero su presencia, prevalencia e identidad específica aún deben ser confirmadas (Fig. 1b). Las dos especies tienen un alto potencial de invasión y de efectos negativos sobre especies filtradoras (Irons et al. 2007). Otra especie con alto potencial invasor (Zambrano et al. 2006) es la tilapia del Nilo (*O. niloticus*), la cual ha sido cultivada en Uruguay pero aún no se ha registrado en la naturaleza. Sin embargo, esta especie ha sido registrada en la Bahía de Samborombón (Río de la Plata, Argentina), desconociéndose su origen (García et al. 2010). Recientemente en Río Grande del Sur (Brasil) se ha liberado el cultivo de esta especie, estableciéndose un nuevo escenario donde la tilapia podría expandirse desde el norte en caso de escapes (<https://estado.rs.gov.br/criacao-de-tilapia-na-bacia-do-rio-uruguaie-liberada-apos-15-anos-de-proibicao>). Se menciona también al bagre africano (*Clarias gariepinus*), el cual fue introducido ilegalmente en la provincia de Misiones (Argentina) (Vigliano & Darrigan 2002) y es considerada invasora en Río Grande do Sul (Brasil), donde se ha registrado en la Laguna de los Patos (Braun et al. 2003). También en Río Grande del Sur se han registrado *Micropterus salmoides* (black bass), *Ictalurus punctatus* (bagre de canal), *O. mykiss* y *Coptodon rendalli* (tilapia de vientre rojo) (Latini & Resende 2016). Por otra parte, el pez león (*Pterois antennata*), especie marina procedente de Asia, ha expandido dramáticamente su rango de distribución en menos de 30 años, abarcando desde la costa este de los Estados Unidos, hasta la costa oriental de América del Sur. Allí se ha registrado en Río de Janeiro en Brasil (Ferreira et al. 2015), extendiendo su distribución de forma drástica hasta el subtrópico. Conociendo su tolerancia térmica (Kimball et al. 2004), se puede considerar que tiene el potencial de llegar a nuestros ambientes oceánicos, principalmente en el contexto del cambio climático y el aumento de la temperatura de los océanos (Díaz-Ferguson & Hunter 2019).

6.- Traslocación de especies

Recientemente, se ha registrado en Rio Grande del Sur el pasaje, accidental o intencionado, de al menos tres especies típicas de la cuenca del Plata, desde las cabeceras del río Ibicuí hacia el río Jacuí, el principal afluente de la Laguna de los Patos. Desde sus primeros registros en esta cuenca, el torito *Trachelyopterus lucenai* (Bertoletti et al. 1992), la corvina de río *Pachyurus bonariensis* (Harayashiki et al. 2014) y el dientudo paraguayo *Acestrorhynchus pantaneiro* (Saccol-Pereira et al. 2006), ya han avanzado sobre los afluentes de Laguna de los Patos y han sido registrados recientemente en la Laguna Merín (García et al. 2006, Einhart et al. 2014, Harayashiki et al. 2014). Particularmente problemático es el caso de *A. pantaneiro*, ya que Neuhaus et al. (2016) han encontrado un alto solapamiento en la dieta con una de las especies de *Oligosarcus* endémicas de la cuenca de los Patos-Merín; por tanto, dentro de este sistema puede considerarse como especie invasora.

7.- Evaluación del mercado ornamental de peces como vector

Se ha señalado al mercado de venta de peces ornamentales (acuarismo) como una fuente potencial de invasiones, siendo la segunda causa después de la acuicultura destinada al consumo humano (Gubiani et al. 2018). El carasius (*Carasius auratus*) es una de las especies ornamentales más comercializadas en nuestro país, junto con la carpa Koi (*C. carpio*, variedad ornamental), y ya presenta una amplia distribución en Argentina (Vigliano & Darrigan 2002). En Uruguay también se cría e importa una gran variedad de especies ornamentales. En este sentido, datos preliminares señalan que al menos 10 de un total de 244 especies se han establecido como invasoras en otras regiones del planeta (Tabla 1), lo que indica que este tipo de actividades comerciales debe ser regulado con especial foco en esta clase de especies.

