

Ecología, Manejo y Control de Especies Exóticas e Invasoras en Uruguay, del Diagnóstico a la Acción

Brugnoli, E. & Laufer, G. (Editores)

Febrero, 2018



ECOLOGÍA, MANEJO Y CONTROL DE ESPECIES EXÓTICAS E INVASORAS EN URUGUAY, DEL DIAGNÓSTICO A LA ACCIÓN

Brugnoli, E. & Laufer, G. (Editores)

Montevideo, febrero 2018

Fecha: febrero 2018

ISBN: 978-9974-658-36-3

Diseño: Equipo Comunicación DINAMA - MVOTMA

Fotos de tapa: Izquierda: D. Bresciano; Centro: N. Gobel; Derecha: A. L. Machado

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

Arq. Eneida de León

Ministra de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente

Arq. Jorge Rucks

Subsecretario de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente

Ing. Quím. Alejandro Nario Carvalho

Director Nacional de Medio Ambiente, MVOTMA

Ing. Agr. Guillermo Scarlato

Gerente Área Ecosistemas, DINAMA - MVOTMA

Lic. MSc. Victor Canton

Director División Biodiversidad, DINAMA - MVOTMA

Lic. MSc. Ana Laura Mello

Jefa de Departamento de Control de Especies y Bioseguridad DINAMA - MVOTMA

Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras

Coordinación DINAMA - MVOTMA - dinama.ceei@mvotma.gub.uy

COMITÉ NACIONAL DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS

COORDINACIÓN DINAMA, MVOTMA -MARCELO ITURBURU

ANCAP - ROBERTO RUSSO

INIA - OSCAR BLUMETO, AMPARO QUIÑONES

LATU - GRACIELA FERRARI

MGAP - DF - RAQUEL BALERO

MGAP - DINARA - MÓNICA SPINETTI, ROSANNA FOTI

MGAP - DGSA - ETHEL RODRIGUEZ

MGAP - DGSG - GUSTAVO CASTRO, MARTÍN ALTUNA

MINTUR - ALEJANDRA CABRERA, CAMILA MAQUIEIRA

MNHN - GABRIEL LAUFER, CRISTIAN CLAVIJO

MSP - GASTÓN CASAUX

MVOTMA, DINAMA, BIODIVERSIDAD: VICTOR CANTÓN, ANA LAURA MELLO, MARCELO ITURBURU

MVOTMA, DINAMA, SNAP: SEBASTIÁN HORTA

PNN - DIRMA: CARLOS RODRÍGUEZ, MARCELO COLINA

ONG AMBIENTALISTAS - EDUARDO KEHYAIAI, ALEJANDRO CORVI

OSE - LUIS NICOLA, GONZALO GÓMEZ

REDD - MARIA LAURA GARCÍA DE SOUZA

UDELAR, FAC. AGRONOMIA - DANIELLA BRESCIANO

UDELAR, FAC. CIENCIAS - ERNESTO BRUGNOLI, JOSÉ GUERRERO

UDELAR, FAC.VETERINARIA - DANIEL CARNEVIA, CLAUDIO BORTERIO

UDE - FAC. CIENCIAS AGRARIAS: JUAN F. PORCILE

UTE - MAGDALENA MANDIÁ

PRÓLOGO

Las Especies Exóticas Invasoras (EEI) son organismos exóticos liberados intencional o accidentalmente fuera de su área de distribución geográfica natural que se propagan sin control, modificando la estructura y procesos de los ecosistemas que invaden, afectando tanto a la biodiversidad nativa como a la salud, la producción, y la economía.

A nivel global esto representa la segunda causa de pérdida de biodiversidad y a su vez las tendencias del comercio internacional, así como los efectos del cambio climático, permiten suponer que este problema se incrementará en el futuro. Por esa razón, el Convenio sobre la Diversidad Biológica de las Naciones Unidas (CDB) llama a sus Estados Parte “a prevenir la introducción, controlar o erradicar las especies invasoras que amenazan los ecosistemas, hábitats o especies”.

En Uruguay, la Estrategia Nacional de Biodiversidad 2016-2020 (Mvotma-Dinam / PNUD-GEF) se propone entre sus objetivos controlar la expansión de las principales especies exóticas invasoras identificadas en el territorio nacional.

En este marco también se han definido tres metas nacionales que contribuyen con la Meta 9 del Plan Estratégico al 2020 del CDB, las que apuntan a: i) contar con un registro de especies exóticas invasoras que sirva de insumo para el diseño de acciones integradas de manejo; ii) contar con una clasificación de riesgo para cada una de las principales especies exóticas invasoras; y iii) contar con una identificación y caracterización de las vías de introducción, así como diseñar e implementar planes de control de las especies exóticas invasoras que se hayan definido como de alta prioridad en la clasificación de riesgo.

La publicación que aquí se presenta constituye un valioso aporte para incrementar el conocimiento sobre las especies exóticas invasoras presentes en Uruguay, así como su ecología, y las acciones que pueden desarrollarse para avanzar hacia su control. Es asimismo, prueba de la labor que se desarrollan desde diferentes sectores, para combatir algunas de las principales especies exóticas invasoras del país, lo que sin dudas contribuye al logro de nuestros objetivos.

Esperamos que la difusión de estas acciones sea una herramienta no sólo para generar mayor conciencia sobre esta problemática a nivel nacional, si no también para expandir y fortalecer los esfuerzos de control en los diferentes ámbitos tanto a nivel local como regional e internacional.

Alejandro Nario Carvalho
Director Nacional de Medio Ambiente

PREFACIO

Las invasiones biológicas son una de las formas severas del cambio global; afectan negativamente la biodiversidad, los ecosistemas, los servicios ecosistémicos, la salud humana y animal, generando adicionalmente pérdidas económicas. Uruguay es un país muy expuesto y poco protegido de estas invasiones.

Desde el primer simposio sobre invasiones biológicas realizado en las Jornadas de la Sociedad Zoológica del Uruguay en 2010, se identifican importantes avances en nuestro país. El país se encuentra en una etapa de consolidación de la comprensión de la temática, con diagnósticos de situación y evaluaciones primarias de los efectos ocasionados por estos organismos a nivel poblaciones y ecosistémico, incluyendo los servicios ecosistémicos. Para Uruguay en los últimos años se resalta la elaboración de una base de datos de especies exóticas e invasoras (InBUy), el incremento en los estudios de grado y posgrado, la generación de publicaciones arbitradas con casos particulares de especies invasoras terrestres y acuáticas, la consolidación en organismos de gestión de estructuras de coordinación (Comité de Especies Exóticas Invasoras), el consenso de una lista nacional de especies exóticas invasoras (2015) y la inclusión específica del tema en la “Estrategia Nacional para la Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica de Uruguay (2016-2020)”.

En esta estrategia se establece como línea de acción específica controlar y erradicar las especies exóticas invasoras; para lograr este objetivo se plantea desarrollar un sistema de información y monitoreo de especies exóticas e invasoras (EEI), realizar programas de control de EEI y promover buenas prácticas para minimizar el uso de EEI y el riesgo de invasión. A pesar de estos avances en el tratamiento de la problemática de las EEI, en Uruguay han sido escasas y fragmentadas las acciones en el terreno para el control, erradicación o mitigación de estos organismos que permita reducir los efectos ecosistémicos.

Durante el IV Congreso Uruguayo de Zoología, realizado en Maldonado entre el 4 y 9 de diciembre 2016, se desarrolló el Simposio “Ecología, Control y Manejo de Especies Exóticas e Invasoras en Uruguay, del Diagnóstico a la Acción”. El objetivo fue promover el intercambio y difusión de experiencias en especies exóticas invasoras a nivel nacional y discusión de recomendaciones para tomadores de decisiones que fomenten la realización de acciones.

El presente documento fomenta continuar el análisis del proceso de invasión de las EEI en Uruguay promoviendo la realización de acciones técnicas de ma-

nejo y gestión, fundamentada en estudios con base científica. Se presentan los resúmenes arbitrados correspondientes a las presentaciones realizadas durante el simposio que constó de un total de 11 presentaciones orales sobre EEI en Uruguay. El mismo presentó una asistencia promedio de 30 asistentes. Adicionalmente en el presente documento se incluye en extenso las mencionadas presentaciones, así como recomendaciones técnicas para la gestión y manejo de EEI en el país, redactados por los investigadores participantes del simposio. Luego se presenta el resumen de la presentación de técnicos de DINAMA sobre las objetivos y planes de acción considerados sobre las EEI en la “Estrategia Nacional para Uso y Conservación de la Biodiversidad 2016-2020”. Finalmente se proponen una serie de consideraciones y recomendaciones científico-técnicas aportadas por los técnicos participantes durante la sesión final de discusión del simposio.

Agradecemos el apoyo de la Comisión Organizadora del IV Congreso Uruguayo de Zoología (Sociedad Zoológica del Uruguay) para la realización del Simposio. Igualmente agradecemos al Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras (DINAMA-MVOTMA) por apoyo para la publicación del presente documento.

Brugnoli, E.¹ & Laufer, G.²

(1) Oceanografía & Ecología Marina-IECA, Facultad de Ciencias, Universidad de la República

(2) Area Biodiversidad y Conservación, Museo Nacional de Historia Natural, Ministerio de Educación y Cultura

INDICE

Prólogo	7
Prefacio	9
1. Programa del Simposio	13
2. Resúmenes Presentaciones	15
2.1. Efecto de la intensidad de pastoreo sobre el enmalezamiento por especies exóticas en pastizales naturales del noreste de Uruguay.	15
2.2. Control integrado de la especie invasora <i>Gleditsia triacanthos</i> en el Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay.	16
2.3. Los modelos de distribución en la gestión de la biodiversidad: Manejo de especies exóticas.	17
2.4. Estrategia de manejo sostenible de especies exóticas invasoras leñosas para Uruguay.	18
2.5. Especies exóticas invasoras en las áreas protegidas: Taller de intercambio de experiencias de control en el SNAP.	19
2.6. Efectos de la introducción del mejillón dorado (<i>Limnoperna fortunei</i>) sobre la ecología trófica y fisiología digestiva en peces del Río Uruguay: Efectos desde las especies hasta las comunidades.	20
2.7. Relevamiento de especies exóticas acuáticas incrustantes en la bahía de Montevideo.	21
2.8. Manejo de especies acuáticas invasoras en agua de lastre.	22
2.9. Armando el rompecabezas del efecto de la invasión de rana toro en Uruguay.	22
2.10. Biomarcadores en dos especies diferentes de peces: <i>Cyprinus carpio</i> , especie invasora y <i>Brevoortia aurea</i> , especie autóctona.	23
2.11. Estado de la invasión de rana toro <i>Lithobates catesbeianus</i> en Uruguay y recomendaciones de manejo.	24

3. Resúmenes ampliados y documentos científicos - gestión	27
3.1. Especies invasoras (plantas vasculares e insectos) en ecosistemas terrestres de Uruguay y sur de Brasil.	27
3.1.1. Efecto de la intensidad de pastoreo sobre el enmalezamiento por especies exóticas en pastizales naturales del noreste de Uruguay.	27
3.1.2. Oportunidades para el control de especies exóticas invasoras.	29
3.1.3. Los modelos de distribución en la gestión de la biodiversidad: Manejo de especies exóticas.	32
3.1.4. Estrategia de manejo sostenible de especies exóticas invasoras leñosas.	36
3.1.5. Estrategia de manejo sostenible de especies exóticas invasoras en las áreas protegidas: Taller de intercambio de experiencias de control en el SNAP.	38
3.1.6. Plantas invasoras en los pastizales del sur de Brasil y posibles implicaciones para Uruguay.	44
3.2. Especies invasoras (invertebrados y vertebrados) en ecosistemas acuáticos de Uruguay (agua dulce y marino-costeros).	47
3.2.1. Efectos de la introducción del mejillón dorado (<i>Limnoperna fortunei</i>) sobre la ecología trófica y fisiología digestiva en peces del Río Uruguay: efectos desde las especies hasta las comunidades.	47
3.2.2. Especies exóticas acuáticas: Herramientas para la prevención.	49
3.2.3. Manejo de especies acuáticas invasoras en agua de lastre.	53
3.2.4. Estado de la invasión de la rana toro en Uruguay. Avances y perspectivas, especies de peces exóticas en Uruguay: Presencia y recomendaciones para la gestión.	54
3.2.5. Especies de peces exóticas en Uruguay: Presencia y recomendaciones para la gestión	61
4. Consideraciones y recomendaciones finales del panel técnico asistente	67

1. PROGRAMA DEL SIMPOSIO

Ecología, control y manejo de especies exóticas e invasoras en Uruguay, del diagnóstico a la acción

Viernes 8 diciembre 2016,

Aula Magna, CURE-Maldonado

Efecto de la intensidad de pastoreo sobre el enmalezamiento por especies exóticas en pastizales naturales del noreste de Uruguay

Parentelli, J.M.; Da Cunha, S.; Bresciano, D.; Modernel, P.

Facultad de Agronomía, Universidad de la República

Control integrado de la especie invasora *Gleditsia triacanthos* en el Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay

Sosa, B.; Fernández, G.; Achkar, M.

Facultad de Ciencias, Universidad de la República

Los modelos de distribución en la gestión de la biodiversidad: Manejo de Especies Exóticas

Romero, D.; Guerrero, J.C.

Facultad de Ciencias, Universidad de la República

Estrategia de manejo sostenible de especies exóticas invasoras leñosas para Uruguay

Porcille, Maderni, J.F.

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad de la Empresa; Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras

Especies exóticas invasoras en las áreas protegidas: Taller de intercambio de experiencias de control en el SNAP

Horta, S.; Erman D., Ríos, M.; Medina, S.; Troncoso, A.; Salazar, A.; Bartesaghi, L.

SNAP-DINAMA, MVOTMA

Efectos de la introducción del mejillón dorado (*Limnoperna fortunei*) sobre la ecología trófica y fisiología digestiva en peces del río Uruguay: Efectos desde las especies hasta las comunidades

González-Bergonzoni, I.; Naya, D.; Vidal, N.; Tesitore, G.; Stebniki, S.; Teixeira de Mello, F.; D'Anatro, A.

Facultad de Ciencias, CURE; Universidad de la República

Relevamiento de especies exóticas acuáticas incrustantes en la bahía de Montevideo

Machado, A.; Rodríguez, M.; Saona, G.; Verdi, A.; Brugnoli, E.

Facultad de Ciencias, Universidad de la República

Manejo de especies acuáticas invasoras en agua de lastre

Nuñez Buzó, L.

Prefectura Nacional Naval

Armando el rompecabezas del efecto de la invasión de rana toro en Uruguay

Gobel, N.; Laufer, G.; Cortizas, S.; Soutullo, A.

MHN, MEC; CURE, Universidad de la República

Biomarcadores en dos especies diferentes de peces: *Cyprinus carpio*, especie invasora y *Brevoortia aurea*, Especie Autóctona

Acosta, M., S. Villar, R. Gurdek; Brugnoli, E.

Facultad de Ciencias; Universidad de la República

Estado de la invasión de rana toro *Lithobates catesbeianus* en Uruguay y recomendaciones de manejo

Laufer, G.; Gobel, N.; Borteiro, C.; Soutullo, A.; Martínez-Debat, C.; de Sá, R.O.

MHN, MEC; CURE, Universidad de la República; Richmond University

Síntesis de documentos enviados por participantes del Simposio EEI-CUZ sobre “Invasiones biológicas, investigación y gestión en Uruguay”

Brugnoli, E.; Laufer, G.

Facultad de Ciencias, Universidad de la República; MHN, MEC

2. RESÚMENES PRESENTACIONES

2.1. Efecto de la intensidad de pastoreo sobre el enmalezamiento por especies exóticas en pastizales naturales del noreste de Uruguay

Parentelli, J. M.; Da Cunha, S.; Bresciano, D.; Modernel, P.