Tabla 1. Lista de las especies de peces invasores y exóticos registrados o criados en Uruguay y en la región. Abreviaciones: Exótica invasora (EI); Posiblemente Traslocada (T); Exóticas sin antecedentes de invasora (ENI); Invasoras registradas en la región (IR); Exótica utilizada en Acuarismo, Potencial Invasora (EAPI).

Especie	Nombre común	Estatus	Origen	Región invadida o con registros
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa común	EI	Europa/asia	Australia, Europa, Norteamérica, Sudamérica
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	Dientudo paraguayo	T	Cuenca del Plata	Cuencas Laguna de los Patos, Laguna Merín, Tramandaí
<i>Pachyurus bonariensis</i>	Corvina de agua dulce	T	Cuenca del Plata	Cuencas Laguna de los Patos, Laguna Merín, Tramandaí
<i>Trachelyopterus lucenai</i>	Torito	T	Cuenca del Plata	Cuencas Laguna de los Patos, Laguna Merín, Tramandaí
<i>Acipenser baerii</i>	Esturión	ENI	Asia	Cuenca del Plata, O. Atlántico
<i>Acipenser gueldenstaedtii</i>	Esturión	ENI	Eurasia	Cuenca del Plata, O. Atlántico
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Carpa hervivora	IR	Asia	Patos-Merín, Río de la Plata
<i>Salmo trutta</i>	Trucha común	IR	Europa/Asia	Argentina, Australia
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	Carpa plateada	IR	Asia	Cuenca del Plata, Patos-Merín
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	Carpa cabeza	IR	Asia	Cuenca del Plata, Patos-Merín
<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilapia de nilo	IR	África	Brasil, EEUU
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Trucha arcoíris	IR	Norteamérica	Brasil
<i>Micropterus salmoides</i>	Black ass	IR	Norteamérica	Brasil
<i>Pterois volitans</i>	Pez león	IR	Asia y Oceanía	Océano Atlántico Occidental
<i>Coptodon rendalli</i>	Tilapia de vientre rojo	IR	África	Sur de Brasil
<i>Clarias gariepinus</i>	Bagre africano	IR	África	Argentina, Brasil, Europa

<i>Ictalurus punctatus</i>	Bagre de canal	IR	Norteamérica	Brasil
<i>Carassius auratus</i>	Carasius	EAPI	Asia	Argentina, Australia, Brasil, Europa, India
<i>Amatitlania nigrofasciata</i>	Convicto	EAPI	Centroamérica	Alemania, Irán, Japón y Suroeste de Australia
<i>Rocio octofasciata</i>	Jack Dempsey	EAPI	Centroamérica	Australia, Brasil
<i>Trichogaster trichopterus</i>	Gourami azul	EAPI	Asia	Brasil, India
<i>Danio rerio</i>	Zebra	EAPI	Asia	Brasil
<i>Poecilia reticulata</i>	Lebistes	EAPI	Sudamérica	Australia, India
<i>Xiphophorus hellerii</i>	Espada	EAPI	Centroamérica	Australia, India
<i>Xiphophorus maculatus</i>	Platy	EAPI	Centroamérica	Australia, India

8.- Medidas de control/mitigación y prevención

Debido a su extensa distribución, es difícil establecer un programa de erradicación exitoso para la carpa común (*C. carpio*). Sin embargo, podrían plantearse medidas de control o contención en zonas de la costa sensibles para la reproducción de especies estuarinas o de especial interés para la conservación como los humedales del Río Santa Lucía o la desembocadura del Arroyo Solís Grande. Algunas medidas de control y/o erradicación se han propuesto en Argentina; al respecto, Colautti (1997) y Maiztegui et al. (2016) han propuesto diferentes estrategias de acuerdo al ciclo hidrológico. Para la mayoría de las invasiones la prevención es la única medida realmente efectiva, y por tanto se debe desestimular o prohibir su introducción intencional y establecer programas de monitoreo que permitan detectar tempranamente su presencia (por ej. para el caso de *A. pantaneiro* en la cuenca de la Laguna Merín). En lo que refiere a los peces ornamentales, se deben promover prácticas de tenencia responsable, así como un estricto control de ingreso y comercialización de especies que puedan ser identificadas como potenciales invasoras en nuestra región. En cualquier caso, es necesario el planteamiento de líneas de investigación que aborden cada temática específicamente, basadas en esfuerzos interdisciplinarios e interinstitucionales (DINAMA, DINARA, SNAP, UdeLaR, etc.), incluso a nivel regional.

9.- Conclusiones

Si bien al momento solo se ha citado formalmente a la carpa común como invasor para Uruguay, la presencia de otros peces exóticos se ha constatado en cuencas compartidas con Argentina y Brasil. Sin embargo, no existen estudios exhaustivos que permitan conocer si estos se han establecido en el país y/o ampliado su distribución, ya sea en el territorio nacional o en territorio compartido con países limítrofes como el caso de la Laguna Merín. A pesar de que la presencia de peces exóticos en aguas territoriales y sus efectos en los sistemas acuáticos están instalados desde hace varios años, la atención de las instituciones gubernamentales ante la existencia de especies potencialmente invasoras es relativamente reciente. Debido a las problemáticas ambientales y económicas que generan, las invasiones biológicas de peces han determinado a nivel internacional el desarrollo de líneas de investigación en manejo y control de las poblaciones, la generación de políticas que restringen la acuicultura de ciertas especies, e incluso han promovido como alternativa la acuicultura de especies nativas.

Bibliografía

- Almirón A, Casciotta J, Vargas F, Ruiz Diaz F & Soneira P (2009). First Record of bighead carp *Hypophthalmichthys nobilis* (Richardson, 1845) (Teleostei: Cyprinidae) from freshwaters in Argentina. *Ichthyol. Contrib. Peces Criollos* 13: 1-3.
- Amestoy F, Spinetti M & Fabiano G (1998). Aquatic species introduced in Uruguay. *Verh. International Verein. Limnology* 26: 2170-2173
- Ares L, Collazo D & García C (1991). Presencia de *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) (Osteichthyes, Cypriniformes) en costas Uruguayas del Río de la Plata. *Bol. Soc. Zool. Uruguay*. 6:54-56.
- Azpelicueta M M & Almirón A E (1999). A sturgeon (Acipenseridae) in temperate waters of the South Hemisphere, Río de la Plata. Argentina. *Biogeographica*, 75(3): 129-130.
- Bajer PG, Sullivan G & Sorensen PW (2009). Effects of a rapidly increasing population of common carp on vegetative cover and waterfowl in a recently restored Midwestern shallow lake. *Hydrobiology*, 632(1): 235-245.
- Barla MI & Iriart R (1987). La presencia de la carpa *Cyprinus carpio* L. (OSTEICHTHYES CYPRINIFORMES) en la Laguna Chascomús y su significado. *Limnobiología*, 2(9): 685-686.
- Bertoletti JJ, Pereira EHL & Pezzi da Silva JF (1992). Nota sobre o género *Trachelyopterus Valenciennes*, 1840, no estado do Rio Grande do Sul, Brasil (Siluriformes, Auchenipteridae). *Comun. Mus. Cienc. PUCRS*, 5(10): 169-177.
- Braun AS, Milani PCC & Fontoura NF (2003). Registro da introdução de *Clarias gariepinus* (Siluriformes, Clariidae) na Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências*, 11: 101-102.
- Brown JA, Scott DM & Wilson RW (2007). Do estuaries act as saline bridges to allow invasion of

Brugnoli E, Clemente J, Riestra G, Boccardi L & Borthagaray A. (2006). Especies acuáticas exóticas en Uruguay: situación, problemática y gestión. In: Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya (R. Menafra, L. Rodríguez, F. Scarabino y D. Conde, ed.). Graphis, Montevideo, p. 351-362

Casal CMV (2006). Global documentation of fish introductions: the growing crisis and recommendations for action. *Biol. Inv.* 8: 3-11.

Chuctaya J, Ferrer J, Ferrari A, Vianna RT & Malabarba LR (2018). On the spread of the Russian sturgeon *Acipenser gueldenstaedtii* (Acipenseriformes: Acipenseridae) in the Neotropics: A marine path to invade freshwater drainages in South America? *J. Appl. Ichth.* 2018: 1-5

Colautti DC (1997). Ecología de la carpa *Cyprinus carpio* en la cuenca del río Salado Provincia de Buenos Aires. PhD Thesis, Universidad Nacional de La Plata, Argentina. 4, 341-342.