Departamento de Sistemas Ambientales

Facultad de Agronomía, Universidad de la República

Los pastizales naturales constituyen la base de la actividad pastoril en Uruguay y su conservación resulta de suma importancia debido a los servicios ecosistémicos que provee. La carga animal que un campo soporta es consecuencia del potencial de producción de su vegetación, siendo esta la principal responsable de la intensidad de pastoreo de las pasturas y condiciona la utilización de los recursos disponibles para las plantas. La actividad pastoril afecta la composición y estructura de los pastizales, al reducir la presencia y cobertura de especies más “apetecibles” para el ganado, y generar así condiciones favorables para aquellas especies capaces de establecerse y propagarse en ambiente más perturbados. Diferentes intensidades de pastoreo generan efectos sobre el tapiz vegetal, como por ejemplo cambios en la composición específica. Algunas de las especies que sustituyen o incrementan su presencia son exóticas que presentan un comportamiento invasor en los pastizales. El objetivo del estudio es evaluar el efecto de la intensidad de pastoreo sobre la invasión de la especie exótica *Cynodon dactylon* en un pastizal natural en otoño y primavera. Se espera encontrar una menor frecuencia y cobertura de la gramínea exótica en los sitios con mayor oferta de forraje (menor intensidad de pastoreo). El estudio se lleva a cabo en la Estación Experimental Prof. Bernardo Rosengurtt (Fac. Agronomía, Cerro Largo). Se relevó la frecuencia y cobertura de *C. dactylon* y la riqueza total de las especies mediante 20 cuadros 0.25m² ubicados cada 45 metros sobre dos transectas, en potreros de dos tratamientos con alta (8 kg MS forraje.kg PV animal⁻¹ – 19 ha-) y baja (4 kg MS forraje.kg PV animal⁻¹ – 9 ha-) intensidad de pastoreo. Si bien en otoño no se detectaron diferencias significativas de las dos variables relevadas para *C. dactylon* entre alta y baja intensidad de pastoreo ($F= 0.08$, $p= 0.78$, $gl=1$), se evidenció una mayor cobertura de la misma en las zonas altas de los potreros y de suelos con textura media (Alta = 60%; Baja = 90%). Estos resultados preliminares podrían indicar que las variables topo-edáficas serían factores que inciden en el éxito de la invasora. El análisis en la relación entre la comunidad residente y la abundancia de *C. dactylon* aportará más información sobre el comportamiento de esta especie.

2.2. Control integrado de la especie invasora *Gleditsia triacanthos* en el Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay

Sosa, B.; Fernández, G.; Achkar, M.

Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio,
Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República

Conocer el patrón de distribución de una especie invasora resulta esencial para visualizar la posible dinámica del proceso de invasión y definir estrategias de control. Por tal motivo, el análisis espacial de distribución resulta un insumo importante para la gestión e información valiosa para comprender este proceso ecológico. El Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay (PNEF) constituye uno de los humedales fluviales más representativos del país. La invasión de la especie leñosa *G. triacanthos* representa una de sus principales amenazas para la conservación de su biodiversidad. Este trabajo se realizó con los objetivos de: identificar áreas de invasión consolidada; identificar focos de invasión; identificar frentes de invasión y zonificar el albardón en relación a su potencial de invasibilidad. Se realizó una caracterización preliminar del patrón de distribución de *G. triacanthos* mediante clasificación de imágenes satelitales de alta resolución (0,5m de resolución; mayo 2013) que fue posteriormente ajustado mediante trabajo de campo. Se dispusieron 14 transectos cada 550m en forma perpendicular al Río Uruguay. Sobre cada transecto se ubicaron tres parcelas de 20 x 4m: una sobre el borde costero, otra en el centro del albardón y la restante en la zona de transición bosque-pradera. El muestreo abarcó un total de 1120m². Se registró la abundancia, composición y altura de todas las especies presentes en las parcelas. El área de invasión consolidada y el frente de invasión se identificó mediante análisis de autocorrelación espacial, los focos de invasión y la invasibilidad en el albardón se evaluó mediante análisis de varianza de factores fijos (transecta; posición en el bosque) utilizando como variables abundancia total y abundancia por clase de talla (6 clases) de *G. triacanthos*. Los resultados obtenidos sugieren la presencia de un área de invasión consolidada (área aprox. 750.000m²), de un foco de invasión (área aprox. 80.000m²) y de sus respectivos frentes de avance (210.000m² y 900.000m² aprox.). El margen de transición bosque-pradera constituye la zona de mayor susceptibilidad en relación al establecimiento de plántulas de *G. triacanthos* pero no afectaría al posterior desarrollo del proceso invasivo ya que las clases de altura mayores no parecen responder a este factor.

2.3. Los modelos de distribución en la gestión de la biodiversidad: Manejo de especies exóticas

Romero, D.; Guerrero, J.C.

Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio,
Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República

En un ecosistema una especie exótica puede causar diferentes efectos como el desplazamiento de las especies nativas, la propagación y transmisión de enfermedades infecciosas o la homogeneización de la biodiversidad global, entre otros. Estos procesos dependen en parte de la geografía y de las condiciones ambientales del nuevo emplazamiento, por lo que quedará reflejado en los modelos de distribución de especies. En esta línea, estos modelos son una herramienta cada vez más aplicada en el manejo de problemáticas dependientes de la escala geográfica. Se presentan dos ejemplos de la aplicación de modelos de distribución en el análisis de los efectos de introducción de una especie exótica invasora sobre la biodiversidad y la salud: 1) interacción entre el galápagos de Florida (*Trachemys scripta*) como especie invasora y el galápagos leproso (*Mauremys leprosa*), especie nativa y endémica de la Península Ibérica, para identificar los territorios de elevado interés para la conservación de la especie nativa frente al proceso de invasión; 2) presencia del mosquito *Aedes aegypti* como vector del dengue en Uruguay, una enfermedad infecciosa con riesgo para la salud humana, para detectar las áreas más vulnerables a la dispersión y establecimiento del mosquito. A partir de los datos de distribución para ambas especies y un conjunto de variables descriptoras de las condiciones ambientales en cada territorio, se aplicó la Función de Favorabilidad para calcular el grado en que un determinado ambiente proporciona condiciones favorables para la presencia de una especie. Se detectó que las áreas más vulnerables del galápagos leproso al proceso de invasión ocurre en zonas de solapamiento entre las especies donde la favorabilidad para ambas fue intermedia, por lo que cualquiera de las dos podría desplazar a la otra, representando un 37,5% de la provincia de Málaga (España) y un 51,3% del área ocupada por el galápagos autóctono. En cuanto al *A. aegypti*, el modelo describió que las zonas de Uruguay más favorables a la dispersión y establecimiento del mosquito son los núcleos urbanos y alrededores con mayor extensión urbanizada, con rango de temperaturas diurnas variable, de cierta altitud, donde la textura del suelo permite el acumulo de agua, y con un alto balance hídrico anual aunque más moderado en otoño. De los núcleos urbanos, el modelo predijo condiciones favorables para la presencia del mosquito para un 33% de las zonas urbanas.

2.4. Estrategia de manejo sostenible de especies exóticas invasoras leñosas para Uruguay

Porcile Maderni J. F.

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad de la Empresa;
Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras

El impacto de las especies exóticas invasoras (EEI) leñosas se verifica en ecosistemas naturales y sistemas productivos, donde desplazan especies y formaciones autóctonas o bien dificultan las prácticas culturales. Asimismo, la gestión de manejo de las mismas involucra el mercado, comercio y transporte mundial de vegetales. Las medidas tradicionales de control no resultan eficaces ni económicas, lo que plantea la necesidad de promover alternativas de manejo menos onerosas que apunten al aprovechamiento sostenible de estas especies, manteniéndolas además dentro de límites territoriales evitando su expansión. Ciertas EEI consideradas amenaza, se identificaron como potenciales generadoras de recursos económicos o como proveedoras de servicios ambientales, reconociéndose como un nuevo tipo de comunidad en el sentido de las funciones ecológicas que desarrollan. De acuerdo a lo expuesto, la estrategia propuesta promueve un manejo alternativo de EEI leñosas en Uruguay, basado en la identificación y evaluación de sus posibles usos, transformándolas en recursos genuinos o bien generadoras de beneficios a partir de su manejo racional. Se analiza el panorama actual en el país y la gestión a través de una matriz FODA; complementariamente se plantean respuestas al problema, alternativas de aprovechamiento sostenible de estas especies y se formula un plan de acción para poner en práctica la presente estrategia de manejo.

2.5. Especies exóticas invasoras en las áreas protegidas: Taller de intercambio de experiencias de control en el SNAP

Horta, S.; Erman, D.; Ríos, M.; Medina, S.; Troncoso, A.; Salazar, A.; Bartesaghi, L.
División Sistema Nacional de Áreas Protegidas, DINAMA-MVOTMA

La invasión por especies exóticas (EE) es considerada como un agente de cambio de ambientes naturales y una de las principales amenazas para la conservación de la diversidad biológica a escala global. Las áreas protegidas (APs) no escapan a este fenómeno y se está generalizando como un problema que presiona a sus objetos de conservación. En las APs de Uruguay, se vienen desarrollando estrategias de control de Especies Exóticas Invasoras (EEI), generando algunas experiencias exitosas o no, pero de las cuales se pueden obtener aprendizajes para el manejo de EEI en otras áreas del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) o a nivel país. Se requiere entonces establecer un marco conceptual y metodológico a nivel del SNAP, para la prevención y control de invasiones por EE y la restauración de los ambientes afectados. Para abordar este tema, se realizó en junio de 2016 el *“Taller de intercambio de experiencias de control de especies exóticas invasoras en Áreas Protegidas: prevención, registro y sistematización”*. Este taller contó con 40 participantes, del SNAP e invitados con experiencia en la investigación y gestión de invasiones. Las instituciones invitadas a fortalecer el proceso, fueron: el Comité de Especies Exóticas Invasoras, Divisiones Biodiversidad y Fauna de la DINAMA; Dirección General Forestal del MGAP; Museo Nacional de Historia Natural- MEC y Universidad de la República. El objetivo propuesto fue lograr una puesta en común de la situación de invasiones por EE y de los aprendizajes en las experiencias de control, generando insumos para estrategias de manejo eficientes. Se realizó un sondeo de consulta a los responsables de las Áreas Protegidas (APs), el que permitió actualizar la lista de las principales EEI observadas (a partir de la experiencia en campo), y priorizarlas a partir de la urgencia para su control y presiones que ocasionan sobre los objetos de conservación de las APs. Este relevamiento permitió sistematizar las experiencias de control desarrolladas en las APs. En este sentido, se relevaron 39 especies problemáticas y se identificaron 47 experiencias de control implementadas en 10 APs. Se acordó la coordinación entre las APs en compartir sus experiencias de manejo de EEI enfatizando en la necesidad de planificar, implementar, monitorear y evaluar las actividades que hagan más eficiente la prevención y el control de la invasión, para restaurar los objetos de conservación afectados. El aporte técnico de los invitados permitió responder interrogantes planteadas y establecer compromisos de trabajo conjunto y colaboración inter-institucional para abordar este tema en las APs.

2.6. Efectos de la introducción del mejillón dorado (*Limnoperna fortunei*) sobre la ecología trófica y fisiología digestiva en peces del río Uruguay: Efectos desde las especies hasta las comunidades.

González-Bergonzoni, I. ⁽¹⁾; Naya, D. ⁽¹⁾; Vidal, N. ⁽¹⁾; Tesitore, G. ⁽¹⁾; Stebniki, S. ⁽¹⁾; Teixeira de Mello, F. ⁽²⁾; D'Anatro A. ⁽¹⁾

(1) Departamento de Ecología y Evolución, Facultad de Ciencias Universidad de la República;

(2) Departamento de Ecología y Gestión Ambiental, CURE-Facultad de Ciencias.

Desde la introducción e invasión del mejillón dorado (*Limnoperna fortunei*) en la cuenca del Plata más de 50 especies de peces en el Río Paraná y Río de la Plata se han reportado como sus potenciales depredadores. Sin embargo, en el Río Uruguay se desconoce cuáles son las especies consumidoras de *L. fortunei* y la importancia de este recurso para las comunidades de peces. Es esperable que algunas especies hallan modificado su dieta y nicho trófico post-invasión y experimentado adaptaciones a nivel de la morfología del tracto digestivo.

En este estudio evaluamos las principales especies consumidoras de *L. fortunei* y la importancia de este recurso en la generación de la biomasa de peces en tres sitios del Río Uruguay bajo. Para ello se estudió la estructura comunitaria y estructura trófica (análisis de contenido estomacal e isotopos estables) de la comunidad de peces. Utilizando modelos de mezcla isotópica estimamos que entre el 40 y 70 % de la biomasa de las siete especies mayormente consumidoras de *L. fortunei* es sustentada por el mejillón. Extrapolando estos cálculos a la comunidad estimamos que en promedio el 13% de la biomasa total de peces es generada a partir de *L. fortunei*.

Para estudiar los cambios fisiológicos y tróficos ocurridos post-invasión a nivel de especie, analizamos cambios en la dieta y morfología digestiva en la boga (*Leporinus obtusidens*); una de las especies más importante (en términos de biomasa) y más especializada en el consumo de *L. fortunei* (>90% de su volumen dietario). Para ello incorporamos el análisis de ejemplares de colección preservados antes y después de la invasión en el Río Uruguay (c.a. año 2000). El nicho trófico de la boga cambió desde una dieta omnívora-herbívora y de origen mayormente alóctono hacia un consumo carnívoro de origen autóctono (preferencia por *L. fortunei*) luego de la invasión. Esto implicó un aumento en su posición trófica y una reducción en su omnivoría y amplitud de nicho trófico. La morfología del tracto digestivo de la boga también cambió, existiendo una reducción en el largo y peso del estómago post-invasión, acorde con una adaptación a una ingesta de mayor calidad nutricional (alimento vegetal vs. animal).

En 15 años de invasión, *L. fortunei* se ha vuelto un ítem alimenticio clave para las comunidades de peces del Río Uruguay, alterando fuertemente el origen de la energía asimilada y simplificando las interacciones tróficas (i.e. reducción del número de interacciones alimenticias) en una de las especies más abundantes del sistema.

2.7. Relevamiento de especies exóticas acuáticas incrustantes en la bahía de Montevideo

Machado, A. ⁽¹⁾; **Rodríguez, M.** ⁽¹⁾; **Saona, G.** ⁽²⁾; **Verdi, A.** ⁽³⁾; **Brugnoli, E.** ⁽¹⁾

(1) Oceanografía y Ecología Marina, Facultad de Ciencias, Universidad de la República

(2) Servicio de Evaluación de la Calidad y Control Ambiental. Intendencia de Montevideo

(3) Sección Entomología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República.

Los ambientes estuarinos y zonas costeras son susceptibles a la introducción de especies exóticas, debido al desarrollo de la navegación e infraestructuras portuarias. En Uruguay se han reportado 12 invertebrados acuáticos exóticos introducidos accidentalmente. El presente estudio relevó las especies de invertebrados acuáticos exóticos (EEA) en la Bahía de Montevideo (BM), focalizándose en organismos epibentónicos incrustantes y analizó los patrones de asentamiento de las especies exóticas dominantes. El trabajo se desarrolló durante 2014-2015, realizando la colecta mediante raspados en sustratos naturales y artificiales. Los patrones de asentamiento se estudiaron mediante la colocación de paneles metálicos de incrustación en dos zonas de la BM durante 210 días realizando visitas periódicas para su extracción. Se determinaron las abundancias de las EEA asentadas en los paneles de incrustación y se analizó su relación con variables ambientales (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto). Se identificaron un total de 14 taxa, correspondientes a siete clases, pertenecientes a los Phylum Bryozoa, Annelida, Arthropoda y Mollusca. Según su estatus se clasificaron en 11 especies nativas, una exótica, una exótica invasora y una criptogénica; todas reportadas previamente para Uruguay. Las especies más frecuentes fueron *Ficopomatus enigmaticus*, *Amphibalanus improvisus* y *Alitta succinea*. *F. enigmaticus* presentó un asentamiento diferencial en los dos sitios de muestreo, el cual podría ser explicado por las características ambientales de cada sitio (salinidad, energía del ambiente, contenido de nutrientes). Por otro lado, las máximas abundancias de *A. improvisus* se registraron en un rango de temperatura de 14-19 °C en ambos sitios. Se considera relevante profundizar en estudios que permitan prevenir el ingreso, detección temprana y erradicación de nuevos organismos exóticos, así como mitigar y controlar las EEA ya establecidas en el ambiente.

2.8. Manejo de especies acuáticas invasoras en agua de lastre

Nuñez Buzó, L.

Dirección de Protección de Medio Ambiente - Prefectura Nacional Naval;
Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras.

En Uruguay, las especies acuáticas invasoras (EAI) como *Limnoperna fortunei* (mejillón dorado), *Curbicula fluminea* (almeja asiática), *Rapana venosa*, *Ficopomatus enigmatus*, entre otras, representan una de las mayores amenazas para los ecosistemas marinos. El agua de lastre de las embarcaciones ha sido identificada como uno de los principales vectores de introducción accidental de las EAI. Los efectos negativos en la introducción de EAI han sido devastadores en varias partes del mundo, causando impactos sobre los ecosistemas nativos, impactos económicos, afectación sistemas de enfriamiento de centrales hidroeléctricas así como la navegación, obstruyendo canales, compuertas y otras estructuras hidráulicas. La Organización Marítima Internacional (OMI) estableció directrices a través de la Resolución A. 868 (20), 1997 para el control y la gestión del agua de lastre de los buques a fin de reducir al mínimo la transferencia de organismos acuáticos y agentes patógenos. La Prefectura Nacional Naval de Uruguay incorpora estos lineamientos en la Disposición Marítima No 109 Directrices para el control y la gestión de agua de lastre en los buques. El cometido de este trabajo es mejorar el control de EAI en agua de lastre a través del monitoreo, búsqueda de colaboración de Instituciones Nacionales e Internacionales y concientizar a ciudadanos, compañías navieras e Instituciones Nacionales sobre la problemática de las EAI.

2.9. Armandó el rompecabezas del efecto de la invasión de rana toro en Uruguay

Gobel, N. ⁽¹⁾; **Laufer, G.** ⁽¹⁾; **Cortizas, S.** ⁽¹⁾; **Soutullo, A.** ⁽¹⁻²⁾

(1) Biodiversidad y Conservación, Museo Nacional de Historia Natural, Ministerio de Educación y Cultura;

(2) Departamento de Ecología y Gestión Ambiental, CURE, Universidad de la República.

La escasa evidencia empírica enfocada en comprender los efectos de las invasiones a escala comunitaria ha sido planteada como uno de los mayores impedimentos para la implementación de planes de manejo eficientes. Esta falta es aún más notoria en Sudamérica donde en los últimos años se han reportado numerosos casos de invasiones biológicas pero la mayoría de los estudios se acotan a reportes o estudios puntuales. Un caso interesante en este sentido es la rana toro (*Lithobates catesbeianus*). Este anfibio acuático

de gran tamaño corporal es un importante depredador generalista y debido a evidencia del hemisferio norte es considerado un peligroso invasor.

Desde 2012 a 2015 se realizaron estudios en la población de Aceguá; se analizó los efectos de la rana toro sobre las densidades y tamaños corporales de un amplio perfil de componentes de las comunidades acuáticas. Además, se evaluó su impacto en la riqueza y abundancia de anfibios nativos y el uso común de recursos mediante el solapamiento de nicho trófico.

Las comunidades acuáticas invadidas presentaron una menor riqueza, pero se observó un efecto en las densidades del fitoplancton, zooplancton ni macroinvertebrados. Las diferencias aparecieron en el ensamble de renacuajos, los que se vieron afectados negativamente en sus densidades y/o reclutamiento, y en los pequeños peces omnívoros que se vieron beneficiados (en densidad y tamaño) por la invasión. En el ensamble de anuros adultos, se observó una disminución en la riqueza a medida que aumenta el tiempo de invasión y un decremento en sus abundancias en los sitios más invadidos. Los resultados del análisis de dieta indican que la rana toro comparte una alta proporción de recursos con los anuros nativos. La rana toro ya en una etapa temprana de invasión afecta fuerte y de manera diferencial a los diferentes componentes de las comunidades que invade. Además de las medidas de control de rana toro, los planes de conservación deberían trabajar en la mitigación de estos efectos.

2.10. Biomarcadores en dos especies diferentes de peces: *Cyprinus carpio*, especie invasora y *Brevoortia aurea*, especie autóctona

Acosta, M.; Villar, S.; Gurdek, R.; Brugnoli, E.

Oceanografía y Ecología Marina, Facultad de Ciencias, Universidad de la República.

Los principales problemas de la Bahía de Montevideo (BM) incluyen la sedimentación y contaminación industrial. Se utilizaron dos especies de peces como bioindicadores correspondiendo a una exótica invasora (*Cyprinus carpio*, carpa) y otra autóctona (*Brevoortia aurea*, lacha). La carpa es de origen asiático cosmopolita, omnívora y bento-planctófaga; la lacha de hábitos planctófagos. Se utilizó el ensayo de micronúcleos (MN) como biomarcador de daño genético, así como el registro de anomalías en la morfología nuclear. La colecta de peces se realizó durante verano y primavera 2015 en la zona

interna de la BM utilizando redes de enmalle; adicionalmente se determinó la temperatura, salinidad, clorofila, nitrógeno y fósforo en agua.

El nitrógeno aumentó al doble en verano respecto a primavera, la clorofila a aumentó 18 veces y la salinidad se elevó al triple. Se registraron niveles de daño significativamente diferentes entre ambas especies (Mann Whitney U: $p < 0.05$), presentando la lacha valores mayores de daño genético para los MN. Esto podría indicar una mayor resistencia de la carpa a los xenobióticos que afectan al material genético, por presentar una mayor velocidad de reparación de lesiones o por retirar de la circulación eritrocitos anómalos con mayor eficiencia. Los niveles de anomalías en la morfología nuclear en *B. aurea* aumentaron al doble en la temporada de verano (0,4 a 0,86) duplicando el valor encontrado en primavera. Dichas anomalías se asocian a eventos de degeneración celular; esos hallazgos podrían explicar la mortandad masiva de esta especie registrada en la zona costera de Uruguay para esa temporada, por un evento agudo de contaminación o cambios en parámetros ambientales provocando daño masivo en los eritrocitos. Para ambas especies y biomarcadores utilizados, se registraron diferencias significativas (Mann-Whitney U: $p < 0.05$) entre las muestras provenientes de la BM y los controles.

Los resultados indican una contaminación crónica de la zona de estudio y sugieren el potencial uso de estos organismos para el monitoreo ambiental del ecosistema acuático.

2.11. Estado de la invasión de rana toro *Lithobates catesbeianus* en Uruguay y recomendaciones de manejo

Laufer, G. ⁽¹⁾; Gobel, N. ⁽¹⁾; Borteiro, C. ⁽²⁾; Soutullo, A. ⁽¹⁻³⁾; Martínez-Debat, C. ⁽⁴⁾; de Sá, R.O. ⁽⁵⁾

(1) Biodiversidad y Conservación

(2) Herpetología – Museo Nacional de Historia Natural, Ministerio de Educación y Cultura

(3) Ecología y Gestión Ambiental. CURE – Universidad de la República

(4) Bioquímica. Instituto de Biología. Facultad de Ciencias – Universidad de la República

(5) Department of Biology, University of Richmond. Richmond, EE.UU.

Rara vez se conoce la historia y el proceso de las invasiones biológicas, ya que estas son recién detectadas cuando presentan grandes densidades o producen efectos tangibles. El caso de la rana toro en Uruguay es una excepción, ya que se ha podido seguir desde el principio, e incluso se cuenta con un relevamiento nacional de todos los sitios donde funcionaron criaderos. Se conocen hasta la fecha cinco puntos con registros de presencia de rana toro en Uruguay, en Canelones, Soriano, Cerro Largo, Montevideo y Maldonado. Conocemos la

mayoría de estas poblaciones por registros sistemáticos realizados desde 2007 a 2015 y por tanto podemos inferir sus estados. Además realizamos análisis exploratorios en búsqueda de la presencia de quitridiomycosis en la mayor parte de estas poblaciones. Para Montevideo solo se han realizado registros puntuales en una zona muy urbanizada. Las poblaciones de Canelones y Soriano no parecen haber podido superar la etapa de establecimiento, mientras que las de Maldonado y Cerro Largo se encuentran en expansión. La población de Aceguá es la mejor conocida, encontrando un claro patrón de crecimiento que se ajusta a un modelo exponencial. Allí se evidencia una pérdida de riqueza de anfibios nativos en relación al tiempo de invasión y un efecto asimétrico sobre el ensamblaje. Las especies que comparten hábitos y ambientes con la rana toro parecen ser las más susceptibles. El estado incipiente de la invasión permite seguir pensando en medidas de control y manejo, considerando el fenómeno a escala regional. Se deberían tomar urgentes medidas para evitar la proliferación de esta especie, tanto en las poblaciones pequeñas como en las que se encuentran en expansión. Por sus características de paisaje, su ubicación geográfica y su diversidad, Aceguá es una zona de alto riesgo de efectos sobre las comunidades nativas. Para el control de la rana toro se debería tener en cuenta el conocimiento existente y el que estamos generando, especialmente de su historia natural, mecanismos de dispersión y modos de monitoreo y captura. Se debería evaluar en mayor medida el rol de esta especie en la transmisión de enfermedades a los anfibios nativos.

3. RESUMENES AMPLIADOS y DOCUMENTOS CIENTÍFICOS - GESTIÓN

3.1. Especies invasoras (plantas vasculares e insectos) en ecosistemas terrestres de Uruguay y sur de Brasil

3.1.1. Efecto de la intensidad de pastoreo sobre el enmalezamiento por especies exóticas en pastizales naturales del noreste de Uruguay

Parentelli, J. M.; Da Cunha, S.; Modernel, P.; Bresciano, D.

Facultad de Agronomía, Universidad de la República

Algunas especies invasoras ya están instaladas en nuestro territorio, en algunos casos desde larga data. Sin embargo, deberían ser objeto de estudio y seguimiento, para evitar la expansión hacia áreas donde no se comportan -aún- como invasoras, más cuando son citadas a nivel regional como problemáticas (Ziller *et al.*, 2005, Holm *et al.*, 1991). En este sentido, en un contexto de incremento e intensificación de la actividad agrícola se potencian las condiciones que promueven la invasión por especies exóticas. Por lo tanto, no debe descartarse que este proceso continúe en función de los cambios generados en el uso del suelo, tanto en intensidad como en extensión. Además, es imprescindible evaluar previamente a la introducción especies de interés forrajero y como fuente de energía alternativa (biocombustibles), el potencial riesgo de constituirse en invasoras del sistema.

La evaluación de las medidas para evitar que se desencadene el proceso de invasión debería pasar por criterios de eficiencia y bajo costo ambiental y económico.

Es necesario comprender el proceso de invasión biológica y brindar elementos sobre las posibles variables de manejo que puedan promover o mitigar este fenómeno, con escasos antecedentes de estudio a nivel nacional. Estas decisiones incluyen manejos que promuevan o conserven la composición y estructura original de las comunidades nativas bajo uso agrícola, en particular pastoril.

La conservación de los pastizales resulta de suma importancia debido a los servicios ecosistémicos que provee, como consecuencia de su estructura, composición y funcionamiento (EEM, 2005). La actividad pastoril afecta la composición y estructura de éstos, al reducir la presencia y cobertura de

especies más “apetecibles” para el ganado, y generando así las condiciones más favorables para aquellas especies capaces de establecerse y propagarse en ambiente más perturbados.

Diferentes intensidades de pastoreo generan efectos sobre el tapiz vegetal, afectando el potencial de producción de su vegetación y la carga animal que un campo soporta. Los pastizales pueden presentar síntomas de degradación, por ejemplo cambios en la composición específica. Algunas de las especies que sustituyen o incrementan su presencia son exóticas y son definidas como problemáticas en los pastizales de Uruguay, en especial si afectan la productividad de los mismos. Una propuesta de investigación que hace centro en pastizales sometidos a pastoreo, es evaluar el efecto de la intensidad de pastoreo en la invasibilidad del sistema. La invasibilidad es una condición multifactorial en la cual la comunidad residente, la especie exótica y las variables ambientales se conjugan para determinar el éxito de este proceso (Lonsdale, 1999). Si bien algunas especies hacen muchos años que están instaladas en nuestros campos, consideramos importante evaluar cuáles serían los manejos que afectan su impacto en el sistema. Este es el caso de la evaluación del efecto de diferentes intensidades de pastoreo sobre *Cynodon dactylon* en un pastizal natural en otoño y primavera. Se espera encontrar una menor frecuencia y cobertura de la gramínea exótica en los sitios con mayor oferta de forraje (menor intensidad de pastoreo). El estudio se llevó a cabo en la Estación Experimental Prof. Bernardo Rosengurtt, de la Facultad de Agronomía, Departamento de Cerro Largo. Las variables relevadas fueron frecuencia y cobertura de *C. dactylon* y la riqueza total de las especies mediante 20 cuadros 0.25m² ubicados cada 45 metros sobre dos transectas, en potreros de dos tratamientos con alta (8kg MS forraje.kg PV animal⁻¹ – 19 ha-) y baja (4kg MS forraje.kg PV animal⁻¹ – 9 ha-) intensidad de pastoreo.

Si bien los resultados obtenidos en este estudio no pueden ser concluyentes sobre los efectos del manejo de la intensidad de pastoreo sobre la mitigación de las invasiones, ya pueden proveer información sobre los patrones que generan estos manejos.

La erradicación de las especies invasoras puede ser muy compleja, sin embargo, deberían considerarse opciones de manejo que logren este cometido, o tiendan a detener su propagación, y en paralelo generar medidas de restauración de las comunidades nativas residentes.

Referencias

Evaluación Ecosistémica del Milenio 2005. Strengthening Capacity to Manage Ecosystems Sustainably for Human Well-Being [En línea] noviembre 2011. www.millenniumassessment.org UNEP/LAC-IGWG.XV/9.

Holm, L.R.; Plucknett, D.L.; Pancho, J.V.; Herberger, J.P. 1991. *Cynodon dactylon* (L.) Pers. In: The world's worst weeds; distribution and biology. Malabar, Fla., Krieger.25-31.

Lonsdale, W.P. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, 80(5): 1522-1536.

Ziller, S.R.; Reaser, J.K.; Neville, L.E.; Brandt, K. 2005. Invasive alien species in South America: national reports y directory of resources. Global InvasiveSpeciesProgramme. Cape Town, South Africa.

3.1.2. Oportunidades para el control de Especies Exóticas Invasoras

Sosa, B.; Cantón, V.; Achkar, M.

Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio.

Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales.

Facultad de Ciencias. Universidad de la República.

Un plan de acción para el control de especies leñosas invasoras requiere la definición de prioridades elaboradas en base a criterios claros que facilite la comunicación entre un grupo diverso de actores. Estos criterios pueden agruparse en dos categorías los criterios ecológicos que se relacionan con la valoración de especies y ecosistemas afectados por las especies invasoras y los institucionales y socioculturales centrados en evaluar el apoyo político, social y la disponibilidad de recursos (Wittenberg, 2001). La consideración de los criterios mencionados otorga más posibilidades para una gestión efectiva del plan.

En lo que refiere a los criterios ecológicos se ha sugerido priorizar las acciones de control en relación al valor de los ecosistemas afectados real o potencialmente por el invasor siendo los ecosistemas con una valoración más alta los prioritarios para su control. Además deben considerarse los impactos actuales o potenciales de la especie invasora; aquellas especies que ocasionen mayores daños debieran requerir los esfuerzos prioritarios para su control. Una vez acordada la pertinencia de implementar medidas de control resulta necesario evaluar las posibilidades efectivas de control. La evaluación debe centrarse en analizar si es posible el control de la especie invasora y si las acciones de control no afectan negativamente a las comunidades nativas.

Posteriormente deben definirse los objetivos de un programa de control en un área dada. Idealmente, éstos debieran enfocarse en prevenir el desarrollo del proceso invasivo; pero una vez consolidado resulta necesario definir si el plan de control intentará la erradicación del proceso invasivo o se enfocará en limitar el avance del mismo sobre áreas no afectadas; las recomendaciones internacionales apoyan esta última alternativa.

En el Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay, el cual forma parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas en Uruguay, el proceso invasivo de la especie leñosas *Gleditsia triacanthos* constituye una de las principales amenazas para la conservación de su biodiversidad (DINAMA, 2014). La investigación realizada en esta área ha brindado información que orienta la toma de decisiones en este marco. Se evaluaron las posibilidades de control mediante perforación de tronco y aplicación de herbicida, y sus efectos sobre el estrato en regeneración tanto nativo como invasor, el método de control presentó una mortalidad elevada y no se detectaron efectos del método de control sobre la regeneración del estrato nativo (Sosa *et al.*, 2015). Asimismo la caracterización y el mapeo del patrón de distribución de esta especie permitieron identificar áreas de invasión consolidada así como focos y frentes de invasión. De esta forma en consideración a los recursos disponibles será posible definir en forma precisa los objetivos de un programa de control para el área; por ejemplo eliminar el frente de invasión o eliminar el foco y el frente de invasión. Estos insumos constituyen además una línea de base sobre la cual evaluar los resultados de la implementación de un programa de control.

En lo que refiere a la asignación de prioridades para el control de leñosas invasoras a nivel nacional se cuenta con una jerarquización de las mismas en relación al impacto que ocasionan sobre los sistemas naturales (Nebel & Porcile, 2006). Sin embargo el país no cuenta con una caracterización sobre el estado de los ecosistemas en relación a la presencia de especies leñosas invasoras. Esta información constituye un insumo básico para realizar un análisis que permita identificar y jerarquizar áreas de prioridad para el control de invasoras.