Demonte D, Liotta J, Rueda E, Civetti R & Rozzati JC (2018). First record of the russian sturgeon *Acipenser gueldenstaedtii* Brandt & Ratzeburg, 1833 (Acipenseriformes: Acipenseridae) from Argentina. *Ichthyol. Contrib. Peces Criollos*, 58: 1-5.

Díaz-Ferguson EE & Hunter ME (2019). Life history, genetics, range expansion and new frontiers of the lionfish (*Pterois volitans*, Perciformes: Pteroidae) in Latin America. *Regional Studies in Marine Science* 31: 1-8.

DINARA-FAO. 2008. Plan Nacional de desarrollo de la acuicultura. Polít. Nac. Desa. Acuic. Sost. Rep. Orient. Urug. www.dinara.gub.uy/web_dinara/images/stories/publicaciones/politic_acui_sostenible.pdf

Einhart MDS, Correa F, Cavalheiro ACM, Piedras S & Pouey J (2014). New area of occurrence to *Acestrorhynchus pantaneiro* (Menezes, 1992) (Characiformes, Acestrorhynchidae) in the Chasqueiro stream basin, Patos-Mirim system, Rio Grande do Sul, Brazil. *Bol. Soc. Zool. Uruguay* (2ª época), 23 (1): 36-42.

Fabiano G, Amestoy F, García C & Ares L (1992). Estudio de las variaciones en la abundancia, la estructura y la distribución espacio-temporal de los efectivos de carpa común (*Cyprinus carpio* L.) en el Río de La Plata medio e inferior y en el Río Uruguay inferior. Publicaciones de la comisión administradora del Río Uruguay. Serie técnico-Científica, 1:13-24.

Fabiano G, Santana O, S Silveira S & Nieddu M, (2010). Peces de las lagunas costeras del Uruguay: especies frecuentes, raras y exóticas invasoras. X Cong. Nac. y VIII Inter. de Prof. de Biol. La Paloma, Rocha, 20-21 Set 2010: 3.

Fabiano G, Santana O, Silveira S, Martínez A & Zarucki M (2011). Registros de carpa común (*Cyprinus carpio carpio*) en la Laguna de Rocha (Uruguay). II Jornadas de Investigaciones Acuáticas y Pesqueras. *Bol Inst Inv. Pesqueras* 28: 5-6.

Ferreira CE, Luiz OJ, Floeter SR, Lucena MB, Barbosa MC, Rocha CR & Rocha LA (2015). First record of invasive lionfish (*Pterois volitans*) for the Brazilian coast. *PloS one*, 10(4), e0123002.

Froese R & Pauly D (2000) FishBase 2000: concepts, design and data sources. ICLARM, Los Baños, Laguna, Phillipinas. 344p.

García AM, Bemvenuti MA, Vieira JP, Motta Marques DML, Burns MDM, Moresco A & Condini MVL (2006). Checklist comparison and dominance patterns of the fish fauna at Taim Wetland, South Brazil. *Neot. Ictiol.* 4(2): 261-268.

García AM, Loebmann D, Vieira JP & Bemvenuti MA (2004). First records of introduced carps (*Teleostei, Cyprinidae*) in the natural habitats of Mirim and Patos Lagoon estuary, Rio Grande do Sul, Brazil. *Rev. Bras. Zool.* 21(1): 157-159.

García ML, Cuello M, Solari A, Milessi AC, Cortés F, Bruno IM & Zapata MF (2010). Is *Oreochromis niloticus* invading the Samborombón Bay, Río de la Plata, Argentina? *Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat.* 12(2): 117-120.

García Romero N, Azpelicueta M, Almirón A & Casciotta J (1998). *Hypophthalmichthys molitrix* (Cypriniformes: Cyprinidae) other exotic cyprinid in the Río de la Plata. *Biogeographica*, 74(4): 189-191.

Harayashiki CAY, Junior ASV, Burns M & Vieira JP (2014). Establishing evidence of a non-native species *Pachyrurus bonariensis* Steindachner, 1879 (Perciformes, Sciaenidae) in Mirim Lagoon, Rio Grande do Sul (Brazil). *BiolInvasions Records* 3(2): 103-110.

Helfamn GS, Collette BB, Facey DW & Bowen BW (2009). The Diversity of Fishes. Biology, Evolution, and Ecology. Wiley-Blackwell, Oxford, 720 pp.