Por otra parte, se han desarrollado y sistematizado varias experiencias de control (Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras, 2015). En términos generales el conjunto de estas experiencias señalan la viabilidad de implementar programas de control. No obstante debe avanzarse en cuantificar los costos de implementar estas medidas en relación al costo de operación/hora y en generar las sinergias interinstitucionales que permitan abordarlos. Por su parte, la experiencia que se relata constituye una metodología sencilla

y fácilmente replicable que permite zonificar y definir objetivos precisos para desarrollar programas de control.

En este marco entendemos que el país cuenta con experiencia suficiente para implementar programas de control de exóticas a nivel de áreas concretas aunque carece aún de los insumos necesarios para elaborar un programa de acción a nivel nacional. En este marco se propone:

(1) Seleccionar áreas piloto, en zonas críticas del territorio (espacios de conservación, cabecera de cuenca hidrográfica), para implementar programas de control integrado de especies invasoras con los objetivos de construir apoyos interinstitucionales para el control de invasoras que puedan sostenerse en el tiempo y optimizar los métodos de control en relación a la eficiencia en el control y el costo de operación.

(2) Avanzar en la caracterización del estado de los ecosistemas en relación a la presencia de especies leñosas invasoras. En la actualidad resulta inviable realizar esta caracterización a escala nacional. El desarrollo de modelos de distribución potencial se constituye en una primera aproximación en este sentido.

Referencias

DINAMA. 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.

Comité de Especies Exóticas Invasoras. 2015. Especies exóticas invasoras leñosas: experiencias de control. Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente.

Nebel, J. & Porcille, J. 2006. La contaminación del Bosque Nativo por especies arbóreas y arbustivas exóticas. www.guayubira.org.uy/monte/Contaminacion_monte_nativo_exoticas.pdf.

Sosa, B.; Caballero, N.; Carvajales, A.; Fernández, G.; Mello, A. 2015. Control de *Gleditsia triacanthos* en el Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay.

Wittenberg, R. & Cock, M.J.W. (eds.) 2001. *Invasive Alien Species: A Toolkit of Best Prevention and Management Practices*. CAB International, Wallingford, Oxon, UK, xvii - 228.

3.1.3. Los modelos de distribución en la gestión de la biodiversidad: Manejo de especies exóticas

Romero, D.^(1,2); Guerrero, J. C.⁽²⁾

(1) Becario Postdoctoral de la Agencia Nacional de Investigación e Innovación (ANII).

(2) Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio. Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias, Universidad de la República.

Una especie exótica en un nuevo ecosistema genera diferentes efectos como el desplazamiento de especies nativas, la propagación y transmisión de enfermedades infecciosas o la homogeneización de la biodiversidad a nivel global. Dichos efectos conlleva a largo plazo a pérdidas de biodiversidad, importantes costes económicos y riesgos para la salud pública (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Estos procesos dependen en parte de las condiciones ambientales y de la geografía del nuevo emplazamiento, por lo que los modelos eco-geográficos de distribución de especies son una herramienta cada vez más utilizada en su manejo (Muñoz & Real, 2006; Romero *et al.*, 2014).

En la presente comunicación se presenta la aplicación de la Función de Favorabilidad (Acevedo & Real, 2012) en el análisis de dos problemas ambientales relacionados con la introducción de una especie exótica invasora en un territorio:

1) Se analiza, en Málaga provincia (España; Fig. 1), la interacción entre el galápagos de florida (*Trachemys scripta*), especie invasora en España originaria de zonas tropicales y subtropicales de América, y el galápagos leproso (*Mauremys leprosa*), especie nativa y endémica de la Península Ibérica. La especie invasora podría desplazar a la especie nativa al tener requerimientos similares (hábitat alimentación, entre otros). Se identifican los territorios de elevado interés para la conservación de la especie nativa frente al proceso de invasión de la exótica en Málaga.

2) Se analiza la distribución del mosquito *Aedes aegypti* en Uruguay (Fig. 2). Se trata de un culicido originario de África y actúa como vector a nivel global de enfermedades infecciosas de grandes repercusiones para el hombre como el Dengue, Zika o la fiebre amarilla, entre entre otras. La reciente aparición de dengue autóctono en Uruguay (Smink, 2016) requiere de medidas objetivas que ayuden a prevenir su asentamiento como enfermedad en el país. Se analiza la distribución del mosquito con el objetivo de detectar los territorios más vulnerables a su dispersión y establecimiento como principal vector de transmisión de la enfermedad.



Figura 1. Área de estudio en un contexto europeo. En el mapa de la Península Ibérica, en negro, se muestra la provincia de Málaga.

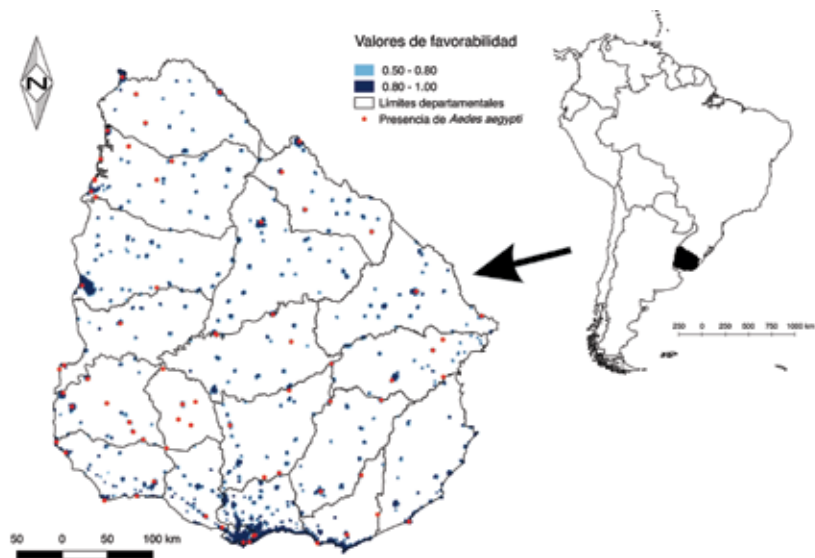


Figura 2. La derecha de la figura muestra en negro la situación de Uruguay en el contexto de América del Sur. La izquierda muestra el modelo descriptivo obtenido para *Aedes aegypti* en Uruguay.

A partir de los datos de distribución para las especies citadas y un conjunto de variables descriptoras de las condiciones ambientales en cada territorio, se aplicó la Función de Favorabilidad para calcular el grado en que un determinado ambiente proporciona condiciones favorables para la presencia de una especie.

1) En el caso de la interacción entre los galápagos se analiza el territorio de estudio en cuadrículas UTM de 10x10 km² de lado. Se aplicaron además herramientas según la lógica difusa (intersección y solapamiento) para inferir el grado de intersección entre ambas especies y los valores de favorabilidad en cada cuadrícula de 10x10 km².

Como resultados destacados se discuten las áreas más vulnerables del galápagos leproso al proceso de invasión del galápagos de florida en el presente y en un futuro reciente en la provincia de Málaga (Fig. 3). Se detectó que las áreas más vulnerables del galápagos leproso al proceso de invasión se da

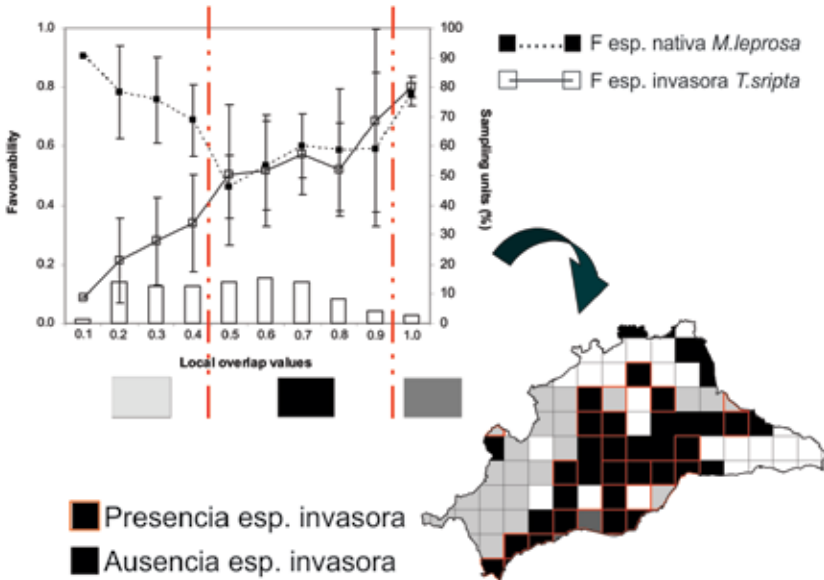


Figura 3. En la gráfica, se representa el modelo ecogeográfico de favorabilidad de la especie nativa *Mauremys leprosa*, y el modelo de invasión de la especie invasora *Trachemys scripta*. Los valores de favorabilidad se muestran en el eje Y (de 0 a 1); y los valores de solapamiento entre favorabilidades en el eje X (de 0.1 a 1); las columnas muestran el porcentaje de cuadrículas en el que se da cada valor de solapamiento reflejado en el segundo eje Y. El mapa representa la situación espacial de los distintos grados de solapamiento; bajo (<0.4); medio (de 0.4 a 0.9); y alto (>0.9), así como la presencia o ausencia de la especie invasora en cada cuadrícula según cada valor de solapamiento (Modificada de Romero *et al.* 2014).

en zonas de solapamiento entre las especies donde la favorabilidad para ambas fue intermedia, por lo que cualquiera de las dos podría desplazar a la otra, representando un 37,5% de la provincia de Málaga, y un 51,3% del área ocupada por el galápagó autóctono.

2) Para inferir la distribución del *A. aegypti* se analiza Uruguay en cuadrículas de 1x1 km² de lado. Se calculó un modelo descriptivo a partir de todo el área de estudio y de las presencias/ausencias actualizadas del mosquito, y un modelo predictivo a partir de las zonas urbanas muestreadas con y sin presencia detectada de la especie. Como resultados destacados, el modelo describió que las zonas de Uruguay más favorables a la dispersión y establecimiento del mosquito son los núcleos urbanos y alrededores de mayor extensión urbana (Fig. 2), con rango de temperaturas diurnas variable, de cierta altitud, donde la textura del suelo permite el acumulo de agua, y con un alto balance hídrico anual aunque más moderado en otoño. De los núcleos urbanos, el modelo predijo condiciones favorables para la presencia del mosquito para un 33% de las zonas urbanas.

En cuanto a las necesidades de acción para el futuro, en el caso de los galápagos se debería aumentar las medidas de manejo sobre las cuadrículas detectadas en las que la favorabilidad es intermedia o alta para ambas especies, con medidas de control para las cuadrículas ya ocupadas y de prevención para las aún no ocupadas por la especie invasora. En cuanto al caso del *A. aegypti* es necesario seguir investigando en la línea iniciada con este trabajo. En cualquier caso, los modelos indican que las zonas urbanas son las que acogen las condiciones necesarias para el establecimiento del mosquito y el mayor riesgo para el dengue, especialmente el 33% detectado con máxima favorabilidad. Sin embargo, al tratarse de una especie invasora que no se encuentra en equilibrio con el ambiente de Uruguay, determinar los factores que explican su distribución, así como obtener una predicción útil para su gestión y manejo, es un procedimiento complejo que requiere atención y prudencia.

Agradecimientos

El Dr. David Romero tiene una beca posdoctoral de la Agencia Nacional de Investigación e Innovación de Uruguay (ANII) en el proyecto: PD_NAC_2015_1_108393 del Fondo Profesor Dr. Roberto Caldeyro Barcia (2016-2018).

Referencias

Acevedo, P. & Real, R. 2012. Favourability: concept, distinctive characteristics and potential usefulness. *Naturwissenschaften*, 99, 515–522.

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

Muñoz, A.R. & Real, R. 2006. Assessing the potential range expansion of the exotic monk parakeet in Spain. *Diversity and Distributions*, 12: 656-665.

Romero, D.; Báez J.C.; Ferri-Yáñez, F.; Bellido, J.J. ; Real, R. 2014. Modelling favourability for invasive species encroachment to identify areas of native species vulnerability. *ScientificWorldJournal*. 2014 Jan 21;2014:519710. doi: 10.1155/2014/519710. eCollection 2014.

Smink, V. (2016). Cómo llegó el dengue a Uruguay después de 100 años sin el virus. *BBC Mundo, Cono Sur* (25 febrero).

3.1.4. Estrategia de manejo sostenible de especies exóticas invasoras leñosas

Porcile Maderni, J. F.

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad de la Empresa; Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras

Las especies exóticas invasoras leñosas afectan distintos ecosistemas terrestres y su biodiversidad, influyen en la dinámica de las cuencas hidrográficas y causan perjuicios en los ambientes naturales y los modificados por el hombre, compitiendo por el agua, nutrientes, espacio y luz, limitando la disponibilidad de los mismos. La prevención de estas invasiones biológicas enfrenta el creciente impacto de la globalización del mercado, el comercio y el transporte mundial de vegetales. Para Uruguay se señalan de carácter invasor a 24 especies, herbáceas y leñosas; estatus que adquirieron debido a sus características y a la inexistencia de controles y estudios sobre las mismas cuando fueron introducidas. Algunas especies, percibidas como amenaza en otras regiones, en nuestro país se constituyen en recursos productivos generadores de beneficios económicos. Recién en las últimas décadas se encaró en nuestro medio su problemática, las estrategias de manejo y la sostenibilidad de las prácticas que involucran.

La presente propuesta plantea una estrategia que, reconociendo a estas comunidades como un “neo-ecosistema”, más que asociarlas a la idea

predominante de “invasión de especies exóticas”, las enfoqué como reales y potenciales generadoras de recursos en lugar de causantes de cuantiosas erogaciones y costos ambientales. Estas nuevas comunidades, tendrían asimismo que ser valorados en el sentido de algunas de las funciones ecológicas que desarrollan e implementar investigaciones orientadas al estudio de posibles usos. Bajo la premisa de la convivencia con estas especies que ya han invadido nuestras comunidades vegetales, se naturalizaron y pasaron de hecho a integrar nuestra flora. Se propone manejar sus poblaciones mediante una estrategia dirigida a reducir el número de individuos hasta un grado aceptable de incidencia. Para ello se proponen prácticas integradas de manejo y aprovechamiento sostenible de estas leñosas, evaluando la relación costo beneficio, comenzando por las prioritarias señaladas.

De acuerdo a lo precedente, se plantean los lineamientos generales de una estrategia de manejo y control de especies invasoras leñosas orientados a la gestión sostenible y sostenida de las EEI leñosas, aportando elementos de juicio para la toma de decisiones en la materia, según tres líneas de acción:

- Identificación a escala nacional de los sitios que exigen medidas urgentes de gestión.
- Establecimiento en cada sitio, de una línea de base para el monitoreo de la gestión.
- Elaboración de paquetes tecnológicos consensuados generales, adaptables a las condiciones de cada área problema.

Se considera asimismo los aspectos asociados al tema: institucionalidad y gobernanza; educación, divulgación y extensión a escala nacional, así comodegestión y respuestas al problema.

El escenario de las EEI leñosas en el territorionacional, se expone en una matriz F.O.D.A., subrayándose las especies prioritarias de manejo y los desafíos que implica su control.

Se formula un plan de acción para llevar a la práctica la Estrategia expuesta, definiendo y desarrollando las tareas coordinadas de manejo y control de exóticas leñosas: preventivo, cultural, químico, biológico eintegrado; incluida la seguridad laboral.

Referencias

- Henderson, L. 1995. Plants invaders of South Africa. Plant protection research Institute Handbook. No. 5
- Lombardo, A. 1977. Los árboles y arbustos de los paseos públicos.
- Lombardo, A. 1977. Los arbustos y arbustillos cultivados en los paseos públicos.
- Martino, A.L. 2012. La expansión de *Ligustrum lucidum* W T Aiton en la cuenca media del río Santa Lucía (Uruguay). Acción del clima en el reclutamiento. Facultad de Ciencias. Tesis de grado. 67 p.
- McNeely, J.A. et.al. 2001. Estrategia mundial sobre especies exóticas invasoras. UICN Gland (Suiza) y Cambridge (Reino Unido), X + 50 p.
- Miller, J.H. 2004. Nonnative plants of southern forests. United States Department of Agriculture. Southern Research Station. General Technical Report SRS-92. 93p.
- MVOTMA. 2015. Lista de especies exóticas invasoras – Uruguay. Lista _ eei_ 2014_MODIFICADO 2015-05-06. Pdf
- Nebel, J.P. & Porcille, J.F. 2006. La contaminación del bosque nativo por especies arbóreas y arbustivas exóticas. Dirección General Forestal. 25p.
- Porcille, J.F. 2001. El tojo (*Ulex europaeus* L.), una maleza que no debe ser subestimada. Uruguay Forestal 10(26): 17-19
- Venegas, R. & Palazuelos, R. 1999. Control químico de malezas arbustivas y arbóreas en plantaciones de *Pinus radiata* D. Don. Chile. BOSQUE. 20(1): 79-88

3.1.5. Especies exóticas invasoras en las Áreas Protegidas: Taller de Intercambio de experiencias de control en el SNAP

Horta, S.; Erman D., Ríos, M.; Medina, S.; Troncoso, A.; Salazar, A.; Bartesaghi, L.
División Sistema Nacional de Áreas Protegidas, DINAMA - MVOTMA

Introducción

Las especies exóticas invasoras (EEI) pueden registrarse en todos los grupos de organismos vivos y en casi todos los ecosistemas, su introducción en los ambientes naturales es un problema creciente en un mundo globalizado (Mc Geoch & Squires 2015). Las invasiones consolidadas actúan como fuente de dispersión, ampliando la superficie de ocupación y colonización, extendiendo el problema hasta hacerlo muy difícil de erradicar. Se considera como un agente de cambio de ambientes naturales y una de las principales amenazas para la conservación de la diversidad biológica a escala global (Vitousek, 1990,

Mack *et al.*, 2000). Las áreas protegidas (APs) no escapan a este fenómeno y se está generalizando como un problema de manejo prioritario. En las APs de Uruguay, se vienen desarrollando estrategias de control de EEI, lo que ha generado algunas experiencias exitosas o no, pero de las cuales se pueden obtener aprendizajes para la gestión en otras áreas del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) o en general a nivel país. Se requiere entonces establecer un marco conceptual, estratégico y metodológico a nivel del SNAP, para abordar estrategias de prevención y control de las EEI estandarizado y eficiente.

El objetivo propuesto para esta instancia fue el de lograr una puesta en común de la situación de invasiones por especies exóticas y los aprendizajes en las experiencias de control en áreas protegidas del SNAP y generar insumos para establecer estrategias de manejo eficientes.

Metodología de trabajo

Se realizó un sondeo preliminar, donde se consultó a los responsables de las APs (incluyendo áreas ingresadas al SNAP y en proceso de ingreso) respecto a las principales EEI observadas, priorizadas en base a la urgencia para su control (basados en la experiencia en el territorio), los problemas que ocasionan sobre los objetos focales de las APs (Granizo *et al.*, 2006) y las acciones implementadas para erradicarlo. En junio del 2016 se realizó un taller de dos partes, una realizada a nivel interno del SNAP, donde se trataron aspectos introductorios y se intercambiaron las experiencias en la gestión de EEI. La segunda parte contó, además, con la presencia de técnicos con experiencia en investigación y gestión en EEI de diversas instituciones nacionales, de manera que aporten nuevos elementos técnicos a la discusión plenaria, y se abrió al público interesado de la zona. Se dividieron las exposiciones de los invitados en dos mesas de trabajo, una que integró a los expertos en flora y la otra a los expertos en fauna, para luego desarrollar un intercambio en plenario.

Resultados

La primera parte del taller contó con la participación de 30 técnicos, directores y guardaparques del SNAP. En la segunda parte, además se sumaron algunos vecinos interesados de la zona, 10 técnicos convocados procedentes de 7 instituciones (Tabla 1).

Se obtuvo una lista actualizada de 39 EEI priorizada por los responsables de las AP, 8 de fauna y 31 de flora, siendo el 47% de ellas reportada en más de un

APs (Fig. 1). De estas especies, 23 fueron identificadas de máxima prioridad para su gestión en alguna de las APs y 8 de prioridad media (Fig. 1). Pueden ser destacadas 11 EEI de prioridad a nivel del SNAP, considerando que fueron reportadas prioritarias para más de un APs (Fig. 1). Entre estas las especies más relevantes fueron la *Acacia longifolia* por encontrarse de prioridad alta en 5 de las APs del SNAP, y las especies de *Pinus* (*Pinus tadea*, *P. ellioti* y *P. pinaster*) que fueron también destacadas en 5 APs con prioridad alta y registradas en 8 APs.

Tabla 1. Lista de instituciones participantes.

Instituciones
<ul style="list-style-type: none"> • Comité de Especies Exóticas Invasoras (CEEI-DINAMA) • División Gestión de Bosques de la Dirección General Forestal del Ministerio de Ganadería Agricultura y pesca (DGF-MGAP) • División Manejo Forestal sostenible (DGF-MGAP) • División Fauna (DINAMA-MVOTMA) • Departamento de Oceanografía y Ecología Marina de la Facultad de Ciencias (UdeLaR) • Museo nacional de Historia Natural (DNC-MEC) • Centro Universitario Regional Este (UdeLaR)

De las 14 APs que reportaron la presencia de exóticas invasoras como una prioridad de gestión, en 10 de ellas se han desarrollado algún tipo de experiencia de control sobre ellas (Fig. 2), registrándose 47 experiencias implementadas. Entre estas (Tabla 2), el control mecánico (e.g. arrancado de raíz, anillado, tala), fue desarrollado principalmente sobre especies de flora exótica en 9 de las APs, totalizando unas 34 experiencias de manejo. La caza (e.g. trampeo con jaula o cimbra, redes, cebado) desarrollado principalmente sobre jabalí y cabra (*Capra aegagrus hircus*) en 3 AP. Por último, el uso de productos químicos con métodos selectivos (e.g. uso de herbicida, perforación e inyección en tronco, corte y pincelada en tocón, asada química), en 3 AP, principalmente sobre la acacia negra, el ligustro y la *A. longifolia*.

En las jornadas de trabajo se destacó la necesidad de aplicar estrategias de gestión adaptativa como marco general aplicado en tres ejes centrales en el manejo de EEI: Prevención, Control y Restauración (Fig. 3). Este marco de gestión implica la planificación de las acciones que incorporen instancias de evaluación, caracterización e implementación en ciclos de aprendizaje a partir de la experiencia generada (Salafsky *et al.*, 2001). De las mesas de trabajo se

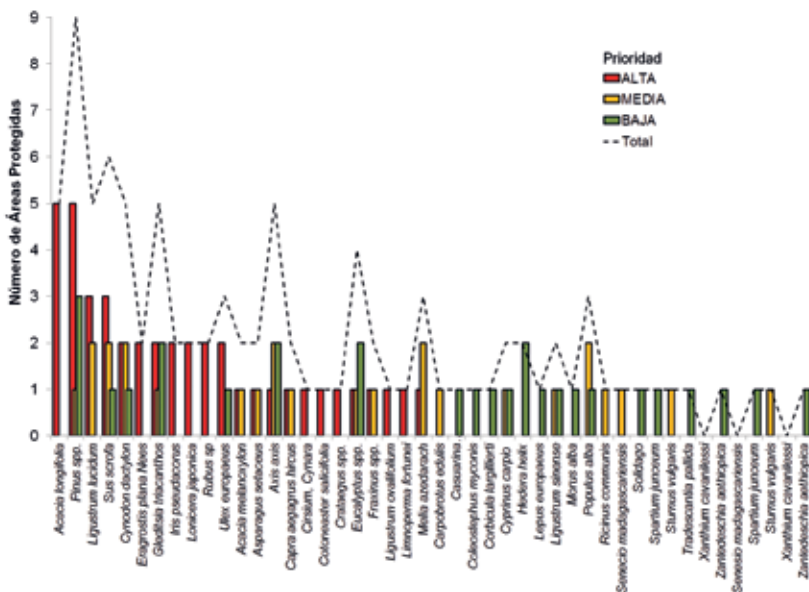


Figura 1. Especies exóticas registradas en las áreas protegidas del SNAP, identificadas como invasoras y clasificadas, por los directores de las AP, a partir de su prioridad para la gestión.

Tabla 2. Número de especies Especies Exóticas Invasoras (N°EEI) realizadas en las Áreas Protegidas por tipo de experiencia de control implementado.

Área Protegida	N° EEI manejadas por AP		
	Caza	Mecánico	Químico
Parque Nacional Cabo Polonio		3	
Estación Biológica Potrerillo de Santa Teresa*	1	2	
Humedales de Santa Lucía (Canelones)		7	6
Laguna de Castillos*		6	
Paisaje Protegido Laguna de Rocha		2	2
Parque Nacional San Miguel	1	2	
Área de manejo de hábitats y/o especies Cerro Verde		2	
Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos	2	9	
Valle del Lunarejo*		1	
Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay			1
Totales	4	34	9

*no ingresada al SNAP



Figura 2. Áreas Protegidas donde se reporta la presencia de exóticas invasoras como una prioridad de gestión y se destacan las que se desarrollaron algún tipo de experiencia de control sobre ellas.

recibieron aportes e insumos fundamentales para mejorar las experiencias de control, se identificaron especies para las que habría que establecer estrategias de prevención, parte de la gestión de EEI en la que no se vienen desarrollando acciones a nivel de las AP y habría que comenzar a implementar. Se evidenció además la necesidad de capacitarse a nivel de AP principalmente sobre la gestión de las especies acuáticas (i.e. marinas y continentales), ya que su gestión viene siendo merodeada por la dificultad que significa su identificación y control. Asimismo, se intercambiaron avances y experiencias desarrolladas a nivel nacional e identificaron plataformas de trabajo existentes que pueden ser de utilidad para apoyar iniciativas de gestión en este tema.

Planificación Adaptativa para la gestión de EEI



Figura 3. Diagrama conceptual de la planificación adaptativa para la gestión de especies exóticas invasoras a nivel del Sistema Nacional de Áreas Protegidas, en sus tres ejes centrales.

Conclusiones

La invasión por EEI es un problema de prioridad para las APs. De las acciones de control de EEI implementadas en las APs, se destaca que el SNAP cuenta con personal con amplia experiencia en el control de EEI y el intercambio de este conocimiento generado brinda un aporte substancial para el aprendizaje a nivel de sistema y una base fundamental en el ciclo de gestión adaptativa hacia estrategias efectivas. El aporte de las instituciones y especialistas invitados y la discusión plenaria, permitió identificar el rol que cumple las instituciones y organismos en la generación de conocimiento y la gestión de EEI en el país, y los avances en las experiencias de prevención y control sobre las especies más problemáticas del país de flora y fauna. La participación de los actores locales es fundamental en este camino de aprendizaje, ya que es un problema común y su conocimiento del territorio vinculado a las APs debe ser considerado en el proceso de gestión. Esta experiencia evidenció la necesidad de generar acuerdos de trabajo coordinado, interinstitucional entre academia, y los organismos de investigación y gestión nacional. Se propone desde esta instancia aprender a partir de las experiencias generadas en el SNAP y en el país, para coordinar esfuerzos y lograr una gestión eficiente de las EEI y poder lograr los objetivos de conservación propuestos.

Referencias

Granizo, T.; Molina, M.E.; Secaira, E.; Herrera, B.; Benítez, S.; Maldonado, O.; Lobby, M.; Arroyo, P.; Ísola, S.; Castro M. 2006. Manual de Planificación para la Conservación de Áreas, PCA. Quito: TNC y USAID.

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

McGeoch, M.A. & Squires, Z.E. 2015. An Essential Biodiversity Variable approach to monitoring biological invasions: Guide for Countries. GEO BON Technical Series 2, 13 pp.

Salafsky, N.; Margoluis, R.; Redford, K. 2001. Adaptive Management: A Tool for Conservation Practitioners. Biodiversity Support Program, Washington, D.C.

Vitousek, P.M. 1990. Biological invasions and ecosystem processes: towards an integration of population biology and ecosystem studies. En: *Ecosystem Management* Springer New York. pp. 183-191

3.1.6. Plantas invasoras en los pastizales del sur de Brasil y posibles implicaciones para Uruguay

Guido, A.; Pillar, V.D.

Programa de pos-graduación en Ecología, Departamento de Ecología, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil.

Las especies invasoras son una de las principales amenazas a la biodiversidad de los pastizales naturales de Uruguay y la región. Estudios que integren el conocimiento sobre los principales mecanismos e impactos asociados al proceso de invasión son claves para aumentar la concientización del problema y proponer medidas de prevención y erradicación. Los objetivos del presente trabajo fueron: (i) determinar la frecuencia y abundancia de las principales plantas invasoras de los pastizales del sur de Brasil y su relación con características del paisaje; (ii) evaluar la resistencia biótica de comunidades a la invasión de *Eragrostis plana* ("capim-annoni"); y (iii) demostrar el impacto de la invasión de *E. plana* y el potencial de recuperación de la comunidad después de su remoción. El trabajo se realizó en pastizales naturales del estado de Rio Grande do Sul, Brasil. Para cada objetivo, fueron abordadas diferentes estrategias metodológicas que incluyeron un estudio observacional a escala regional (objetivo (i)) y enfoques experimentales a escala local (objetivos (ii y iii)).

A escala regional, se realizó un muestreo en las diez fisionomías campestres del estado de Rio Grande do Sul, cubriendo una área de aproximadamente 60.000 km², donde se registró la frecuencia y abundancia de las principales plantas invasoras: *Cynodon dactylon*, *E. plana*, *Senecio madagascariensis* y *Ulex europaeus* (Fig. 1). Para cada área de muestreo (2 × 2 km; n=20) se obtuvo información sobre la estructura del paisaje (composición y configuración) y las condiciones climáticas. Como resultado, se observó que *E. plana* es la planta invasora más frecuente (43 %) y abundante de los pastizales. Se observó que el grado de invasión de las especies en el paisaje está positivamente relacionado con mayor densidad de caminos, menor cobertura de pastizales naturales y aumento del déficit hídrico. Estos resultados son herramientas útiles para identificar cuáles áreas podrían ser más susceptibles a ser invadidas y así aumentar las estrategias de gestión.

Para evaluar la resistencia biótica de comunidades, se realizó un experimento de un año de duración en un pastizal natural, donde se manipuló la dominancia de grupos funcionales. Para ello, se realizaron remociones periódicas con los siguientes tratamientos (0.2 × 0.2 m; n=18): remoción de plantas gramínoideas (Poaceae y Cyperaceae), remoción de hierbas, remoción total de la vegetación y sin remoción. En cada uno de los tratamientos, la especie *E. plana* fue sembrada con una presión de propágulos constante. Como resultado, se observó que su invasión no responde a los cambios en composición de grupos funcionales, pero sí a las diferencias de disturbio ocasionadas por la remoción de biomasa. Estos resultados sugieren que comunidades con mayor grado de disturbio son más susceptibles a la invasión por *E. plana*, independientemente de su composición florística. De esta forma, es posible que las comunidades de pastizales naturales sean resistentes a la invasión hasta que algún disturbio (e.j. remoción de biomasa) aumente su vulnerabilidad, generando más oportunidades para su introducción, establecimiento y dispersión de *E. plana*.

Para determinar el impacto de *E. plana* y la recuperación de la comunidad después de su remoción, se realizó un experimento de tres años de duración en un pastizal natural parcialmente invadido. Se compararon comunidades de 1×1 m invadidas por *E. plana* (n=10), comunidades sin invasión (n=10) y comunidades con remociones periódicas de la especie mediante diferentes técnicas (remoción a través de corte, remoción manual y aplicación de glifosato; n=10 para cada tipo de remoción). Como resultado, se demostró el impacto de *E. plana*, ya que su invasión disminuye la riqueza y la cobertura de plantas nativas de la comunidad. Luego de tres años de remociones periódicas, las comunidades previamente invadidas se tornaron distintas a las invadidas, pero no fueron semejantes al control sin invasión. Estos resultados sugieren que podría ser necesario más tiempo de recuperación, o quizás implementar alguna medida de restauración ecológica. Por otro lado, a pesar

de las remociones haber reducido de forma significativa la cobertura de *E. plana*, ninguno de los métodos de remoción fue eficiente para su erradicación local, lo que demuestra su alto potencial de invasión.