Irons KS, Sass GG, McClelland MA & Stafford JD (2007). Reduced condition factor of two native fish species coincident with invasion of non-native Asian carps in the Illinois River, U.S.A. Is this evidence for competition and reduced fitness? *J. Fish Biol.* 71: 258-273.

Khan TA (2003). Dietary studies on exotic carp (*Cyprinus carpio* L.) from two lakes of western Victoria, Australia. *Aquatic Sciences* 65 (3): 272-286.

Kloskowski J (2010). Fish farms as amphibian habitats: factors affecting amphibian species richness and community structure at carp ponds in Poland. *Environment Conservation* 37: 187-194.

Latini A & Resende D (2016). Espécies Exóticas Invasoras de Águas Continentais no Brasil. *Ministério do Meio Ambiente. Biodiversidade* 39: 295-627.

Lockwood JL, MF Hoopes & MP Marchetti. (2007). *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing, Malden, MA, 304pp.

Ludwig A, Lippold S, Debus L & Reinartz R. (2009). First evidence of hybridization between endangered sterlets (*Acipenser ruthenus*) and exotic Siberian sturgeons (*Acipenser baerii*) in the Danube River. *Biological Invasions*, 11(3): 753-760.

Mac Donagh EJ (1948). Sobre la cría de carpas y pejerreyes en la Provincia de San Luís. *Notas del Museo de La Plata, Zoología*, 13(114): 313-325.

Maiztegui T, Baigún CRM, Garcia de Souza JR, Minotti P & Colautti DC (2016). Invasion status of the common carp *Cyprinus carpio* in inland waters of Argentina. *J. Fish Biol.* doi:10.1111/jfb.13014

Miller AL & Beckman LG (1996). First Record of Predation on White Sturgeon Eggs by Sympatric Fishes. *Transactions of the American Fisheries Society* 125: 338-34.

Neuhaus EB, Antonetti DA & Schulz UH. (2016). The invasive fish *Acestrorhynchus pantaneiro* Menezes, 1992 in Southern Brazil: Occurrence and food niche overlap with two native species. *J. Appl. Ichthyol.* 32(6): 1107-1112.

Ni3n H, R3os C & Menezes P (2016). Peces del Uruguay: Lista sistemática y nombres comunes/ Segunda edici3n corregida y ampliada. Dinara. 172pp.

Njiru M, Mkumbo OC, & Van der Knaap M. (2010). Some possible factors leading to decline in fish species in Lake Victoria. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 13(1): 3-10.

Ruaro R, Mormul RP, Gubiani EQ, Piana PA, Cunico AM & da Graca WJ (2018). Non-native fish species are related to the loss of ecological integrity in Neotropical streams: a multimetric approach. *Hydrobiologia*, doi.org/10.1007/s10750-018-3542-y.

Sacol-Pereira A, Milani PCC & Fialho CB (2006). Primeiro registro de *Acestrorhynchus pantaneiro* Menezes, 1992 (Characiformes, Acestrorhynchidae) no sistema da laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotropica* 6(3): 1-4.

Santana O & Fabiano G (1999). Medidas y mecanismos de administraci3n de los recursos de las lagunas costeras del litoral Atlántico del Uruguay. Plan de Investigaci3n Pesquera. INAPE – PNUD URU/92/003.

Serra S, Bessonart J, Teixeira de Mello F, Duarte A, Malabarba L & Loureiro M. (2014). Peces del R3o Negro. Montevideo, MGAP-Dinara, 208 p.

Vigliano PH & Darrigan G (2002). Argentina's Freshwater Systems, Aliens In Wonderland. Proceedings of the 11th international conference on aquatic invasive species, 25–44.

Zambrano L, Mart3nez-Meyer E, Menezes N & Townsend Peterson A (2006). Invasive potential of common carp (*Cyprinus carpio*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in American freshwater systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 1903–1910.

Zambrano L, Perrow MR, Macias-Garcia C & Aguirre-Hidalgo V (1999). Impact of introduced carp (*Cyprinus carpio*) in subtropical shallow ponds in central Mexico. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 6: 281–288.

COMITÉ EDITOR:

Alejandro Brazeiro

Daniella Bresciano

Ernesto Brugnoli

Marcelo Iturburu