A modo de conclusión general, los resultados mostraron que mayor densidad de caminos, menor cobertura de pastizales naturales y mayor déficit hídrico tornan los pastizales más susceptibles a la invasión por plantas. Por lo tanto, áreas que reúnan estas características deberían ser consideradas como prioritarias para la gestión de plantas invasoras. Además, se observó que *E. plana* es la planta invasora más frecuente, siendo el disturbio su principal mecanismo de introducción. Una vez que *E. plana* se ha establecido, tiene el potencial de disminuir la riqueza y la cobertura de plantas nativas, siendo los métodos de remoción anuales ineficientes para lograr su erradicación local. Estos resultados tienen importantes implicaciones para los pastizales de Uruguay, por su similar fisonomía con el sur brasileño y por la presencia de las mismas plantas invasoras, contribuyendo al entendimiento de los principales mecanismos e impactos asociados al proceso de invasión.

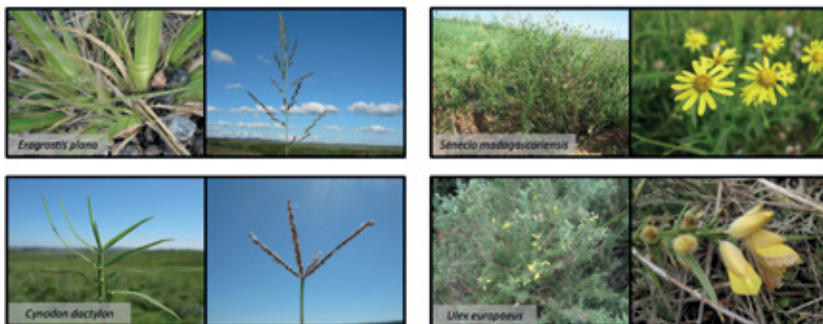


Figura 1. Plantas exóticas invasoras de los pastizales naturales de Rio Grande do Sul (Brasil) que fueron consideradas en este trabajo. Todas las especies son consideradas invasoras también en Uruguay. Fotos: Anaclara Guido.

Referencias

Guido, A. 2016. Suscetibilidade de comunidades campestres à invasão por plantas exóticas invasoras. Tesis de Doctorado. Programa de pos-graduación en Ecología. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil.

Guido, A. & Pillar, V.D. 2017. Invasive plant removal: assessing community impact and recovery from invasion. *Journal of Applied Ecology*. DOI: 10.1111/1365-2664.12848.

Guido, A.; Vélez-Martin, E.; Overbeck, G.; Pillar, V.D. 2016. Landscape structure and climate affect plant invasion in subtropical grasslands. *Applied Vegetation Science*. DOI: 10.1111/avsc.12263.

3.2. Especies invasoras (invertebrados y vertebrados) en ecosistemas acuáticos de Uruguay (agua dulce y marino - costeros)

3.2.1. Efectos de la Introducción del mejillón dorado (*Limnoperna fortunei*) sobre la ecología trófica y fisiológica digestiva en peces del Río Uruguay: Efectos desde las especies hasta las comunidades

González-Bergonzoni, I. ⁽¹⁾; Naya, D. ⁽¹⁾; Vidal, N. ⁽¹⁾; Tesitore, G. ⁽¹⁾; Stebniki, S. ⁽¹⁾; Teixeira de Mello, F. ⁽²⁾; D'Anatro A. ⁽¹⁾

(1) Departamento de Ecología y Evolución, Facultad de Ciencias, Universidad de la República

(2) Departamento de Ecología y Gestión Ambiental, CURE-Facultad de Ciencias, Universidad de la República

Desde la introducción e invasión del mejillón dorado (*Limnoperna fortunei*) en la cuenca del Plata (Pastorino *et al.*, 1993; Darrigan & Pastorino, 1995) más de 50 especies de peces en el Río Paraná y Río de la Plata se han reportado como sus potenciales depredadores (Boltovskoy & Correa, 2015). Sin embargo, en el Río Uruguay se desconoce cuáles son las especies consumidoras de *L. fortunei* y la importancia de este recurso para las comunidades de peces. Es esperable que algunas especies hayan modificado su dieta y nicho trófico post-invasión y experimentado adaptaciones a nivel de la morfología del tracto digestivo. En este estudio evaluamos las principales especies consumidoras de *L. fortunei* y la importancia de este recurso en la generación de la biomasa de peces en tres sitios del Río Uruguay bajo. Para ello se estudió la estructura comunitaria y estructura trófica (análisis de contenido estomacal e isotopos estables) de la comunidad de peces. Utilizando modelos de mezcla isotópica estimamos que entre el 40 y 70 % de la biomasa de las seis especies mayormente consumidoras de *L. fortunei* (*Leporinus obtusidens*, *L. striatus*, *Pimelodus absconditus*, *P. maculatus*, *Pimelodella gracilis* y *Iheringichthys labrosus*) es sustentada a partir del mejillón dorado. Extrapolando estos cálculos a la comunidad estimamos que en promedio el 13% de la biomasa total de peces están siendo generada a partir de *L. fortunei*. Para estudiar los cambios fisiológicos y tróficos ocurridos en estos peces, post-invasión, analizamos cambios en la dieta y morfología digestiva en la boga (*L. obtusidens*); una de las especies más importantes (en términos de biomasa de peces del Río Uruguay) y más especializada en el consumo de *L. fortunei* (presente en > del 70 % de los individuos analizados y representando > 90% de su volumen dietario en promedio). Para ello incorporamos el análisis de ejemplares de colección preservados antes y después de la invasión en el Río Uruguay (c.a. año 2000). El nicho trófico de la boga cambió desde una dieta omnívora-herbívora y de origen mayormente alóctono hacia un consumo carnívoro de origen autóctono (preferencia por *L. fortunei*) luego de la invasión. Esto implicó un aumento en su posición trófica

y una reducción en su omnívora y amplitud de nicho trófico. La morfología del tracto digestivo de la boga también cambió, existiendo una reducción en el largo y peso del estómago post-invasión, acorde con una adaptación a una ingesta de mayor calidad nutricional (alimento vegetal vs. animal). En 15 años de invasión, *L. fortunei* se ha vuelto un ítem alimenticio clave para las comunidades de peces del Río Uruguay, alterando fuertemente el origen de la energía orgánica asimilada y simplificando las interacciones tróficas (i.e. reducción del número de interacciones alimenticias) en una de las especies más abundantes del sistema y de mayor importancia comercial del Río Uruguay Bajo.

El cambio en las rutas energéticas que subsidian la producción de biomasa de la boga desde fuentes terrestres (vegetación terrestre principalmente) y bentónicas (algas bentónicas y gasterópodos) hacia fuentes pelágicas (las asimiladas por el mejillón dorado) podría haber significado un cambio en las rutas de entrada de potenciales contaminantes a bio-acumularse en los músculos de esta especie. Un estudio contemplando la distribución de los potenciales contaminantes en diferentes compartimentos del ecosistema podrá ayudar a entender el alcance de las consecuencias ambientales de la introducción del mejillón dorado para los peces del Río Uruguay. Esto cobra particular importancia al considerar los cambios observados hacia un incremento de las pesquerías de boga en el Río Uruguay bajo (entre las zonas de Las Cañas y Nuevo Berlín) ocurridas en los últimos 10 años (Vidal *et al.* in prep), los cuales también podrían ser consecuencia de la introducción de la nueva y abundante fuente alimenticia que representa el mejillón dorado. Un potencial aumento en la pesquería de especies de peces consumidoras del mejillón dorado también se ha sugerido para el Río Paraná.

Al profundizar en los estudios sobre la interacción entre los peces que se han vuelto especialistas en el consumo del mejillón dorado y esta peste invasora se podrán sentar las bases para un futuro manejo de esta invasión utilizando peces nativos como potencial herramienta de mitigación de algunos de sus impactos ecosistémicos, en sistemas invadidos donde estos peces estén ausentes. Además estos estudios permitirán predecir (dada la presencia o no de estos peces) la magnitud y consecuencias ecológicas de esta invasión biológica cuando esta avance hacia sitios aún no invadidos.

Referencias

Pastorino, G.; Darrigran, G.; Martin, S.; Lunaschi, G. 1993. *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor en aguas del Río de la Plata. *Neotrópica* 39: 34.

Darrigran, G. & Pastorino, G. 1995. The recent introduction of a fresh water Asiatic bivalve, *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) into South America. The Veliger 38.

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

3.2.2. Especies exóticas acuáticas: Herramientas para la Prevención

Machado, A.; Rodríguez, M.; Brugnoli, E.

Oceanografía y Ecología Marina, Facultad de Ciencias, Universidad de la República

La problemática ambiental y económica ocasionada por las especies exóticas invasoras acuáticas (EEIA) ha generado el desarrollo de investigaciones y marcos normativos a escala nacional, regional e internacional para prevenir, reducir y gestionarlas (Brugnoli *et al.*, 2006; Nunes *et al.*, 2014; Brugnoli *et al.*, 2009). Para la gestión de las EEIA se destaca la necesidad de prevenir su ingreso mediante la identificación, regulación y supervisión de las principales vías de entrada (aguas de lastre, fouling o incrustaciones, acuarismo, cría de organismos acuáticos), así como poseer información almacenada en bases de datos que permita una rápida detección y análisis de riesgo frente a una nueva introducción (UICN 2000; Brugnoli *et al.* 2009). Una vez que el organismo exótico ingresa al sistema y es detectado, es necesario controlar su población, ya que la erradicación en ambientes acuáticos es sumamente difícil y costosa. Se describe la normativa internacional y nacional relacionada con la introducción involuntaria o accidental de las EEIA (aguas de lastre, fouling o incrustaciones).

Internacional

Con respecto a la normativa internacional relacionada con la prevención de EEIA, destaca el “Convenio Internacional para el Control y la Gestión del Agua de Lastre y los Sedimentos de los Buques” (Convenio BWM, 2004) adoptado por la Organización Marítima Internacional (OMI). Tiene como objetivo prevenir el ingreso de EEIA y evitar su propagación mediante normas y procedimientos para la gestión y control del agua de lastre y los sedimentos de los buques.

La reciente adhesión de Finlandia (2016), promovió la aprobación de esta medida en el corto plazo; con esta adhesión, la flota combinada del tratado

supone el 35.14% del tonelaje mundial, con 52 Partes contratantes, entrando en vigor el próximo 8 setiembre de 2017. En virtud de este Convenio, todos los buques en tráfico internacional deberán gestionar su agua de lastre y los sedimentos siguiendo determinadas normativa, de conformidad con un plan específico de gestión del agua de lastre. Además, tendrán que llevar a bordo un libro registro del agua de lastre y un certificado internacional de gestión del agua de lastre.

En cuanto al control de fouling o incrustaciones como mecanismo de prevención de EEIA, destaca el “Convenio Internacional para el Control de Sistemas Anti-incrustantes Perjudiciales en Buques” (Convenio AFS)(OMI, 2002). El mismo refiere a la prohibición del uso de pinturas anti-incrustantes conteniendo compuestos orgánicos con estaño (DBT y TBT) debido al daño detectado en la fauna marina (Evans *et al.*, 1995). Esta normativa entró en vigor en setiembre 2008, prohibiéndose globalmente la utilización de estos compuestos en los cascos de los barcos para evitar incrustaciones biológicas (OMI, 2007). A pesar de la existencia de esta normativa, no se identifica una normativa internacional relacionada con protocolos y programas para el manejo de las incrustaciones en buques y/o en puertos (ej.: programas con obligación de limpieza de cascos de barcos, rampas o diques secos y su posterior disponibilización de incrustaciones en tierra).

Nacional

En Uruguay existen normativas que promueven la prevención de ingreso de EEIA relacionadas con el control de las aguas de lastre y control de los sistemas anti-incrustantes, destacando dos recientes Disposiciones Marítimas (2005 y 2006). La Prefectura Nacional Naval mediante la Disposición Marítima N° 103 (2005), considera que el Convenio AFS “será aplicable a todos los buques bajo la matrícula nacional y a todos los buques de otras banderas que entren a puertos y astilleros de nuestro país”, y dispone que: “se aplicará, en forma experimental, provisoria y revocable a los buques de Bandera Nacional mayores de 10 TRB, con la excepción de los inscriptos en el Registro de Embarcaciones Deportivas, y a todos los buques de otras Banderas que entren a Diques y Astilleros nacionales”. De esta manera, el 5 de setiembre de 2012, la Cámara de Representantes del Poder Legislativo aprueba la Ley N° 18.971, estableciendo la aprobación del Convenio Internacional para el control de Sistemas Anti-incrustantes Perjudiciales en los Buques en nuestro país. Por otro lado, en las “Directrices para el control y la gestión del agua de lastre en los buques” (Disposición Marítima N° 109, 2006) se prevé, en los buques que ingresan a nuestras aguas jurisdiccionales, un control de las actividades

relacionadas con la gestión del agua en sus tanques de lastre. En este sentido, en el presente volumen (Nuñez, 2017), se sugiere la implementación en Uruguay de un programa para control y prevención del ingreso de EEIA mediante la realización de cursos para la toma de muestras de aguas de lastre, búsqueda de apoyo financiero en instituciones relacionadas con la temática (Públicas, compañías navieras) y realización de talleres de discusión. Por otro lado, relacionado con las incrustaciones, a pesar de existir las mencionadas normativas marítimas, no se identifican normativas relacionadas con medidas de manejo para organismos incrustantes en buques o puertos nacionales (ej.: programas con obligación de limpieza de cascos de barcos, rampas o diques secos y su posterior disponibilización de incrustaciones en tierra, programas de educación sobre el problema de las incrustaciones como vector de introducción de EEIA).

Consideraciones

A pesar de la existencia de herramientas legales internacionales, así como de importantes avances en la temática de EEIA en nuestro país, se identifican algunas dificultades para la implementación de planes de manejo y erradicación de las EEIA existentes en sistemas acuáticos de Uruguay:

- Ausencia de un organismo de gestión con competencias legalmente establecidas que centralice las acciones de prevención, control y erradicación de las especies exóticas invasoras (EEI).
- Actualización de la legislación actual ambiental, con la inclusión obligatoria de acciones de prevención, monitoreo y control de EEI para propuestas de desarrollo agropecuario, Estudio de Impacto Ambiental y construcciones infraestructuras marítimas.
- Ausencia de estatus legal a lista de EEI nacional y generación de herramientas (ej. listas negras, blanca y gris) para introducciones intencionales o control de EEI establecidas.
- Ausencia de implementación de acciones preventivas y control de ingreso de EEIA (aguas de lastre y fouling) y realización de planes de manejo para la disposición final de aguas de lastre y organismos incrustantes.
- Ausencia de financiamiento específico para la realización de acciones para prevención, manejo y control de EEI.

Referencias

Brugnoli, E.; Masciadri, S.; Muniz, P. 2009. Base de datos de especies exóticas e invasoras en Uruguay, un instrumento para la gestión ambiental y costera. ECOPLATA, Montevideo, 26pp.

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. 2006. Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya. Montevideo (eds.) 351-361 p. Vida Silvestre Uruguay.

OMI (International Maritime Organisation) 2004. Convenio Internacional para el Control y la Gestión del Agua de Lastre y los Sedimentos de los Buques.

http://anave.es/images/seguridad/omitexto_del_convenio_de_gestion_de_agua_de_lastre_2004_espaol-febrero_2004.pdf Convenio BWM 2004. (Acceso 30-10-2016).

Evans, S. M.; Leksono, T.; McKinnell, P. D. 1995. Tributyltin pollution: a diminishing problem following legislation limiting the use of TBT-based anti-fouling paints. Marine Pollution Bulletin, 30(1), 14-21.

Hewitt, C. & Campbell, M. 2007. Mechanisms for the prevention of marine bioinvasions for better biosecurity. Marine Pollution Bulletin, 55(7), 395-401

Nunes, A.; Katsanevakis, S.; Zenetos, A.; Cardoso, A. 2014. Gateways to alien invasions in the European seas. Aquatic Invasions, (9).

OMI (International Maritime Organization) 2002. Doc. AFS/CONF 26 (2001) International convention on the control of harmful antifouling systems on ships. International Maritime Organisation, London UK.

OMI (International Maritime Organization), 2007. AFS.1/Circ.14d28/9/2007, http://www.imo.org/blast/blastDataHelper.asp?data_id=20019&filename=14.pdf (Acceso 30-10-2016).

UICN 2000. Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species. International Union for the Conservation of Nature, Gland, Switzerland.

3.2.3. Manejo de especies acuáticas invasoras en agua de lastre

Núñez Buzó, L.

Dirección de Protección de Medio Ambiente-Prefectura Nacional Naval

Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras

Introducción

En Uruguay, las especies acuáticas invasoras (EAI) como *Limnoperma fortunei* (mejillón dorado), *Corbicula fluminea* (almeja asiática), *Rapana venosa*, *Ficopomatus enigmatus*, entre otras, representan una de las mayores amenazas para los ecosistemas marinos. El agua de lastre de las embarcaciones ha sido identificada como uno de los principales vectores de entrada de las EAI. Los efectos negativos en la introducción de EAI han sido devastadores en varias partes del mundo, causando impactos sobre los ecosistemas nativos así como impactos económicos, afectando sistemas de refrigeración de centrales hidroeléctricas así como la navegación, obstruyendo canales, compuertas y otras estructuras hidráulicas.

La Organización Marítima Internacional (OMI) estableció directrices a través de la Resolución A. 868 (20), 1997 para el control y la gestión del agua de lastre de los buques a fin de reducir el mínimo la transferencia de organismos acuáticos y agentes patógenos. La Prefectura Nacional Naval incorpora estos lineamientos en la Disposición Marítima No 109 Directrices para el control y la gestión de agua de lastre en los buques.

El objetivo de este trabajo es mejorar el control de EAI en agua de lastre a través del monitoreo, búsqueda de colaboración de Instituciones Nacionales e Internacionales y concientizar a ciudadanos, compañías navieras e Instituciones Nacionales sobre las EAI.

Plan de Acción-Metodología Propuesta:

Realizar curso de capacitación de toma de muestras de agua de lastre a bordo dictado por el GEF-UNDP-IMO Glo Ballast Partnerships Programme. Dicho curso permitirá capacitar y otorgar herramientas al personal que participa en los controles prescritos en la Disposición Marítima No 109. Entre otras destrezas, se encuentran previstos la realización de mediciones de salinidad, muestreo y análisis biológicos de aguas de lastre.

Búsqueda de sociedades y apoyo económico de Instituciones Nacionales e Internacionales para realizar la capacitación con especialistas internacionales así como herramientas para el análisis de muestras de agua de lastre, como ser salinómetros.

Resultados esperados:

1. Generar más conciencia en ciudadanos e Instituciones, compañías navieras sobre las EAI.
2. Mejorar el manejo y control de EAI en agua de lastre en Uruguay.
3. Workshops y reuniones cada 2 meses con las partes involucradas en el proyecto.

Conclusiones:

Uruguay debe mejorar en el manejo y control de EAI y revisar prácticas actuales de agua de lastre. Las EAI son un problema que involucra Instituciones Nacionales e Internacionales siendo indispensable la cooperación interinstitucional para mitigar al mismo.

3.2.4. Estado de la Invasión de la Rana Toro en Uruguay: Avances y Perspectivas

Lafer, G.⁽¹⁾; Gobel, N.⁽¹⁾; Soutullo, A.⁽¹⁻²⁾

(1) Área Biodiversidad y Conservación, Museo Nacional de Historia Natural, Ministerio de Educación y Cultura.

(2) Departamento de Ecología Teórica y Aplicada, Centro Universitario Regional Este – Universidad de la República.

La rana toro, *Lithobates catesbeianus* es un anfibio acuático originario de Norteamérica, que ha generado diversos focos de invasión a nivel global. Es un anuro de gran tamaño corporal, tanto en estado larval como adulto. Si bien es capaz de utilizar una amplia gama de sistemas dulceacuícolas como hábitat, prefiere los cuerpos de agua lenticos permanentes de tamaño pequeño o mediano, con vegetación emergente. Entre sus atributos, cabe destacar su elevada prolificidad, su tolerancia a altas densidades poblacionales y a diversas condiciones ambientales, su gran plasticidad y su dieta generalista (Kraus, 2010). Sus larvas se alimentan de una gran diversidad de algas, pequeños

invertebrados y huevos (Ruibal & Laufer, 2012) y el adulto de una amplia gama de presas animales, desde invertebrados hasta mamíferos y aves, actuando como depredadores tope (Werner *et al.* 1995; Silva *et al.* 2009; Quiroga *et al.* 2015). Estos atributos, podrían explicar su alta capacidad invasiva, afectando por depredación, competencia, introducción de enfermedades y/o alteración de hábitat a diferentes componentes comunitarios (Adams & Pearl 2007; Kraus, 2010).

En Uruguay la rana toro fue introducida en los años 80 bajo la promoción del Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca (a través de la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos) y la Universidad de República (a través del Instituto de Investigaciones Pesqueras de la Facultad de Veterinaria) y la inversión de una serie de productores privados, llegando al número aproximado de 19 granjas ranícolas (Mazzoni 2001; Carnevia 2008). Luego de una expansión de la producción, vino un rápido colapso, determinando que para principios de la primer década del 2000 la industria desapareciera en Uruguay, sin un control del destino final de los animales. En el año 2005, fue detectada la primer población en estado silvestre de *L. catesbeianus* en las proximidades de donde

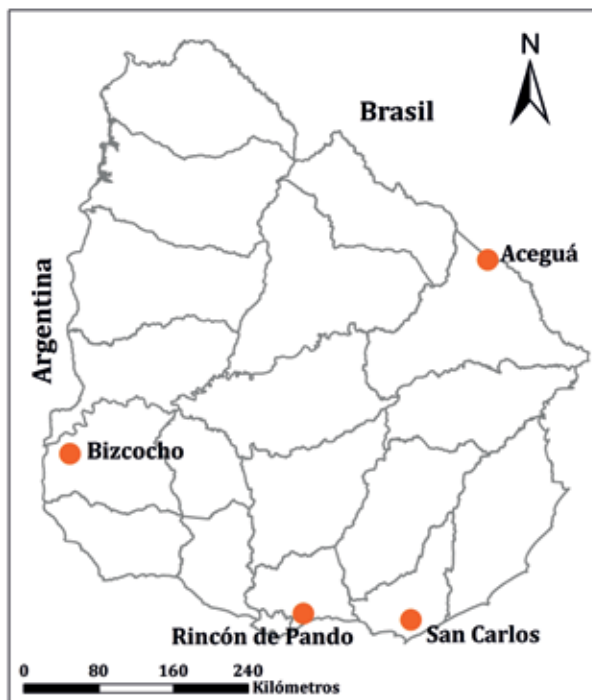


Figura 1. Localidades donde ha sido registrada la presencia de rana toro en estado silvestre en Uruguay.

funcionó una de esas granjas en Rincón de Pando, Canelones (Laufer *et al.*, 2008). Posteriormente, en el marco del Proyecto Invasiones Acuáticas de la Sección Zoología de Vertebrados de la Facultad de Ciencias de la Universidad de la República, se reportó la presencia de dos nuevas poblaciones en las localidades de Paraje Bizcocho, Soriano y Aceguá, Cerro Largo en el año 2007 (Laufer *et al.*, 2009a). Recientemente, Lombardo *et al.*, (2016) reportaron una nueva población en el departamento de Maldonado.



Figura 2. Trabajo de campo en las localidades invadidas por rana toro. A-muestreo con redes de las comunidades acuáticas. B-muestras de un arrastre de larvas de rana toro. C-ejemplar de rana toro juvenil. D-actividades de difusión en la radio comunitaria FM 90.3 de la localidad de Aceguá, Cerro Largo.

Desde esa fecha hasta el presente se mantiene un monitoreo de todos los sitios donde se registró la presencia de rana toro en estado silvestre (Fig. 1), lo que incluye las localidades de Rincón de Pando, Aceguá, Paraje Bizcocho y San Carlos (Laufer *et al.*, 2008; Laufer *et al.*, 2009; Lombardo *et al.*, 2016). Este monitoreo llevado a cabo por investigadores del Área Biodiversidad y Conservación del Museo Nacional de Historia Natural (MNHN), consiste en el muestreo anual de los cuerpos de agua relevando tanto las poblaciones de rana toro como sus efectos sobre las comunidades nativas (anfibios, peces, invertebrados). En este marco, se vienen realizando varias tesinas de

grado y posgrado, proyectos de investigación y conservación y difusión de la problemática ambiental de esta invasión para los pobladores locales (e.g. Laufer *et al.* 2008; Laufer *et al.*, 2009b; Ruibal & Laufer 2012; Gobel *et al.*, 2013; Gobel 2014; Cortizas 2015; Fig. 2).

La población que se detectó en 2005 en Rincón de Pando se restringía a dos cuerpos de agua y la de Bizcocho en 2007 a tres cuerpos de agua; ambas poblaciones desaparecieron rápidamente en los siguientes años y desde entonces no han vuelto a ser registradas. La población de Aceguá se detectó en 2007 con seis charcos invadidos y a la fecha se encuentra en expansión alcanzando 23 cuerpos de agua en el año 2015. Esta situación resulta comprometida y de mantenerse el actual ritmo de expansión, en 2020 se podría duplicar el número de cuerpos de agua invadidos. En la localidad de San Carlos, Lombardo y colaboradores (2016) reportaron la presencia de un cuerpo de agua invadido en el año 2015; luego en ese sitio el equipo del MNHN encuentra que se trataba de una población mucho mayor ocupando seis cuerpos de agua (Fig. 3).

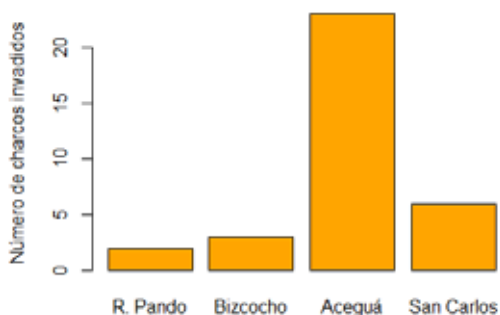


Figura 3. Número máximo de cuerpos de agua invadidos por la rana toro, registrados por localidad hasta el 2015. Este valor corresponde a 2005 para Rincón de Pando, 2007 para Paraje Bizcocho y 2015 para Aceguá y San Carlos.

En el año 2010 el Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras (CEEI) sistematiza las principales líneas de acción que Uruguay debería desarrollar para gestionar las especies exóticas invasoras, entre las cuales se destaca a la rana toro por su potencial invasor y los impactos que puede tener sobre las comunidades nativas (Aber & Ferrari 2010). Posteriormente en el año 2012, un análisis de riesgo destaca a la rana toro como uno de los vertebrados exóticos más peligrosos y de mayor potencial de control, por lo que el CEEI establece prioritario su erradicación (Aber *et al.*, 2012). La prioridad

planteada por el CEEI se refuerza considerando la abundante evidencia a nivel global de los efectos negativos de esta especie y los resultados de los estudios llevados a cabo en nuestro país. Estos, evidencian que la rana toro estructura fuertemente las comunidades que invade, afectado notablemente a la diversidad de anfibios nativos (Laufer *et al.*, 2008; Ruibal & Laufer 2012; Gobel 2014; Cortizas 2015). Más allá de la fuerte evidencia de su peligrosidad, del estado temprano de la invasión y de la prioridad de control para Uruguay, hasta el momento no se han llevado a cabo acciones concretas en el terreno de control de sus poblaciones asilvestradas.

Aprovechar esta oportunidad única de control y erradicación de una invasión incipiente sería acercarse a una de las principales metas a nivel global y de la Estrategia Nacional para la Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica (Aber *et al.*, 2012; MVOTMA 2016). El no responder a esta invasión, a pesar de la información detallada de su distribución y recomendaciones de manejo, resulta en una decisión que a la larga le será muy costosa al país en términos de biodiversidad, especialmente de anuros nativos, uno de los grupos más amenazados a nivel global (Collins *et al.*, 2009). Las invasiones detectadas tempranamente deben tener una pronta respuesta, ya que son una oportunidad única de generar grandes logros en conservación con costos relativamente reducidos (Simberloff 2003; Lockwood *et al.*, 2006).

Para poder proceder al control de la rana toro en Uruguay se hace necesario la ejecución de acciones rápidas con fuerza bruta en el terreno. Dichas acciones deben asegurar la remoción de las ranas toros y evitar su dispersión. Las acciones recomendadas para la erradicación deben incluir colecta manual, pesca con señuelos o incluso caza con rifle, la remoción de las masas flotantes de huevos y la pesca masiva por finas redes de arrastre de larvas y juveniles. Dada la peligrosidad de esta especie y su rol como vector de enfermedades, los individuos removidos deben ser sacrificados y nunca trasladados vivos. Una alternativa complementaria que asegura la remoción de un número importante de ejemplares es el secado de los cuerpos de agua o el control con medios químicos. La peligrosidad de esta invasión justifica la aplicación restringida de estas medidas. Para evitar la dispersión de individuos durante el procedimiento de erradicación se recomienda cercar los cuerpos de agua mediante tejidos que incluyan trampas de caída de gran tamaño.

Para lograr un control efectivo es necesario involucrar a los diferentes actores en un trabajo conjunto; esto incluye desde las autoridades responsables de su introducción al país, las autoridades de medio ambiente, los investigadores y la mano de obra y maquinaria local. Dado que los cuerpos de agua invadidos se localizan dentro de predios privados, las medidas a tomar deben contemplar que estos son utilizados como tajamares o reservorios de agua de

uso agropecuario. Dado que la erradicación implica el aislamiento y secado de dichos cuerpos de agua, se deben brindar soluciones alternativas a los propietarios de los predios, que los utilizan como reservorios.

La posibilidad de alcanzar el éxito con estas medidas es alentadora. Kraus (2009) revisa casos de manejo, encontrando que una erradicación exitosa es viable para poblaciones de escala similar a las que tenemos actualmente en Uruguay. Además, en años recientes se está avanzando en la investigación de nuevos métodos para el control de esta especie que resulta un problema a nivel global (e.g. Govindarajulu *et al.*, 2005; Adams & Pearl 2007; Louette *et al.*, 2013). Como parte de la erradicación planteada, se recomienda restaurar los sistemas invadidos, logrando recomponer la biodiversidad y el ensamble de anuros nativos de cada región.

Las acciones de manejo deben estar acompañadas del mantenimiento de un monitoreo de las poblaciones de rana toro y de la eficacia de las medidas implementadas. Además, considerando que aún se mantiene el peligro potencial de la aparición de nuevas poblaciones en los sitios donde funcionaron los criaderos, en sitios desconocidos donde se hayan transportado individuos y por el avance del frente de invasión de los países vecinos (especialmente Brasil) debe ampliarse este monitoreo y generarse un sistema de alerta temprana y respuesta rápida.

El caso de la rana toro en Uruguay, tiene todo el potencial de ser un transformador de los diagnósticos y planes en papel a la acción en el terreno, con importantes logros alcanzables. Lograr estos objetivos, no solo generará un ahorro sustancial económico a futuro, sino que marcarán un cambio de enfoque y una respuesta al error de haber introducido una especie ya conocida como peligrosa y cuyo negocio estaba condenado al fracaso. Una respuesta responsable a este problema ambiental por parte de los diferentes actores involucrados generará además una conciencia del riesgo de otras introducciones y las implicancias ambientales en la toma de decisiones.

Agradecimientos

Agradecemos por el apoyo de la ANII en proyectos de iniciación, becas de posgrado de GL y NG y el SNI para GL y AS. Otros proyectos llevados relacionados cuentan con el apoyo de PAIE-CSIC, Chester Zoo Seed Grant del Grupo de Especialista de Anfibios de UICN y a Rufford Foundation. Además agradecemos a las autoridades locales, propietarios de los predios y a los medios de comunicación local.

Referencias

- Aber, A. & Ferrari, G. 2010. Lineamientos para la gestión nacional de especies exóticas invasoras. UNESCO
- Aber, A.; Ferrari, G.; Porcile, J.F.; *et al* 2012. Identificación de prioridades para la gestión nacional de las especies exóticas invasoras. UNESCO
- Adams, M. & Pearl, C. 2007. Problems and opportunities managing invasive Bullfrogs: is there any hope? In: Gherardi F (ed) Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats. Springer Netherlands, pp 679–693
- Carnevia, D. 2008. Análisis de las oportunidades de cultivo de especies acuáticas en Uruguay.
- Collins, J.P. & Crump, M.L.; Lovejoy III 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*).
- Gobel, N. 2014. Efectos Comunitarios de la Invasión de Rana Toro *Lithobates catesbeianus* en Aceguá, Cerro Largo. Universidad de la República
- Gobel, N.; Cortizas, S.; Mautone, J.M.; *et al* 2013. Predation of *Pseudis minuta* Günther 1858, by *Lethocerus annulipes* (Heteroptera: Belostomatidae). *Cuad Herpetol* 27:0–0.
- Govindarajulu, P.; Altwegg, R.; Anholt, B.R. 2005. Matrix model investigation of invasive species control: bullfrogs on Vancouver Island. *Ecol Appl* 15:2161–2170.
- Kraus, F. 2009. Alien reptiles and amphibians: a scientific compendium and analysis. Springer Verlag
- Kraus, F. 2010. Global trends in alien reptiles and amphibians. *Aliens Invasive Species Bull* 13.
- Laufer, G.; Arim, M.; Loureiro, M. 2009a. Informe de dos nuevas poblaciones invasoras de Rana Toro en Uruguay. Montevideo
- Laufer, G.; Canavero, A.; Núñez, D.; Maneyro, R. 2008. Bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) invasion in Uruguay. *Biol Invasions* 10:1183–1189. doi: 10.1007/s10530-007-9178-x
- Laufer, G.; Piñeiro-Guerra, J.M.; Pereira-Garbero, R. *et al* 2009b. Distribution extension of *Scinax arromothyella* (*Anura, Hylidae*). *Biota Neotropica* 9:275–277.
- Lockwood, J.; Hoopes, M.; Marchetti, M. 2006. *Invasion Ecology*, 1st edn. Wiley-Blackwell
- 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 Urug* 25:61–65.
- Louette, G.; Devisscher, S.; Adriaens, T. 2013. Control of invasive American bullfrog *Lithobates catesbeianus* in small shallow water bodies. *Eur J Wildl Res* 59:105–114.
- Mazzoni, R. 2001. Ranicultura. Manual Básico para Inversores.
- MVOTMA 2016. Estrategia Nacional para la Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica del Uruguay 2016 - 2020. DINAMA, PNUD GEF URU/12/G31, Montevideo

Quiroga, L.B.; Moreno, M.D.; Cataldo, A.A.; *et al* 2015. Diet composition of an invasive population of *Lithobates catesbeianus* (American Bullfrog) from Argentina. J Nat Hist 49:1703–1716. doi: 10.1080/00222933.2015.1005711

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. doi: 10.1163/15685381-00002838

Silva, E.T.D.; Reis, E.P.D.; Feio, R.N.; Filho, O.P.R. 2009 Diet of the Invasive Frog *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802)(Anura: Ranidae) in Viççosa, Minas Gerais State, Brazil. South Am J Herpetol 4:286–294.

Simberloff, D. 2003. Eradication-preventing invasions at the outset. Weed Sci 51:247–253.

Werner, E.E.; Wellborn, G.A.; McPeck, M.A. 1995. Diet composition in postmetamorphic bullfrogs and green frogs: implications for interspecific predation and competition. J Herpetol 600–607.

3.2.5. Especies de peces exóticas en Uruguay: presencia y recomendaciones para la gestión

Teixeira de Mello, F.

Departamento de Ecología y Gestión Ambiental, CURE, Universidad de la República

A nivel mundial las especies de peces exóticas invasoras representan una problemática bien documentada, con claros efectos en la pérdida de especies nativas causando problemas en el funcionamiento de los ecosistemas y con severos costos económicos. La principal causa de la introducción de estas especies suele ser la introducción para la pesca deportiva como es el caso de diversas especies de salmonidos (géneros *Salmo* y *Oncorhynchus*), para la acuicultura como ser el caso de las Tilapias (géneros *Oreochromis* y *Sarotherodon*) y diversas especies de Carpas (Cypriniformes), o para el control biológico (*Gambusia affinis*). Las especies *Salmo trutta*, *Cyprinus carpio*, *Micropterus salmoides*, *Oreochromis mossambicus*, *Lates niloticus*, *Oncorhynchus mykiss*, *Clarias batrachus* y *Gambusia affinis* han sido clasificadas dentro de las 100 especies invasivas más perjudiciales del mundo (Lowe *et al.*, 2004).

Nuestra región no escapa a la introducción de especies exóticas de otros continentes o translocación de especies entre cuencas cercanas. En Argentina se han citado un total de 21 especies de peces introducidas (Lopez 2001), correspondiendo el primer registro a *Cyprinus carpio*, aparentemente introducida en el siglo XIX en la provincia de Entre Ríos (Baigun & Quiros 1985).

En el caso particular de Uruguay *Cyprinus carpio* es la especie exótica con mayor distribución y abundancia en el Río de la Plata interior, probablemente su origen se deba a la expansión poblacional desde Argentina. A pesar de sus características invasoras bien documentadas, lamentablemente en Uruguay hasta hace pocos años se promovía la acuicultura con esta especie y en casos puntuales se sigue recomendando la utilización de la carpa herbívora (*Ctenopharyngodon idellus*) para el control de la vegetación acuática principalmente en lagos y tajamares. *Cyprinus carpio* actualmente puede encontrarse en diferentes sistemas como el Río Uruguay, Río Cuareim, Río Negro, Laguna Merín entre otros. Otras especies exóticas presentes en nuestro país introducidas con fines de producción en acuicultura, son cuatro especies de esturión (*Acipences baeri*, *A. ruthenus*, *A. gueldenstaedtii*, y *A. naccarii*) y la Tilapia (*Oreochromis niloticus*).

En el caso de los esturiones, se han registrado escapes de individuos de *A. baeri* ubicados en jaulas flotantes en el embalse del Rincón del Bonete (Río Negro). Aún no existen estudios del número de individuos presentes en nuestros ríos ni de sus posibles efectos en el ambiente, sin embargo existen capturas por parte de pescadores artesanales o colecta científica. Previo al 2002 se reporta la presencia de la especie en el Río de la Plata frente a Buenos Aires de un ejemplar de 3.5 kg con un origen probable de los cultivos existentes en Uruguay (Vigliano & Darrigran, 2002). Recientemente el pescador Carlos Miguéle capturó un ejemplar de unos 80 cm y 2.7 kg posiblemente perteneciente a la especie *Acipences baeri*, en los Esteros de Farrapos en la Laguna del Burro (Isla del Burro). Las capturas de esta especie también son frecuentes por parte de pescadores en San Gregorio (embalse de Rincón de Bonete). Si bien esta especie no tiene antecedentes de ser una especie invasora no se puede predecir que no pueda ocurrir una explosión demográfica. La Tilapia no se ha registrado en nuestros cuerpos de agua, sin embargo, su potencial escape representa un gran riesgo, ya que ha ocasionado notoria disminución de diversidad de peces y degradación de hábitats en varias zonas de Sudamérica donde ha escapado (e.g. Nirchio & Pérez 2002; Canonico *et al.*, 2005). En 2014 según en un video distribuido en las redes sociales (youtube), el pescador Aliberti Caravallo pescó un ejemplar adulto de gran tamaño de la carpa cabezona (*Hypophthalmichthys nobilis*) en aguas del Río Negro cerca de Paso de los Toros. No pudiendo descartarse la presencia de más individuos en la naturaleza. La presencia de esta especie podría deberse a algún ingreso ilegal a nuestro país. Su origen no pudo ser desde el río de la Plata, aunque se encuentre presente en la Laguna Merin, (García *et al.*, 2004) debido a las represas presentes en el Río Negro (las que no presentan escalas de peces). En Uruguay otras especies han sido introducidas con fines ornamentales, tanto especies de aguas templadas-frías como peces de aguas tropicales, así mismo se ha introducido *Pimephales promelas* y *Danio rerio* con fines científicos (LATU y UdelaR, respectivamente).

Recomendaciones para la gestión

La prevención y el análisis de riesgo son dos componentes fundamentales a la hora de generar recomendaciones para la gestión. Uruguay en el contexto regional goza de la presencia de un número muy reducido de especies de peces exóticas. La presencia de *Cyprinus carpio* probablemente como causa de su expansión poblacional por el Río de la Plata, sin embargo otras como los esturiones deben su presencia en el ambiente por introducción autorizada en nuestro país (MGAP-DINARA) principalmente para la producción de caviar. En el caso de nuestro país la baja presencia de especies exóticas nos plantea la responsabilidad de no continuar con introducciones ya que muy probablemente tengamos que gestionar la llegada de especies ya presentes en la región. Resulta imprescindible la aplicación de medidas con el fin de reducir o eliminar las introducciones de especies o de prevenir su establecimiento. La forma más eficiente y menos costosa de abordar la problemática de las especies invasoras es en primer instancia evitar su introducción. En general resulta muy difícil su detección en los estados iniciales de la introducción, siendo su erradicación y control muy complejos y de elevados costos, en comparación a la prevención que resulta más rentable y menos perjudicial para el ambiente. A nivel país sería importante aplicar el enfoque precautorio, considerando a cada especie exótica como potencialmente invasora, además las estrategias de prevención deberían estar apoyadas por una legislación apropiada, políticas y recursos, incluyendo mano de obra especializada, infraestructura y fondos. Lamentablemente en Uruguay a pesar de los riesgos conocidos de la introducción de especies no existe una política clara de prevención, ni siquiera en casos tan conocidos por su potencial invasor como fue el caso de la Tilapia. Es por ello que el público en general, la academia, los gestores y tomadores de decisiones deberían estar conscientes de las amenazas que representan las especies exóticas invasoras, y de esta manera trabajar en conjunto para evitar más introducciones y enfocarse en el desarrollo de medidas de control de las mismas.

En Uruguay se necesita respaldar y fomentar estudios tendientes al monitoreo de las especies exóticas que se encuentran en la naturaleza, para comprender su dinámica poblacional así como características de su alimentación para determinar posibles solapamientos de nicho con especies nativas. La generación de tal información permitirá realizar para cada especie una evaluación de riesgo lo que permitiría estimar el riesgo de que una vez que la especie haya sido introducida, pueda establecerse y propagarse así como tener impactos negativos.

Uruguay cuenta con una rica fauna de especies de peces nativas de agua dulce (ca. 250) muchas de ellas con potencial para la acuicultura como ha

quedado expresado en el documento que realiza una síntesis sobre el estado del conocimiento de los peces de agua dulce de América del Sur, cuyos atributos biológicos y de mercado han incentivado esfuerzos para su cría (Flores-Nava & Brown, 2010). Considerando estos antecedentes, en nuestro país no es recomendable ingresar nuevas especies de peces exóticos, y en contraposición sería deseable promover el desarrollo de la acuicultura con especies nativas.

Los costos para la eliminación de especies exóticas invasoras cuesta anualmente millones de dólares alrededor del mundo, el éxito en la erradicación de una especie exótica invasora depende de la disponibilidad de recursos y difícilmente se concreta con éxito. Un país como Uruguay no tiene posibilidades de realizar inversiones de esta magnitud, por lo que la mejor estrategia es la prevención basada en el principio precautorio sumado al análisis de riesgo a futuras introducciones.

Referencias

- Baigun, R.M.; Quiros, R. 1985. Introducción de peces exóticos en la República Argentina. Departamento de Aguas Continentales. INIDEP, mar del Plata, Argentina. Informe Técnico 2Ñ 90 pp.
- Canonico, G.C.; Arthington, A.; Mc. Crary, J.K.; Thieme, M.L. 2005. The effects of introduced tilapias on native biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15, 463-483.
- Flores-Nava, A. & Brown, A. 2010. Peces nativos de agua dulce de America del Sur de interes para la acuicultura: una sintesis del estado de desarrollo tecnologico de su cultivo. FAO.
- Garcia, A. M.; Loebmann, D.; Vieira, J. P.; Bemvenuti, M. A. 2004. First records of introduced carps (Teleostei, Cyprinidae) in the natural habitats of Mirim and Patos Lagoon estuary, Rio Grande do Sul, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(1), 157-159.
- Lopez, H.L. 2001. Estudio y uso sustentable de la biota austral: ictiofauna continental Argentina. *Rev. Cubana Inv. Pesq. (Supl. Especial, versión electrónica.)*
- Lowe, S.; Browne, M.; Boudjelas, S.; De Poorter, M. 2004. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 12pp.
- Nirchio, M. & Pérez, J.E. 2002. Riesgos del cultivo de tilapias en Venezuela. *INCI*, 27, 39-44.
- Vigliano, P. H., & Darrigran, G. 2002. Argentina's freshwater systems: aliens in wonderland. In *Proceedings of the 11th international conference on aquatic invasive species*. Professional Edge, Pembroke, Ontario, Canada. Available: www.malacologia.com.ar/.(September 2007) (pp. 25-44).

4. CONSIDERACIONES Y RECOMENDACIONES FINALES DEL PANEL TÉCNICO ASISTENTE

Durante el Simposio de “Ecología, Control y Manejo de Especies Exóticas e Invasoras en Uruguay, del Diagnóstico a la Acción” existió consenso entre los investigadores y gestores, en cuanto a la falta de acciones concretas en el terreno para el combate y prevención de las invasiones biológicas en Uruguay. Las diferentes ponencias enfatizaron el desbalance entre la investigación y el manejo en nuestro país en EEI. A partir de esto, en la sesión final del simposio, los técnicos asistentes plantearon una serie de debilidades en el tratamiento de la temática de EEI en el país, propusieron recomendaciones técnicas y herramientas de monitoreo que entienden promoverán una mejoría en la gestión de las EEI en Uruguay. Las debilidades detectadas están mayormente relacionadas a aspectos conceptuales y básicos en el manejo de las EEI (Tabla 1). Probablemente esto se encuentre relacionado con la ausencia de una estrategia concreta de gestión de EEI en Uruguay, pero no es menos importante la problemática de las capacidades técnicas y la falta de iniciativa de las autoridades competentes.

En resumen, se observó en el simposio una madurez del tema EEI en el aspecto académico en Uruguay, que debería ser acompasado por un inicio de acciones de gestión por los organismos competentes reflejándose en acciones concretas de manejo, control, prevención, erradicación y/o normativas sobre EEI. El consenso está en que deberíamos pasar del diagnóstico a la acción. Para esto se cuenta con un importante apoyo de la academia y con la intención de las autoridades, expresada en la Estrategia Nacional de Biodiversidad. El no actuar ante esta problemática, es también una decisión política, con importantes consecuencias negativas. Solo resta ponerse a trabajar en el terreno, entendiendo que las EEI son un problema real global que el país debe afrontar con acciones concretas adecuadas a la realidad local.

Tabla 1. Debilidades y recomendaciones identificadas durante el Simposio.

Debilidades

- Necesidad de apoyo técnico a DINAMA para fortalecer los recursos humanos vinculados con la temática de EEI.
- Ausencia de vínculos entre los técnicos que trabajan en EEI y los tomadores de decisión (alcaldías, legisladores, gestores organismos públicos).
- Inoperancia en el tema de gestión de EEI y su investigación, como un tema prioritario para la conservación de la biodiversidad en Uruguay.
- Ausencia de medidas concretas por los actores en la gestión de EEI, principalmente por descreimiento. Se percibe que se trabaja en el tema únicamente por la necesidad de cumplir con normativa y convenciones internacionales.
- El desarrollo de los trabajos o investigaciones y/o las acciones de gestión en EEI se realiza a velocidades muy diferentes y no acordes a la problemática.
- Ausencia de acciones de transferencia de resultados de investigación en acciones de gestión.
- Se identifica la necesidad de realizar estudios interdisciplinarios.
- Ausencia de sistemas de detección temprana y acción rápida en EEI.

Recomendaciones

- La “Estrategia Nacional para el Uso y Conservación...” (DINAMA 2016), debería acompañar el control y combate de EEI, solapando con el uso sustentable y productivo de las mismas.
- Definir, identificar y cuantificar indicadores que permitan evaluar y monitorear el cumplimiento de los objetivos de la “Estrategia Nacional para el Uso...”
- En proyectos de investigación relacionados con las EEI, promover la divulgación de la temática.
- Fomentar y gestionar la asignación de fondos compartidos de investigación-gestión en diferentes fuentes de financiamiento público (ej.: CSIC, ANII) o privado (empresas privadas y/o públicas).

LISTADO DE SIGLAS UTILIZADAS EN LOS TEXTOS

ANII	Agencia Nacional de Investigación e Innivación
AP	Áreas Protegidas
CEEI	Comité de Especies Exóticas Invasoras
CSIC	Comité Sectorial de Investigación Científica
DINAMA	Dirección Nacional de Medio Ambiente
DINARA	Dirección Nacional de Recursos Acuáticos
EAI	Especies Acuáticas Invasoras
EEI	Especies Exóticas Invasoras
EEM	Evaluación Ecosistémica del Milenio
GEF	Global Environment Facility
IMO	International Maritime Organization
IUCN	International Union for Conservation of Nature
MGAP	Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca
MNHN	Museo Nacional de Historia Natural
MVOTMA	Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente
OMI	Organización Marítima Internacional
PAIE	Programa de Apoyo a la Investigación Estudiantil
SNAP	Sistema Nacional de Áreas Protegidas
UNDP	United Nation Development Programme
UTM	Universal Transverse Mercator

Instituciones integrantes del Comité de Especies Exóticas Invasoras:

