



El Colegio de la Frontera Sur
Université de Sherbrooke

**IMPACTO DEL USO DE HERBICIDAS PARA EL CONTROL DE PLANTAS
INVASORAS EN LOS CUERPOS DE AGUA DULCES Y MARINOS.**

TESINA

Presentada como requisito parcial para optar al grado de
Maestría Profesionalizante en Ecología Internacional

Por

Mara del Carmen López Rincón

2018.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco infinitamente a Pierre-Luc Simard. Por la edición en francés, por el amor, el apoyo y la manera en la que te involucraste y comprometiste en el proyecto, este esfuerzo no solo es mío, también es tuyo, siéntete orgulloso del resultado.

A ECOSUR y a la Université de Sherbrooke, por haberme aceptado aunque al principio con muchas reservas debido a mi formación de base. Pero sobre todo, agradezco a Nuria Torrescano Valle y a las personas involucradas por haber creído en mí y por haberme defendido y luchado por mi estancia en esta maestría.

A CONACYT por el apoyo económico, gracias.

A la doctora Teresa Álvarez, mil gracias por haberme aceptado como estudiante a su cargo aunque haya sido a destiempo, por haberme acogido y guiado a pesar de que no fue mi tutora desde el principio, no olvidaré jamás el hecho de que haya ayudado enormemente al rescate de mi proyecto que estaba en un principio hecho un desastre y al final obtuvimos un trabajo muy bonito.

A Nature Cantons de l'Est, pero sobre todo a Sarah, Orélie, Styven y Mathieu por todo el apoyo que me brindaron. A Patrice, porque has sido el mejor profesor que he tenido en la vida.

A Yazmín. Gordis, aunque no hayas podido terminar por circunstancias y personas injustas y situaciones fuera de nuestras manos, esta va por ti amiga querida. El futuro te depara cosas mejores, porque a la gente buena siempre le va bien.

A mi familia por el apoyo de toda la vida, los quiero mucho.

RESUMEN

Las invasiones biológicas, a pesar de ser recientemente reconocidas como una problemática ecológica importante, han existido desde la migración constante de los seres humanos, en especial la introducción de plantas exóticas que fueron consecuencia del descubrimiento de la agricultura y el trance al sedentarismo. La introducción de plantas se hizo más frecuente con el crecimiento poblacional, la evolución de los medios de transporte y el desarrollo de actividades como la horticultura. El problema con las introducciones de plantas son las especies que se naturalizan y se convierten en invasoras, haciendo competencia con las plantas autóctonas lo cual provoca, en algunos casos, su extinción y con ello la modificación y el equilibrio del paisaje. Diversas alternativas han sido aplicadas para el control de estas invasiones, siendo los métodos de control con herbicidas los más frecuentes debido a su bajo costo en dinero, tiempo y recursos humanos. Los herbicidas sin embargo, debido a su toxicidad, han provocado la problemática de la contaminación del suelo, el aire y el agua siendo este último uno de los ambientes más afectados por esta contaminación. El texto a continuación describe características de estas sustancias de acuerdo con su modo de acción, además se enuncian ejemplos de invasiones en las que los herbicidas fueron utilizados para su control. En este texto también se mencionan y comparan los efectos de estos tratamientos de control en cuerpos de agua dulce y de agua salada alrededor del mundo, cerca de los cuales fueron tratadas invasiones de plantas con herbicidas y cuya aplicación (según estudios consultados en este trabajo), impactó negativamente en peces, algas, sedimentos y el agua misma. Los cuerpos de agua dulce discutidos en este texto son: el lago de Banyoles en la región de

Cataluña, el río Luján en Buenos Aires Argentina, los humedales Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay en Uruguay y el río San Lorenzo en Quebec Canadá; los cuerpos de agua salada discutidos son: la Gran Barrera Arrecifal en Queensland Australia, el mar gallego de La Coruña en España y el mar de Costa Rica. Ambos grupos presentaron más similitudes que diferencias en cuestión de impacto ambiental por uso de herbicidas.

Palabras clave: Herbicidas, cuerpos de agua, plantas exóticas, plantas invasoras, métodos de control.

RÉSUMÉ

Les invasions biologiques, en dépit d'être récemment reconnu comme un important problème écologique, existent depuis la migration constante des êtres humains, en particulier depuis l'introduction de plantes exotiques, résultat du développement de l'agriculture et la transition vers un mode de vie sédentaire. L'introduction des plantes est devenue plus fréquente avec la croissance démographique, l'évolution des moyens de transport et le développement d'activités telles que l'horticulture. Le problème avec l'introduction de plantes réside dans le fait que des espèces exotiques se naturalisent et deviennent envahissantes, créant une forte compétition avec les plantes indigènes, dans certains cas provoquant leur extinction et modifiant ainsi le paysage et l'équilibre naturel des milieux concernés. Plusieurs alternatives ont été appliquées afin de contrôler ces invasions. Les méthodes de lutte les plus fréquentes impliquent l'utilisation d'herbicides en raison de leur faible coût en argent, en temps et en ressources humaines. Les herbicides, cependant, en raison de leur toxicité, ont contaminé les sols,

l'air et l'eau, ce dernier étant le milieu le plus affecté par cette contamination. Le présent texte décrit ces substances selon leur mode d'action et des exemples de situations dans lesquelles les herbicides ont été utilisés comme méthode de contrôle. Nous allons également comparer les effets de l'utilisation d'herbicides utilisés comme méthode de contrôle dans diverses masses d'eau (douce et salée) situées Nous allons également étudier en détail des cas réels d'utilisation d'herbicides comme méthodes de contrôle d'invasion de plantes en milieu aquatique. Plus précisément, nous allons nous concentrer sur les effets négatifs de l'utilisation des herbicides sur la faune et la flore marine et les sédiments. Les corps d'eau douce discutés sont le lac Banyoles en Espagne, la rivière Lujan en Argentine, les milieux humides protégés « *Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay* » en Uruguay et le fleuve Saint Laurent au Québec Canada; les corps d'eau salée discutés ici sont la Grande Barrière de corail à Queensland en Australie, la mer de La Corogne en Espagne et la mer de Costa Rica.

Mots clés : Herbicides, corps d'eau, plantes exotiques, plantes envahissantes, méthodes de contrôle.

INDICE

AGRADECIMIENTOS.....	ii
RESUMEN.....	iii
RÉSUMÉ	iv
INDICE DE FIGURAS.....	viii
GLOSARIO	x
ABREVIACIONES Y ACRÓNIMOS.....	xiii
INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVOS.....	4
1 LAS ESPECIES VEGETALES INVASORAS Y EL USO DE HERBICIDAS.....	5
1.1. Métodos de control químicos de plantas invasoras.....	5
1.1.1 Uso de herbicidas en especies invasoras.	5
1.1.2 Formulación.....	5
1.1.3 Mecanismo de acción de un herbicida.....	8
1.2 Principales grupos de Herbicidas	10
1.2.1 Desviadores de fotosistema	10
1.2.2 Inhibidores de fotosistema	13
1.2.3 Inhibidores de síntesis de clorofila.....	17
1.2.4 Inhibidores de síntesis de carotenoides	19
1.2.5 Inhibidores de la biosíntesis de lípidos	20
1.2.6 Inhibidores de la división celular	23
1.2.7 Auxinas.....	24
1.2.8 Inhibidores de la síntesis de glutamina.	25
1.2.9 Inhibidores de aminoácidos	26
2 HERBICIDAS MÁS USADOS: CARACTERÍSTICAS.....	31
2.1 Glifosato	31
2.1.1 Características	32
2.1.2 Casos de invasión tratados con glifosato.....	33
2.2 Glufosinato.....	37
2.2.1 Características.....	38
2.2.2 Casos de invasión tratados con glufosinato	38
2.3 Triclopir	43

2.3.1.	Características	44
2.3.2.	Casos de invasión tratados.....	44
2.4	Atrazina	47
2.4.1	Características	48
2.4.2.	Casos de invasión tratados con atrazina.	48
3	Impacto de los herbicidas en ambientes marinos: casos documentados.	51
3.1	Queensland: La Gran Barrera Arrecifal Australiana	51
3.2.	El mar de la Coruña.....	56
3.3.	El mar de Costa Rica.....	62
4	Impacto de los herbicidas en cuerpos de agua dulce: casos documentados.....	67
4.1	Lago Banyoles, España.	67
4.2	Río Luján Argentina	70
Tabla 1.	División de la RNO según Haene y Pereira (2003).	72
4.3	Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay	76
4.4.	Río San Lorenzo, Quebec Canadá	80
5	COMPARACION DE IMPACTO DE HERBICIDAS EN CUERPOS DE AGUA DULCE Y AMBIENTES MARINOS.....	87
5.1	Discusión de los casos presentados.....	87
5.2	Uso de los herbicidas: efectos secundarios del control de especies vegetales invasoras.	92
5.3	Otras opciones de control de especies invasoras.....	94
CONCLUSION	97
REFERENCIAS	100
Libros consultados	100
PÁGINAS GUBERNAMENTALES Y PAGINAS WEB	101
ARTICULOS CIENTÍFICOS DE REFERENCIA:	106

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Gráfico que ilustra la “desviación” del flujo de electrones por acción del paraquat	12
Figura 2. Reacción de Hill Normal.	13
Figura 3. Impedimento del paso de electrones por acción de la Atrazina.....	14
Figura 4. Ilustración del proceso de biosíntesis de clorofila.....	18
Figura 5. Senda del isoprenoide	20
Figura 6. Proceso de síntesis de lípidos	21
Figura 7. estructuras del herbicida auxínico 2,4-D y de la auxina natural.....	25
Figura 8. Síntesis de la glutamina.....	26
Figura 9. Intervención del glifosato en la ruta del ácido siquímico.....	28
Figura 10. Mapa de Norte de Queensland.....	54
Figura 11. Cromatograma obtenido a partir de la muestra de agua de mar 2 µg L-1...	59
Figura 12. Cromatograma de extracto de sedimento marino tomado en el lecho de las praderas marinas.....	60
Figura 13. Número de especies por familia de plantas acuáticas reportadas como invasoras en humedales de la Reserva de Palo Verde, Costa Rica.....	64
Figura 14. Parque Nacional Palo Verde Costa Rica, lugar de los muestreos de peces y muestreo de agua de mar para determinación de herbicidas.....	65
Figura 15. Herbicidas encontrados en muestras de agua tomadas en la Reserva de Palo Verde.....	66
Figura 16. Sitios de invasión de <i>P. coccinea</i> alrededor del lago Banyoles y en bosque aledaño.	69

Figura 17. Esquema del perfil de las unidades ambientales de la Reserva Natural Otamendi.....	72
Figura 18. Distribución de especies del género <i>Tamarix spp</i> en Argentina	73
Figura 19. Mapa del Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay ...	76
Figura 20. Nivel promedio de endosulfán encontrados en 4 especies de peces de interés comercial en las zonas de bosque ribereño natural del Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay	79
Figura 21. Mapa de puntos invadidos por <i>P. australis</i> en Parque Nacional “îles de Boucherville”	82
Figura 22. Aplicación de Picloram a un individuo de <i>P. australis</i> en el Parque Nacional de “îles de Boucherville” en el año 2004	84
Figura 23. Niveles de atrazina en muestras de agua del río San Lorenzo del año 2001 en Parque Nacional “îles de Boucherville”	85
Figura 24. Método de control de <i>P. australis</i> en el Parque Nacional Islas de Boucherville.	86

GLOSARIO

Adsorción	La adsorción es un proceso por el cual átomos, iones o moléculas de gases, líquidos o sólidos disueltos son atrapados o retenidos en una superficie
Alóctono	Que es originario de otro sitio diferente al que habita.
Anemocoria	Forma de dispersión de los propángulos a través del viento.
Apoplasto	Espacio extracelular periférico al plasmalema de las células vegetales por el que fluyen agua y otras sustancias.
Autóctono	Que tiene origen en el mismo lugar en que reside.
Arenisca	Es una roca sedimentaria de tipo detrítico, de color variable, que contiene clastos de tamaño arena.
Biosíntesis	Conjunto de reacciones químicas que permiten a un ser vivo elaborar sustancias orgánicas complejas, como las proteínas, grasas, etc., a partir de otras más sencillas.
Coadyuvante	Los coadyuvantes son materiales o sustancias químicas que se agregan a las mezclas de aspersión de plaguicidas con el propósito de mejorar la actividad o desempeño del plaguicida o minimizar o eliminar los problemas de aplicación, modificando las características físicas de la mezcla de aspersión.
Enzimas	Molécula que se encuentra conformada principalmente por proteínas que producen las células vivas, siendo su función destacada la de actuar como catalizador y regulador en los procesos químicos del organismo, es decir, cataliza las reacciones bioquímicas del metabolismo.
Especie invasora	Especie exótica cuya introducción provoca o puede causar daño económico, ambiental o daños a la salud humana.

Especie exótica	Especie introducida fuera de su área de distribución normal.
Evapotranspiración	Cantidad de agua del suelo que vuelve a la atmósfera como consecuencia de la evaporación y de la transpiración de las plantas.
Fotosistema	Centros de un organismo vegetal donde se agrupan los pigmentos fotosintéticos, como la clorofila, entre otros. Estas moléculas son capaces de captar la energía lumínica procedente del Sol.
Latosol	Suelo propio de las regiones tropicales. Se caracteriza por la descomposición completa de la roca, acumulación de óxidos de hierro y aluminio, humus escaso y la máxima filtración de los materiales solubles hasta los estratos inferiores.
Lixiviación	Extracción de la materia soluble de una mezcla mediante la acción de un disolvente líquido.
Meristemos	Tejido joven o embrionario de los vegetales superiores que se localiza en los lugares de crecimiento de la planta y está formado por células que al dividirse continuamente, originan otros tejidos.
Neosol	Formación litológica compuesta por arena de cuarzo.
Peroxidación	Es el proceso a través del cual los radicales libres capturan electrones de los lípidos en las membranas celulares. Este proceso es iniciado por un mecanismo de reacción en cadena de un radical libre. La peroxidación de los lípidos provoca la formación de radicales libres responsables del envejecimiento prematuro y de daños celulares a nivel del organismo.
Simplasto	Compartimento intracelular de una planta, conformado por el citoplasma interconectado de células separadas, las cuales están enlazadas por plasmodesmos y en el cual el agua y las moléculas de bajo peso molecular, fluyen entre las células.
Surfactante	Elemento que actúa como detergente, emulsionante o humectante

y que permite reducir la tensión superficial que existe en un fluido.

Tensión
superficial

En física, se denomina tensión superficial de un líquido a la cantidad de energía necesaria para aumentar su superficie por unidad de área. Debido a que el líquido presenta una resistencia al aumentar su superficie.

Tensoactivo

Sustancia que modifica la tensión superficial del líquido en el que se halla disuelta.

Zoocoria

Forma de dispersión de los propángulos en la que el agente que realiza el transporte es un animal.

ABREVIACIONES Y ACRÓNIMOS

AEMET	Agencia Estatal de Meteorología (España)
AFEDA	Asociación Francesa del Estudio de Ambrosias
APN	Administración de Parques Naturales (Argentina)
DAPB	Departamento de Agricultura Pesquería y Bioseguridad (España)
EDTA	Ácido Etilen Diamino Tetrasódico.
EPSPS	Enolperuvilsiquimato-3-Fosfatosintasa.
EPTC	Etilpropiltiol Carbamato.
FAO	Food and Agriculture Organization.
GEPPC	Georgia Exotic Pest Plants Council.
GBR	Gran Barrera Arrecifal (Traducción del inglés).
GBRMPA	Parque Marino Gran Barrera Arrecifal (Traducción del inglés).
INE	Instituto Nacional de Estadística (España).
IUCN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (Traducción del inglés).
MADS	Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable (Argentina)
MAG	Ministerio de Agricultura y Ganadería.
MAPAMA	Ministerio de Agricultura Pesca Alimentación y Medio Ambiente (España)
MFFP	Ministerio de los Bosques Fauna y Parques (Quebec, traducido del francés).
MVOTMA	Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (Uruguay)
NADP	Nicotinamida Adenina Dinucleótido Fosfato.

OMS	Organización Mundial de la Salud
PNEFIRU	Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay
POEA	Amino Polietoxidado.
RNO	Reserva Natural de Otamendi (Argentina).
RWQP	Reef Water Quality Protection.
SEPAQ	Sociedad de Instalaciones al Aire Libre Quebec (traducido del francés).
SNWR	Refugio Nacional de la Vida Silvestre Seney (Estados Unidos, traducido del inglés).
USFWS	United States Fish and Wildlife Service

INTRODUCCIÓN

El origen de las invasiones de plantas se remonta al momento en que la humanidad abandonó el estilo de vida nómada para adoptar uno sedentario con el descubrimiento de la agricultura. A partir de allí, fueron desarrollados diversos procesos de domesticación y cultivo de millares de plantas alcanzando muchas veces una extensión mucho más allá de su lugar de origen (Herrera et al, 2016).

La introducción, naturalización y dispersión de muchas especies de plantas se ha ido intensificando con el paso del tiempo y la evolución de los medios de transporte. No obstante, existe una diferencia entre especie naturalizada, especie introducida y especie exótica invasora (Pysek et al 2012). Con base en los estudios de Richardson y colaboradores (2000), se define como planta introducida a aquella que ha sido transportada por seres humanos de su sitio de origen a otro sitio; si la planta sobrevive y además se reproduce, se dice que la planta se ha naturalizado; pero si esta planta naturalizada consigue producir cambios en la composición, la estructura o los procesos de los ecosistemas donde se ha establecido y pone en peligro las especies indígenas, entonces puede ser denominada invasora.

Las plantas invasoras han impactado de manera perjudicial los sitios que colonizan. Dichos impactos van desde la extinción de algunas especies nativas, hasta la alteración y pérdida de biomas naturales (Unión Internacional para la conservación de la naturaleza, IUCN por sus siglas en inglés, 2016). Los impactos de carácter económico han sido también negativos, tales como las pérdidas de cultivos por las malezas invasoras o la pérdida de especies nativas de alto valor comercial (Prentis et al, 2008).

Las malezas se han intentado controlar con diversos métodos incluso desde el inicio de la agricultura (Dana et al, 2006), pero es a partir del momento en el que, ciencias como la ecología comienzan a señalar como grave la problemática de las plantas invasoras que se ha hecho del control de estas, un tema central en este ámbito (Mack et al. 2000, IUCN, 2016). Debido a la necesidad de controlar las especies invasoras, se han venido estudiando y probando diversos métodos para manejar la infestación con el fin reducirla o eliminarla. Hay tres tipos principales de control para las invasiones de plantas: por medios mecánicos o físicos, medios químicos y el uso de control biológico. Un cuarto control combina en algunos casos dos o tres de los tipos anteriores para un resultado más óptimo o para provocar el menor daño colateral posible (Rejmánek y Pitcairn, 2002).

Las técnicas para el control mecánico van desde el arranque, tala, tumba, arado o quema, que en muchos casos tienen buenos resultados; sin embargo la mayoría de las plantas invasoras tendrán esporas o semillas en el suelo (banco de semillas). Estas técnicas son efectivas hasta la siguiente germinación, por lo que se deben repetir los métodos año con año (Kettenring y Adams, 2011).

El control biológico implica el uso de “enemigos naturales” de la planta invasora, traídos desde su área nativa original. Antes de aplicarlo se verifica la especificidad del agente para garantizar en lo posible que no afecten a otras especies de plantas. Estos agentes de control biológico suelen ser insectos específicos de la planta objetivo o pueden ser hongos parásitos o incluso organismos patógenos. (IUCN, 2016; Taylor y Hastings, 2004).

El control químico utiliza principalmente herbicidas para matar las plantas *in situ* a través de varios tipos de aplicaciones. En los arbustos y árboles leñosos a menudo es posible cortar las plantas y luego aplicar una sustancia química recomendada al tocón, tallo o raíces para garantizar la muerte de la planta. El mismo problema de germinación posterior del banco de semillas y el rebrote surge porque muy pocos herbicidas matan las semillas en el suelo, además que los productos químicos carecen de especificidad y afectan otras plantas (Taylor y Hastings, 2004). Además de esa desventaja, el impacto en el suelo y el agua, resulta perjudicial para los organismos que viven en esos medios (IUCN, 2016), lo cual resulta en una problemática aún peor que la invasión misma.

Los herbicidas han sido usados desde la década de 1950, popularizándose su uso en el sector agrícola hasta mediados de la década de 1980 donde se comenzaron a observar las consecuencias de su utilización (Relyea, 2005). Desde el momento en que se aplica un herbicida, este comienza su interacción con el ambiente donde es liberado, y termina con su transformación final en subproductos (Gutiérrez y Arregui, 2000). Su utilización constituye una herramienta imprescindible en el control de especies vegetales no deseadas, sin embargo, no se quedan nada más en la zona de aplicación si no que ingresan al suelo y al agua, pudiendo producir efectos indeseables como la contaminación de cuerpos de agua subterráneos y superficiales (Gutiérrez y Arregui, 2000). Por ejemplo, en algunos casos, cuando las condiciones lo permiten, algunos herbicidas pueden lixiviar hacia los cuerpos de agua subterráneos, proceso que implica diversos factores como los procesos hidrológicos del suelo, así como sus propiedades (composición geológica, contenido de materia orgánica y permeabilidad) y la composición fisicoquímica del herbicida. No obstante, entre todos, es el contenido de

carbono orgánico (CO) el factor más importante en la adsorción y movilidad en el suelo (Escudero-García, 2015).

Los suelos con bajo contenido en CO tienen menor capacidad para retrasar la movilidad de los herbicidas ya que, la materia orgánica, constituye el principal adsorbente de los plaguicidas (Escudero-García, 2015). El uso de los herbicidas aunque mayor en la agricultura, se ha popularizado en el combate de especies exóticas invasoras según documentos de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, mundialmente conocida como FAO, observando sus efectos en diversos cuerpos de agua, cercanos a zonas de detección y control de plantas invasoras.

OBJETIVOS

El objetivo general de este texto es evaluar el impacto del uso de herbicidas utilizados para el control o erradicación de plantas invasoras en esos cuerpos de agua aledaños a los sitios de proliferación. Este objetivo general alcanza tres objetivos específicos, el primero es describir los principales grupos de herbicidas y su modo de acción en el control de las plantas, el segundo es describir los impactos del uso de herbicidas en zonas cercanas a ambientes marinos y cuerpos de agua dulce y finalmente hacer una comparación del impacto de los herbicidas en ambientes marinos con el impacto de los mismos pero en cuerpos de agua dulce.

1 LAS ESPECIES VEGETALES INVASORAS Y EL USO DE HERBICIDAS

1.1. Métodos de control químicos de plantas invasoras.

1.1.1 Uso de herbicidas en especies invasoras.

Los herbicidas fueron inventados y puestos al mercado en la década de los 40 durante la segunda guerra mundial, con la finalidad de incrementar el rendimiento en los cultivos para la producción de alimentos durante el conflicto bélico (Troyer, 2001), siendo el Ácido 2-(2,4-diclorofenoxi) acético el primer producto en salir a la venta. Al día de hoy sigue siendo usado debido a su bajo costo, aunque hoy existen opciones más selectivas y menos tóxicas (Troyer, 2001). Estas sustancias son también ampliamente utilizadas en el control de especies invasoras, la problemática ocasionada por estas especies, ha forzado al estudio y prueba de nuevos métodos más eficaces y eficientes sin embargo, el uso de herbicidas es aun la opción más utilizada (FAO, 2016).

Los herbicidas son ofrecidos en el mercado en diferentes presentaciones, sean líquidas o sólidas depende de la solubilidad en agua del ingrediente activo y de la forma en que son aplicados. La formulación del herbicida se indica en la etiqueta del producto y es designada por una o varias iniciales posterior al nombre común (Rosales-Robles et al 2006). Existen varias formas de clasificar los herbicidas, dependiendo del uso, sus propiedades químicas y su modo de acción.

1.1.2 Formulación.

Según informes de la FAO 2004, la mayoría de los herbicidas son fabricados en forma pura, denominada de grado técnico, rara vez son utilizados en esta formas en el campo, casi siempre son diluidos en un solvente, generalmente agua. Un ejemplo de lo anterior

es el sulfato de metilo, cuya presentación es generalmente líquida y soluble en agua normalmente utilizado en una concentración de 765 g/l (Agrobit, Monsanto, Pubchem, nd). Continuando con este ejemplo, la solución anterior no tiene efecto herbicida a menos que sea adicionado un tensoactivo o surfactante no-iónico que facilite la retención y penetración (Agrobit, ficha técnica, nd). Su aplicación es a través de aspersores, por tanto tiene que ser un producto soluble en agua o solventes orgánicos, estable en el tiempo de su transporte y almacenamiento, además de no ser reactivo a condiciones como la temperatura (FAO, 2004). Otra presentación es en forma sólida, cuya formulación consiste en agentes dispersantes, (tensoactivos o surfactantes) y de suspensión, tal es el caso del metsulfuron-metil (FAO, 2004; Anzalone, 2010).

Las formulaciones que contienen compuestos de baja solubilidad son generalmente mezcladas con un surfactante para ser vendidos como polvo humectable. Este tipo de herbicidas comúnmente son mezclados con una pequeña cantidad de agua para formar una pasta, la cual es agregada al tanque aspersor para ser disuelta en agua para su aplicación. En la actualidad estos compuestos humectables han sido eventualmente desplazados por concentrados suspensibles, cuya formulación es más simple y de manipulación segura, además que se dispersa más fácilmente en el agua. (Anzalone, 2008).

La formulación de los herbicidas de aplicación foliar está constituida normalmente por compuestos no polares solubles en compuestos orgánicos como el xileno. Se puede mezclar con tensoactivos como agentes emulsificantes para formar la típica solución de apariencia lechosa con agua como fase continua. Un ejemplo de ellos es el fluazifop-butil. (FAO, 2004, Anzalone, 2008). Las emulsiones han ido sustituyendo a los

solventes orgánicos por motivos de impacto ambiental y de seguridad del operador (FAO, 2004).

Otro tipo de formulación, menos común que aquellos aplicados con aspersores con agua como principal vehículo son las formulas secas en forma de granulados, las cuales contienen concentraciones del 2% al 20% de ingrediente activo. Estos son aplicados por un equipo especial para aplicar granulados, normalmente tirado por tractor o bien dispersados manualmente. Son apropiados para sitios en donde no se cuenta con equipos de aspersión (Anzalone, 2008).

En general los herbicidas son ácidos débiles que combinados con compuestos alcalinos forman sales neutras y al ser combinados con alcoholes forman ésteres (FAO, 2004). Estos últimos son inmiscibles en agua pero miscibles en aceite y son generalmente de tendencia volátil, contrario a las sales que son solubles en agua y poco reactivas. Por otro lado los ésteres tienen mayor poder herbicida, aunque por su volatilidad son menos selectivos provocando daños en plantas no objetivo fuera del área de aplicación (Anzalone, 2008).

1.1.2.1 Mezclas

En el control de especies invasoras, se ha optado por la utilización de mezclas de dos o más herbicidas (Hofstra et al, 2001; Shaw & James, 2002; Weese et al, 2017; Boyette et al 2014). La mezcla de dos o más compuestos activos combina la actividad de contacto y aumenta el espectro de malezas controladas haciendo más efectivo el efecto herbicida, sobre todo para las herbáceas invasoras (Shaw & James, 2002).

También es bastante común observar que se hacen mezclas de dos o más productos formulados por separado dentro del tanque de aspersión. Las ventajas de hacer esas mezclas es el ahorro en tiempo y cantidad de vehículo, además de la reducción de las dosis aplicada (Monsanto, nd). No obstante, algunas combinaciones han resultado antagónicas, un ejemplo es la mezcla de un graminicida con un pesticida. Esta mezcla incrementa la fitotoxicidad eliminando todas las plantas y no solo la especie objetivo (FAO, 2004). Normalmente en las etiquetas del producto incluyen información acerca de las posibles mezclas (Agrobit, nd). Otra mezcla contraproducente es la de los herbicidas de aplicación foliar y los graminicidas (FAO, 2004).

1.1.2.2 Coadyuvantes

Los coadyuvantes son aditivos que proporcionan propiedades que facilitan la reacción y/o la aplicación del herbicida. Normalmente son los tensoactivos, surfactantes u otros aditivos que puedan asegurar la integridad del producto durante el periodo de transporte y almacenaje (Anzalone, 2008), además de aumentar la acción del herbicida o su capacidad de dispersión o emulsión. Algún componente coadyuvante inadecuado podría disminuir la calidad del producto, aumentar su toxicidad, dañar el suelo o simplemente no funcionar.

1.1.3 Mecanismo de acción de un herbicida.

La eficacia de un herbicida depende de la capacidad del ingrediente activo para entrar hacia las raíces o la parte aérea. Este aspecto depende del tiempo de exposición al producto y la concentración del mismo. También el éxito del tratamiento depende en

gran medida de las condiciones del suelo como la capacidad de adsorción, la degradación y el movimiento (FAO, 2004).

El mecanismo de acción de los herbicidas consiste en la fragmentación química del mismo al entrar en contacto con el suelo. El grado de adsorción desde luego depende de la textura, la formación geológica, el contenido de materia orgánica y el porcentaje de humedad del suelo, pero es en realidad la materia orgánica el factor más importante para la adsorción. Los suelos arcillosos por ejemplo tienen alta capacidad adsorbente, sobretodo suelos compuestos por la arcilla montmorillonita que es altamente higroscópica y más reactiva que la caolinita o la illita (León & León, 2017).

La cantidad de agua también influye en la adsorción de los herbicidas debido a la competencia por el área. En suelos húmedos queda una mayor proporción de herbicida que en suelos secos (Anzalone, 2008). También el grado de adsorción está relacionado con el tipo de herbicida. Por ejemplo, en los herbicidas volátiles las características del suelo son importantes para su retención, la aplicación de estos en un suelo húmedo conduciría a menores mermas hacia la atmósfera (FAO, 2004).

1.1.3.1 Movimiento.

El contacto de un herbicida con las raíces depende del movimiento en vertical de la sustancia hacia esa zona. La cantidad del componente activo que es lixiviado a través del suelo depende de su persistencia y solubilidad, además del volumen de vehículo que haya traspasado a través del suelo (Anzalone, 2008) y de la relación de adsorción entre el herbicida y el suelo.

En temporada de lluvias, el herbicida se mueve de manera lateral, tanto el que se encuentra en solución como el que ya se encuentra unido al suelo. Normalmente se diluye y se lava por arrastre en la superficie, dependiendo de factores físicos como el tipo y la cobertura de suelo, la intensidad de las lluvias y las propiedades del herbicida. El arrastre de los herbicidas es una de las principales causas de contaminación de cuerpos de agua superficiales, sobre todo de aquellos con baja solubilidad en agua. (FAO, 2004; Anzalone, 2008).

La evapotranspiración es otro fenómeno que afecta el mecanismo de los herbicidas. Pues cuando esta excede al movimiento de agua, provoca el movimiento de los herbicidas hacia la superficie por capilaridad, conduciendo a daños por residuos de herbicidas a las plantas que se regeneran, sobre todo ocurre con sustancias solubles en agua como el clorosulfuron (Anzalone, 2008; Anzalone et al 2010).

1.2 Principales grupos de Herbicidas

1.2.1 Desviadores de fotosistema

Son herbicidas foliares no selectivos y ampliamente utilizados, con restringida movilidad a través del xilema, y aplicados bajo intensa radiación solar son aún menos móviles. Es por eso que en sitios con altas temperaturas, es mejor utilizarse al atardecer para obtener un mejor control de las especies perennifolias (Anzalone, 2008). El efecto de este tipo de herbicidas consiste en una deshidratación total del follaje que resulta en necrosis, a nivel celular la membrana celular y los cloroplastos pierden integridad (FAO, 2004). Todo lo anterior es consecuencia de la “desviación” del flujo de electrones puesto que estos herbicidas actúan interrumpiendo el ciclo de Calvin en el cual la

coenzima Nicotinamida Adenina Dinucleótido Fosfato NADP interviene para la formación del hidruro NADPH ($\text{NADP}^+ + 2\text{e}^- + 2\text{H}^+ \rightarrow \text{NADPH} + \text{H}^+$) que permite la fijación de CO_2 (Figura 1).

Un famoso ejemplo de este tipo de herbicidas es el “paraquat” el cual debido a su poca selectividad es utilizado en sistemas de cultivo pequeños, pero también ha sido aplicado en el control de especies invasoras como la *Euphorbia exigua* (Hulme, 2015). En tal caso, se determinó que este herbicida no inhibió el transporte de electrones, más bien se los quitó a la ferredoxina, provocando la reducción de esta sustancia y como consecuencia de esta reducción ocurrió la peroxidación de las membranas y la liberación de cationes libres (De Zulueta, 2011).

La aplicación de estos herbicidas se hace con aspersores dirigidos. Paraquat es adicionado como deshidratante en cultivos perennifolios y gramíneos indeseables. “Diquat” es un herbicida de la misma naturaleza que paraquat utilizado para el control de plantas acuáticas como es el caso de *Lemna minor* aunque también es efectivo con especies de hoja ancha (Frankart et al, 2003).

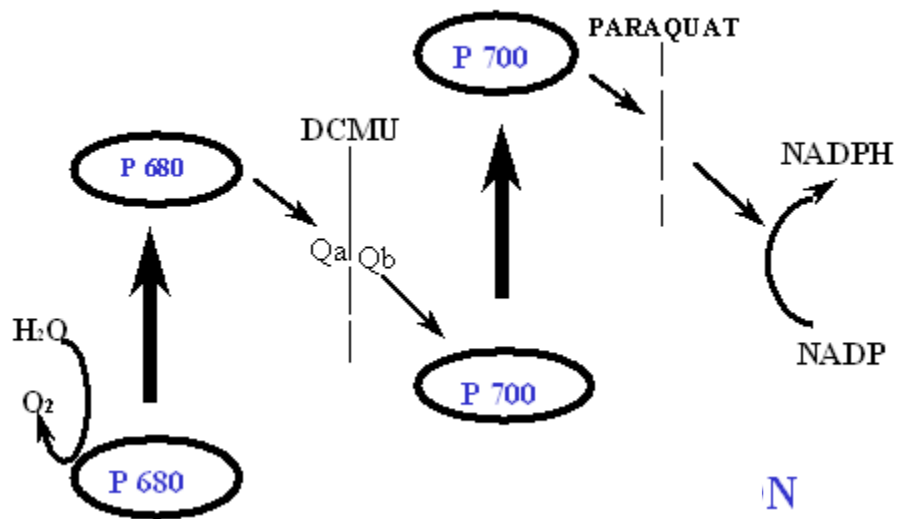


Figura 1: Gráfico que ilustra la “desviación” del flujo de electrones por acción del paraquat. Fuente: http://almez.pntic.mec.es/~jrem0000/dpbg/Fotosintesis/efecto_de_herbicidas.html

Desventajas

Estos herbicidas son de alta toxicidad para los mamíferos provocando alteración en funcionamiento de hígado y riñones estudiados en aves (Maldonado, 2015), además de problemas de infertilidad en roedores (Myers et al 2016), su utilización ha sido restringida en diferentes partes del mundo, e incluso hay países que han prohibido por completo su empleo y comercialización (FAO, 2017). En Costa Rica, en el año de 1996, durante el auge de este producto hubo varios casos de intoxicación con este herbicida (Wesseling et al, 1997), debido a una exposición prolongada y malas prácticas de almacenamiento y manipulación. Diquat es un poco menos tóxico y menos restringido aunque también se han visto casos de intoxicación (Eddleston, 2016), contaminación y presencia en aves y peces por su utilización para el control de malezas acuáticas (Mora et al, 2017). El uso de estos desviadores de fotosistema han provocado la adaptación

de algunas especies que han desarrollado alta tolerancia a los bipyridilos (Devine, 2000).

1.2.2 Inhibidores de fotosistema

A diferencia de los desviadores de fotosistema, este tipo de herbicidas inhiben la transferencia de electrones “saboteando” el proceso de fotosíntesis (Figura 2) (Baumann et al, 1998). Se aplican en el suelo para ser absorbidos por las raíces y ser llevados por capilaridad hacia las hojas, se alojan en los cloroplastos donde actúan en la fase luminosa mediante la interrupción de la reacción de Hill (figura 3), evitando la fotólisis de las moléculas de agua y la liberación de oxígeno. Esta inhibición de la reacción de Hill se desencadena en la destrucción de la clorofila y los carotenoides, produciendo clorosis, la formación de radicales libres y finalmente la muerte (Markwell et al, 2005).



Figura 2. Reacción de Hill Normal. Fuente: McKee, T., & McKee, J. R. (1999).

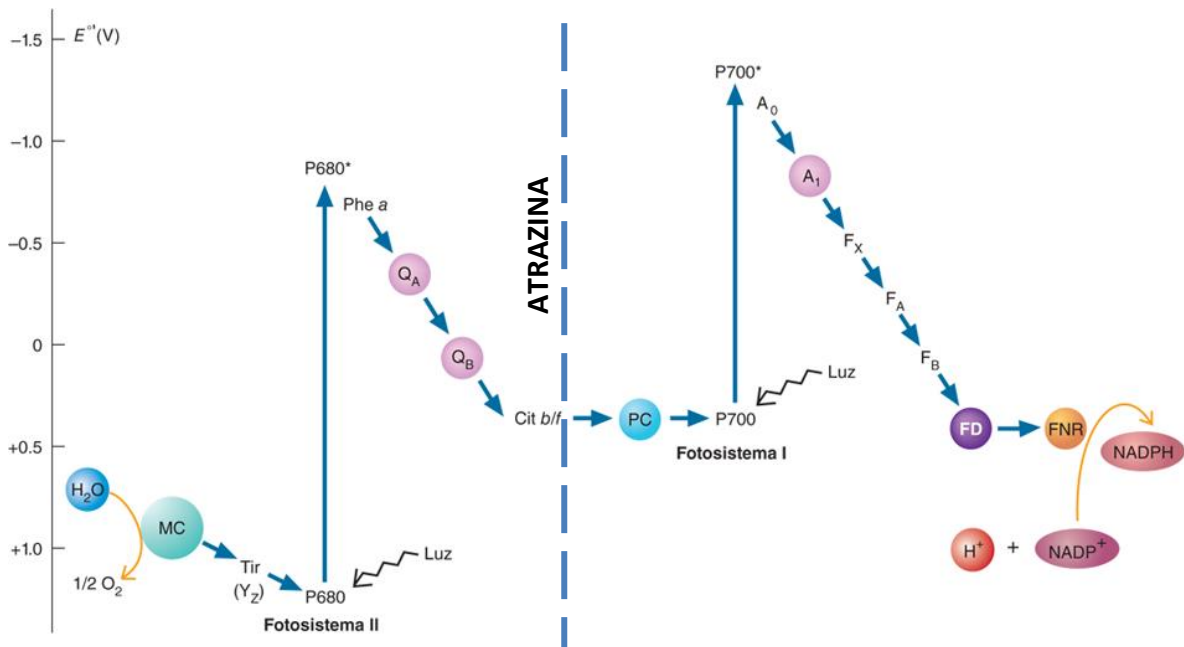


Figura 3. Impedimento del paso de electrones por acción de la Atrazina. Fuente: Alterman, M. K., & Jones, A. P. (2003).

1.2.2.1 Triazinas

Este tipo de herbicidas son granulados de baja solubilidad en agua, por tal motivo tienen aditivos dispersantes y humectantes que permiten (Agrobit, nd). Las triazinas han sido diseñadas para ser estables, con la finalidad de asegurar su almacenamiento sin riesgo de volatilidad o intoxicación por manipulación, además de dar estabilidad en las superficies de las plantas y el suelo (Anzalone, 2008).

Debido a su baja movilidad por el suelo, estos productos necesitan de la lluvia o riego artificial para poder alcanzar las raíces de la planta, además que su efectividad aumenta cuando el suelo está húmedo (Monsanto, nd; Agrobit, nd). Son también herbicidas de espectro amplio, efectivos en arbustos de hojas anchas. Son de baja toxicidad para mamíferos con excepción de la cianazina (FAO, 2004).

Atrazina

Es el producto inhibidor más utilizado y vendido alrededor del mundo, debido a que es ofrecido como un herbicida de baja toxicidad y que además los cultivos como caña de azúcar, cereales y frutos no se ven dañados con esta sustancia (Anzalone, 2008; Agrobot, nd; Monsanto nd). La capacidad de la atrazina para ser adsorbida es alta y sus efectos perduran durante todo un ciclo de cultivo, es un herbicida apropiado para varias especies de la familia de las gramíneas y arbustos de follaje ancho utilizando bajas concentraciones (Anzalone, 2008; FAO, 2004).

Cianazina

Tiene menor capacidad de adsorción que la atrazina, también funciona para combatir herbáceas como las gramíneas y es incluso más agresiva que la atrazina. Su función es la interferencia en la reacción de Hill (Masteron et al, 1994) en la transportación de electrones, cambia la secuencia de la serina por la glicina provocando la fotooxidación de los carotenoides y por consecuencia, también de la clorofila (Anzalone, 2008).

Otros.

El metribuzin, la prometrina, propazina, y simazina son solubles en agua, poco tóxicas y se fijan a los coloides del suelo. Cuentan con movilidad restringida y su efecto varía entre los 3 y 18 meses. En climas secos y en suelos alcalinos, el daño a las plantas en regeneración son graves, tal es el caso del uso de atrazina y simazina para el control de agave invasor en la región andaluza de Cádiz (Sánchez et al, 2009).

Desventajas

Existe una desventaja en el uso de estos herbicidas y es el alto índice de contaminación por atrazina o simazina de las aguas superficiales y subterráneas donde estos son aplicados, ello ha llevado a su restricción y hasta prohibición de uso y venta, además que 40 especies de arbustos de hoja ancha han desarrollado resistencia a estos obligando a usar dosis mayores, aumentando el riesgo de contaminación (FAO, 2004).

1.2.2.2 Ureas sustituidas y uracilos

Estos herbicidas, aunque parecidos a las atrazinas, son menos persistentes. La solubilidad de estos se encuentra en función de la cantidad de átomos de cloro en su estructura molecular, al igual que la adsorción en el suelo. (Anzalone, 2008). La selectividad es amplia basada en el metabolismo de especies cultivables, sin embargo que son poco usadas para tratar especies invasoras porque en elevadas concentraciones la persistencia en el suelo es alta, pudiendo afectar el desarrollo de otras especies de plantas (FAO, 2004).

Los uracilos por su parte, si bien son bastante parecidos a las ureas, tienen una fuerte tendencia a la lixiviación y son poco selectivos incluso en bajas dosis. El uso de estos ha sido empleado para tratar especies perennifolias con raíces profundas como la *Echinochloa sp.* (Laborde y Santos, 2013), invasiva en los cultivos de arroz.

Ejemplos de ureas y uracilos son el diuron, isoproturon, linuron, fluometuron y terbacil. Algunos son resistentes a la lixiviación como el diuron. Estos son usados en cultivos de árboles frutales y algunos cereales, aunque en estos últimos la aplicación debe ser

dirigida, ya que su campo de acción es la eliminación de gramíneas. En el tratamiento de especies invasoras, se usa linuron para el tratamiento del Jacinto de agua *Eichornia crassipes*, una planta invasora en el Mediterráneo (García Murillo, 2015).

Desventajas

La utilización de estos herbicidas ha tenido como mayor problemática la contaminación de agua subterránea, donde se ha usado intensivamente, además de la consecuencia lógica de la creación de defensas por parte de algunas especies hacia estos herbicidas. (Anzalone, 2008).

1.2.2.3 Misceláneos de acción foliar.

En este grupo de inhibidores de fotosíntesis se encuentran el bentazon, bromoxynil y propanil, este último también fue usado para el control de *Echinochloa spp.* Aunque ahora algunas especies de esta familia han desarrollado resistencia. Se caracterizan por entrar rápido en contacto con el suelo y por ser degradadas en cortos periodos por los microorganismos (FAO, 2004). El bromoxynil ha sido prohibido debido a que es altamente tóxico.

1.2.3 Inhibidores de síntesis de clorofila

Estos herbicidas actúan inhibiendo la enzima polifenol oxidasa que se encuentra en los cloroplastos. Dicha inhibición provoca la aceleración del envejecimiento de la planta ocasionando una coloración parda en los tejidos de las plantas. Esta enzima es la precursora de la formación de la clorofila, su función es la oxidación del protoporfirinógeno para la producción de protoporfirina, uno de los componentes

principales de la molécula de clorofila (Figura 4) (Mckee y Mckee, 1999; Anzalone, 2008). Cuando esta enzima es inhibida, también se produce una acumulación de O₂ en los cloroplastos teniendo graves consecuencias a nivel celular, como la intoxicación de los tejidos de las plantas (Baumann et al, 1998).

A nivel celular, la acumulación de oxígeno ataca los enlaces dobles de los aminoácidos y ácidos grasos haciéndolos vulnerables a la peroxidación y provocando la muerte rápida de las plantas. Es indispensable la presencia de la luz para la inhibición de la síntesis de la clorofila (Baumann et al 1998).



Figura 4. Ilustración del proceso de biosíntesis de clorofila. Fuente: <http://passel.unl.edu/pages/informationmodule.php?idinformationmodule=1011797732&topicorder=3&maxto=10>

1.2.3.1 Difenil éteres

Estos compuestos son miscibles en solventes orgánicos, aunque actualmente son formulados con emulsificantes para poderlos dispersar en agua por razones de impacto ambiental (Anzalone, 2008). Son usados para el control de especies caducifolias de hoja ancha como el *Ambrosia artemisifolia* L. arbusto invasivo en Oradea, Rumania combatida con bifenox (Hodisan et al 2008). El bifenox se caracteriza por actuar en una alta gama de condiciones climatológicas, difiriendo del acifluorfen y el oxyfluorfen que son susceptibles a la foto-degradación (Anzalone, 2008).

1.2.4 Inhibidores de síntesis de carotenoides

Esta familia de herbicidas provoca una decoloración debido al bloqueo de la síntesis de carotenoides en el tallo emergente, son de aplicación foliar y normalmente son aplicados en combinación con otros herbicidas o con coadyuvantes que generalmente vienen por separado como el tiocianato de amonio en el amitrol. (Anzalone, 2008). Otros ejemplos son el diflufenican, norflurazon, los cuales son herbicidas de moderada lixiviación y baja toxicidad (FAO, 2004, Agrobot, nd).

La síntesis de pigmentos carotenoides es un proceso metabólico llamado “la senda metabólica del isoprenoide” (Figura 5) la cual se lleva a cabo en la membrana que rodea a los cloroplastos, a diferencia de la síntesis de clorofila que se produce en el interior. Este proceso es la base de la producción de sustancias como las vitaminas (p. ej. Vitamina A), el látex y el caucho. Esta serie de reacciones consiste en la adición consecutiva de 5 unidades carbonos, reordenamientos moleculares y adición de grupos funcionales (Mckee y Mckee, 1999).

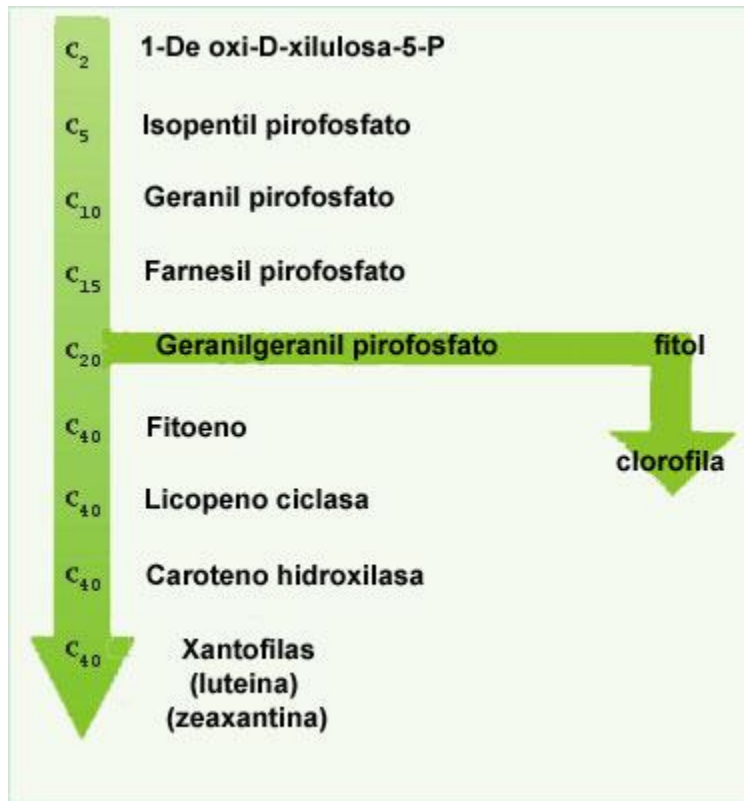


Figura 5. Senda del isoprenoide. Fuente: <http://passel.unl.edu/pages/informationmodule.php?idinformationmodule=1011797732&topicorder=4&maxto=10>

1.2.5 Inhibidores de la biosíntesis de lípidos

En organismos vegetales es vital la producción de ácidos grasos, los cuales forman los componentes lípidos de membranas y ceras cuticulares que sirven como protección contra algunos insectos u organismos parásitos, además que cumplen funciones como el impedimento de la evaporación excesiva del agua en ambientes de estrés hídrico o coraza protectora en lugares altamente húmedos (Mckee y Mckee, 1999).

Los herbicidas con este mecanismo de acción intervienen con el proceso de la biosíntesis de los lípidos inhibiendo la enzima acetil CoA deshidrogenasa (Figura 6). La inhibición de esta enzima permite que los tiolcarbamatos impidan la formación de cadenas largas de ácidos grasos. La ausencia de ácidos grasos en organismos

vegetales conducirá al “desacomodo” de las membranas de manera rápida, cesando el proceso de división celular y terminando en la necrosis del tejido meristemático (Baumann et al 1998; Mckee y Mckee, 1999).

Las plantas de desiertos y dunas costeras tienen una alta producción de ceras debido al estrés hídrico de sus hábitats (Santamarina-Siruana et al, 1997), pero son las gramíneas las más afectadas por este tipo de herbicidas, sobre todo las oleaginosas. Bajo la acción de oximas la germinación de raíces es interrumpida y el metabolismo alterado provocando eventualmente la muerte de la planta (Baumann et al 1998).

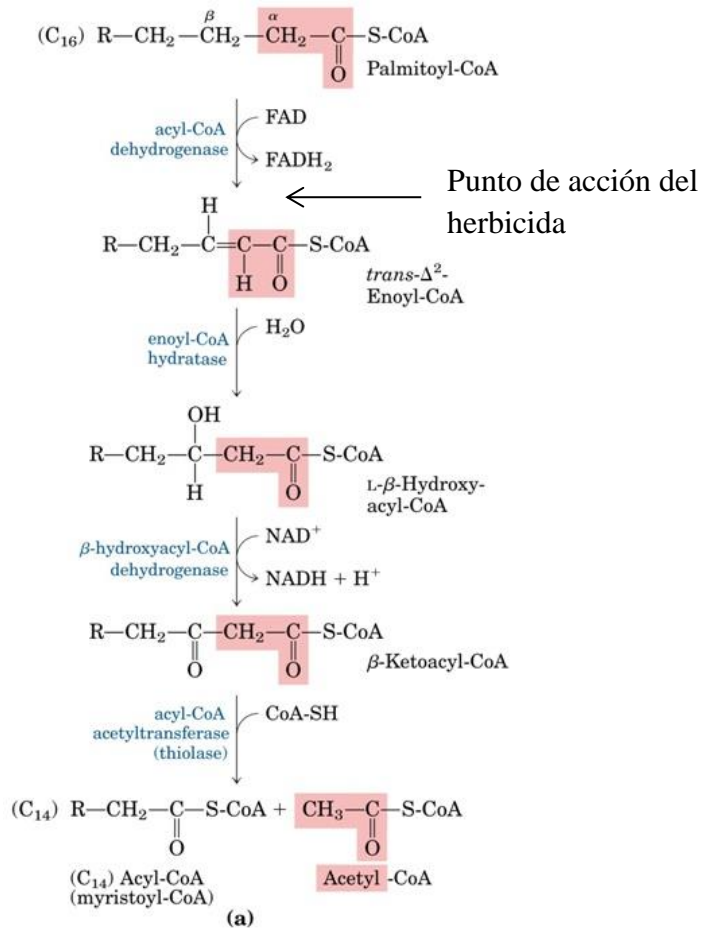


Figura 6. Proceso de síntesis de lípidos. Fuente: Alterman, M. K., & Jones, A. P. (2003).

Derivados clorados de ácidos alcanoicos.

Estos herbicidas son usados en altas concentraciones para el control de gramíneas y fabáceas, son lixiviables y perduran hasta 3 meses. Dos ejemplos de estos herbicidas son el delapone y el TCA (tricloro acetato sódico), el primero es de aplicación foliar, aunque también trabaja a nivel de suelo siendo absorbido por las raíces y transportado al tallo a través del xilema. El TCA trabaja únicamente a nivel de suelo. (Agrobit, nd, Anzalone, 2008).

1.2.5.1 Oximas y Ésteres de ácidos ariloxi-fenoxialcanoicos.

Estos grupos comparten diversas características, entre ellas la selectividad, debido a la ausencia de acción en especies de hojas anchas, además de ser rápidamente metabolizados en las plantas y a través del suelo. Entre los ejemplos de oximas incluyen tralkoxydim, clethodim, alloxydim, sethoxydim etc. Y los segundos fluazifop-butil, haloxyfop-metil, diclofop-metil, fenoxaprop-etil y quizalofop-etil (Anzalone, 2008).

1.2.5.2 Tioicarbamatos

Son herbicidas con alta presión de vapor para inhibir gramíneas principalmente, son de metabolismo rápido y de corta permanencia. El EPTC (etil propiltioicarbamato) es un granulado emulsionable debido a que es altamente volátil como para ser disuelto en solventes orgánicos. Se aplica en suelo seco y se distribuye a través de la aspersión. Actúa en las fabáceas y leguminosas invasoras como la especie *Lemna paucicostata* (Michel et al 2004). Otros ejemplos de este grupo son el vernolato, butilato, pebulato, trialato (Anzalone, 2008).

1.2.6 Inhibidores de la división celular

La inhibición de la división celular se lleva a cabo a través de la interacción de la sustancia herbicida con los microtúbulos provocándoles una intoxicación (Anzalone, 2008). Los microtúbulos son orgánulos que forman parte del esqueleto celular, en las células vegetales se ubican dispersos por diferentes localizaciones de la célula a diferencia de las células animales que tienen los microtúbulos en el centro (Santamarina-Siruana et al 1997). Estos orgánulos llevan a cabo diversas funciones entre ellas la comunicación de entre compartimentos celulares, imprescindibles para para la división celular ya que forman el huso mitótico (Santamarina-Siruana, et al 1997).

La aplicación de estos herbicidas sobre las raíces expuestas provoca un abultamiento anormal, como un tumor logrando la detención de la mitosis y la muerte lenta de la planta. Estos herbicidas son útiles para eliminar árboles o arbustos-plaga de más de 5 metros de altura. Aunque también es usado en especies herbáceas y acuáticas debido a que funcionan atacando de raíz (Baumann et al 1998).

1.2.6.1 Dinitroanilinas

Estos herbicidas actúan a partir de la raíz, inhiben la germinación e interfieren con la mitosis, matando a la planta por déficit de desarrollo en las raíces, además que son de larga permanencia (FAO, 2004). Existen varios ejemplos como el trifluralin, el cual se ha utilizado para controlar la especie invasora *Sorghum halepense*. (Rout et al, 2009; 2013) en Norteamérica. Otros herbicidas de la misma familia son el orizalin,

pendimentalin y benefin, este último usado también en el control de *Lemna minor* en el mediterráneo (García, 2015).

1.2.6.2 Carbamatos.

Conocidos y generalizados como herbicidas carbámicos. Son de corta permanencia, sin embargo son resistentes a las bajas temperaturas, por lo que son utilizados para controlar especies arbustivas caducifolias dando tiempo a la acción del herbicida solamente en la planta objetivo y así provocar el menor daño posible a las especies aledañas. Un ejemplo es el uso del asulam para el control de la especie *Pteridium aquilinum*, en el bosque atlántico en Brasil (Da silva, 2006). Otros dos ejemplos son el chlorpropham y el prophan utilizado a bajas temperaturas (Anzalone, 2008).

1.2.7 Auxinas

Las auxinas son fitohormonas responsables de fenómenos como el desarrollo de los frutos debido a la liberación de esta hormona por las semillas. Otro fenómeno que ocurre en las plantas debido al transporte de la auxina, es la caída de las hojas y flores y la iniciación de la raíz (Santamarina-Siruana et al 1997).

Los herbicidas auxínicos presentan una composición parecida a la fitohormona, además que los efectos fisiológicos que provocan son similares a los efectos de la auxina natural en grandes cantidades como lo indica la figura 7 (Baumann et al 1998).

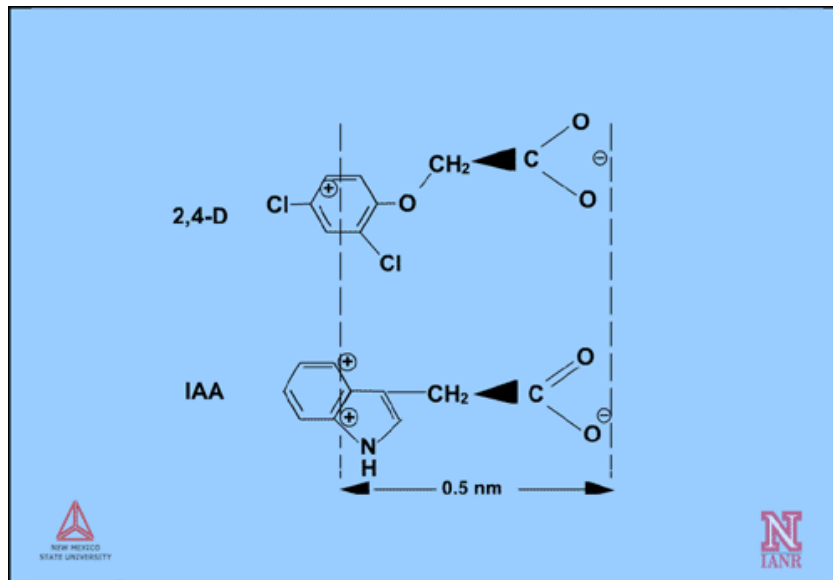


Figura 7. Estructuras del herbicida auxínico 2,4-D y de la auxina natural, fuente: Baumann et al, 1998.

Los herbicidas auxínicos actúan a nivel metabólico, provocan la maduración prematura de los frutos y la putrefacción de la planta (Anzalone, 2008). El herbicida de este grupo más utilizado para el control de plantas exóticas invasoras es el quinmerac, ha sido ampliamente utilizado en Asia y Europa para el control y erradicación de especies como *Galium aparine* en Turquía (Mennan, 2003), *Veronica hederaefolia* L. en China, (Wu y Peng, 2010) y *Lamium purpureum* L. en China y Japón (Yunlong et al, 2002). Su mecanismo de acción consiste en la fijación en los coloides del suelo y se absorbe en la planta a través de las raíces. Su persistencia es de aproximadamente medio año, haciéndola altamente efectiva y produciendo rápidamente la muerte en la planta (Anzalone, 2008). Otro herbicida de esta familia es el quinclorac más utilizado en el control post-emergente de las malezas en los cultivos de arroz (FAO, 2004).

1.2.8 Inhibidores de la síntesis de glutamina.

Para inhibir la síntesis de glutamina, estos herbicidas intervienen en el proceso metabólico que realiza la enzima glutamina-sintetasa GS (Figura 8). La forma de estas

sustancias de acción herbicida es parecida al glutamato, logrando fijarse al sitio catalítico de GS (Eisenberg et al, 1987; Mckee y Mckee, 1999).

Una vez que los inhibidores de glutamina son absorbidos por la planta, producen una elevación en los niveles de amoniaco y un agotamiento de aminoácidos como la glutamina, que desencadena en la falta de fijación de CO₂ provocando la desecación de los tejidos vegetales (Eisenberg et al, 1987)

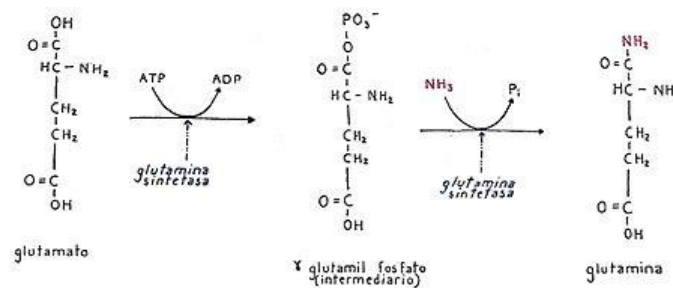


Figura 8. Síntesis de la glutamina. Fuente: Holum 1999.

El herbicida más famoso de este grupo es el glufosinato amónico utilizado para el control de arbustos invasores como *Rhamnus cathartica* en los Estados Unidos (Gan et al, 2016). Su efecto es desecante y se metaboliza en la planta.

1.2.9 Inhibidores de aminoácidos

Este grupo actúa bloqueando la biosíntesis de los aminoácidos, y con ello el metabolismo en general de la planta (Anzalone, 2008). La inhibición de aminoácidos aromáticos se lleva a cabo por la interrupción del proceso llamado “ruta del ácido siquímico” (Santamarina-Siruana et al, 1997). Este proceso consiste en una serie de reacciones de síntesis de metabolitos como la glutamina (Holum, 1999). La forma de operar de un inhibidor de aminoácidos aromáticos consiste en la unión de la sustancia herbicida a la enzima enolpiruvilsiquimato-3-fosfosintasa (EPSPS, siglas en inglés)

bloqueándola, lo cual evita entre otras cosas la síntesis de la glutamina (Holum, 1999; Anzalone, 2008).

La enzima EPSPS está contenida dentro de los cloroplastos, su función principal es la catalización de la reacción siquimato-3-fosfato y fosfenolpiruvato para la formación del compuesto 5-enolpiruvilsiquimato-3-fosfato (ESP) (Figura 9). (glifosato.es, 2018). El compuesto formado es esencial para la producción de aminoácidos aromáticos y por ende para la formación de hormonas, proteínas y otros compuestos para el metabolismo de las plantas (glifosato.es, 2018). La composición del glifosato es análoga a la composición del fosfenolpiruvato, condición que le permite fijarse al punto de unión del sustrato de la enzima EPSPS interrumpiendo su actividad y bloqueando su integración a los cloroplastos (glifosato.es, 2018).

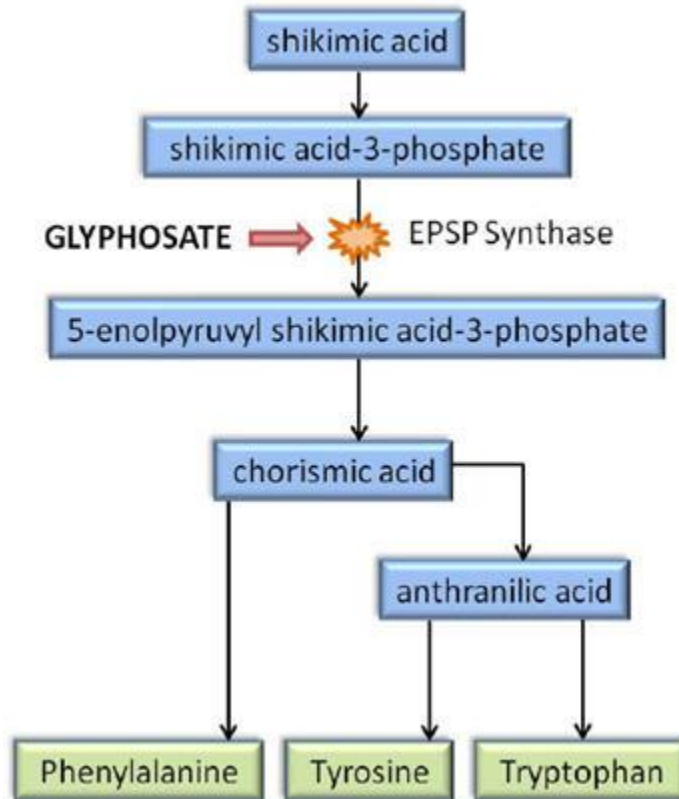


Figura 9. Intervención del glifosato en la ruta del ácido shikímico. Fuente: <http://www.glifosato.es/mecanismo-de-accion-del-glifosato>.

Los inhibidores de aminoácidos de cadena ramificada funcionan de manera similar a la anterior, pues también actúan interrumpiendo la acción de una enzima responsable de la biosíntesis de aminoácidos alifáticos como valina, leucina e isoleucina (Anzalone, 2008). La enzima en cuestión es la acetohidroxi-sintetasa ácida la cual sin su acción precursora, la producción de los aminoácidos como la leucina que se encargan de la calidad y la producción de frutos sería imposible. Otro ejemplo de la inhibición de esta enzima es el bloqueo de mecanismos de protección de las plantas contra condiciones adversas como temperatura y estrés hídrico, del cual es responsable la valina. En ambos casos la consecuencia desencadenada es la clorosis del follaje de las plantas (Benzal, 2010).

1.2.9.1 Inhibidores de la síntesis de aminoácidos aromáticos.

El único herbicida que actúa bloqueando la síntesis de aminoácidos aromáticos es el glifosato. Este herbicida es no-selectivo, ampliamente usado y con muy pocas restricciones alrededor del mundo. Su mecanismo de acción es la penetración a la planta a través de los tejidos verdes, por tanto su aplicación es foliar. Viaja a través del apoplasto y el simplasto y llega de manera rápida a los meristemas, deteniendo el crecimiento y provocando necrosis visible en hojas y tallos (Anzalone, 2008).

Este herbicida es altamente efectivo en especies leñosas, aunque también funciona con especies gramíneas y herbáceas estacionales y perennifolias con altos porcentajes de éxito (FAO, 2004). Es de muy amplio espectro, de larga duración y según su ficha técnica (Monsanto, nd, Agrobot, nd) es seguro en sitios con cuerpos de agua cercanos.

La principal desventaja es la lentitud con la que actúa, además de ser altamente soluble en el agua, lo cual provoca que en temporada de lluvias sea lavado un porcentaje importante del producto aplicado, por esa razón es usado en temporadas secas para asegurar la optimización del efecto fitotóxico.

En los casos de invasión de especies de la familia de las *Rhamnaceae*, el glifosato resulta muy efectivo al momento de controlar estos arbustos provenientes de Eurasia y establecidos en Norteamérica. Estos arbustos son leñosos, generalistas y adaptables a diversas condiciones de suelo, sequía y condiciones climáticas extremas (Au y Tuchscherer, 2014; Glomski et al, 2016; Hamelin et al 2015).

1.2.9.2 Inhibidores de la síntesis de aminoácidos de cadena ramificada.

En este tipo de herbicidas hay dos grupos importantes: las sulfonilureas y las imidazolinonas. Las primeras fueron desarrolladas en la década de los ochentas (FAO, 2004), tienen baja toxicidad, son de bajo impacto ambiental (Agrobit, nd, Monsanto, nd) y se degradan por la acción microbiana en el suelo (Anzalone, 2008). Son solubles en agua y con un pH ligeramente ácido (FAO, 2004). Todos los productos excepto el sulfometuron-metil han sido utilizados para el control de la especie invasora *Sorghum halepense* L. (Kazinczi y Torma 2016).

Los herbicidas pertenecientes al grupo de las sulfonilureas son chlorimuron, primisulfuron-metil, metsulfuron-metil, bensulfuron-metil, clorosulfuron, thifensulfuron y trisulfuron. Todos ellos se caracterizan por ser usados para herbáceas de hoja ancha, y el trisulfuron ha sido usado para controlar la especie invasora *Viola tricolor* en la India (Kumar et al 2016).

Por otro lado, las imidazolinonas aunque son compuestos químicamente diferentes, comparten con las sulfonilureas, varias características como la baja toxicidad. Son de aplicación foliar, aunque también funcionan a nivel de suelo (Anzalone, 2008). Los herbicidas de este grupo son el imazapyr, imazamethabenz-metil el cual es usado en Hungría para el control de la especie *Apera spica-venti* (Zalai et al, 2016). Imazetapyr e imazaquin también son herbicidas del grupo de las imidazolinonas (Anzalone, 2008).

Estos grupos son de alta residualidad, por tanto hace falta diluir con algún agente alcalino para neutralizarlo y poder lavar los aspersores. También la persistencia en el

suelo depende de factores como el pH, la lluvia y la temperatura. A pH alcalino y lluvia abundante, las sulfonilureas persisten en el suelo por mucho tiempo afectando a plantas no objetivo (Anzalone, 2008).

2 HERBICIDAS MÁS USADOS: CARACTERÍSTICAS

2.1 Glifosato

La molécula de glifosato está formada por un radical amino-fosfato unido como sustituyente de uno de los iones H⁺ del grupo α-amino y por una fracción de glicina. Es el producto agroquímico más utilizado del siglo XX y XXI (Duke 2017) y es el herbicida más utilizado en el mundo, registrado en más de una centena de países, incluyendo los Estados Unidos de América (Franz et al, 1997, Vandenberg et al, 2017).

En el manejo de ecosistemas boscosos es también ampliamente utilizado, para limpiar caminos, para limpiar hierbas indeseables en cuerpos de agua y para combatir especies vegetales invasoras que impiden la conservación del bosque (Franz et al, 1997; Anzalone 2008; Duke 2017). Hasta hace poco el glifosato era considerado como seguro, no tóxico y de fácil manejo, es por eso que su uso es aún poco restringido (Anzalone, 2008), sin embargo estudios posteriores como el realizado por Gasnier y colaboradores en 2009, evidenciaron los efectos tóxicos del glifosato en una línea de células hepáticas humanas del tipo "HepG2". El hígado es el primer órgano de desintoxicación y es muy sensible a los contaminantes ingeridos a través de los alimentos (Lujan et al 2003). Fueron probadas en ese estudio diluciones que van de los 0.5 a las 50 partes por millón (ppm) y los primeros efectos tóxicos fueron notados a 5 ppm, asimismo en 0.5 ppm fueron reveladas las primeras acciones de alteración

endocrina que es 800 veces menor que el nivel autorizado en algunos alimentos en los Estados Unidos (Mesnage et al 2015, Bozzini et al, 2017).

Otro estudio hecho por De Silva y colaboradores en 2017 demostró que este herbicida produce efectos adversos en una amplia variedad de animales que viven en el suelo, incluidos los gusanos de tierra. En ese estudio, se llevó a cabo una investigación para evaluar los efectos tóxicos del glifosato en *Perionyx excavatus*, una lombriz común en Sri Lanka, la cual fue expuesta por un periodo de 96 horas, a una dosis de 7.059 g/l. Esta dosis es la utilizada para el control de herbáceas en zonas no cultivadas (Duke, 2017), y aunque no mató a los especímenes *P. excavatus* si se detectaron fallos en el sistema digestivo del 80% de los individuos además de la ruptura de tejidos cutáneos y otras anomalías en sus estructuras tisulares. Cabe mencionar que el glifosato es producto de venta prohibida en Sri Lanka según estos autores.

2.1.1 Características

Es un herbicida no selectivo, de amplio espectro y de tipo post-emergencia. Es foliar y actúa a partir de la necrosis de las hojas avanzando hasta matar a la planta. Es vendido como un herbicida de poca permanencia, también se dice que las raíces no lo absorben ni tampoco el suelo, no obstante en un estudio realizado por Gomes y colaboradores en 2014 probó que existe un efecto residual de glifosato en tipos de suelo como neosol y latosol. El experimento fue realizado en un campo de maíz, pero otro estudio ha indicado que es el mismo efecto para otras gramíneas (Mamy et al, 2016). El estudio de Gomes y colaboradores de 2014 indicó que la mayor permanencia del glifosato se observó en el latosol rojo-amarillo, independiente de la dosis y aplicación, contrariando lo que indican los proveedores como Monsanto acerca de la

permanencia del herbicida en el suelo (Monsanto, nd). Sin embargo no se discute que es un herbicida químicamente estable y de fácil manejo (Anzalone, 2008; Duke 2017).

Por naturaleza fisicoquímica, es un plaguicida de acción sistémica, su peso molecular es de 169.08 gr/mol, su gravedad específica es de 1.17 gr/cm³ y su punto de fusión es de 200 °C. Es un líquido claro, viscoso y con un ligero olor a compuesto aminado. El producto a la venta es un concentrado de isopropilamina de glifosato mezclado con tensoactivos para una mejor dispersión (Franz et al, 1997). Pero es bien sabido que esos co-formulantes, como el sebo amina polietoxilado (POEA), son más tóxicos que el glifosato por sí solo (Defarge et al 2016). Como los co-formulantes no son el ingrediente objetivo en los estudios toxicológicos, existe una mala consideración de las toxicidades de los coadyuvantes. Esto permite que los productos pasen las pruebas de venta y sean aplicados con un falso perfil de seguridad (Mesnage y Antoniou, 2017). Aun así sigue siendo el herbicida con más aprobación, venta y aplicación en el mundo (Duke, 2017; Vandenberg et al, 2017).

2.1.2 Casos de invasión tratados con glifosato

2.1.2.1 *Tamarix spp*

Las plantas del género *Tamarix* son arbustos fanerógamos de la familia *Tamaricaceae*, nativos de Eurasia y el norte de África (Brock,1994). Estos arbustos fueron traídos a Norteamérica en el siglo XIX con fines hortícolas debido a la belleza de sus flores (Fick, 2016), y naturalizada extensamente en hábitats secos y de salinidades de más de 15,000 ppm de cloruros, mismas condiciones que corresponden a la extensión que abarca desde Carolina del Sur hasta California (González et al, 2017), donde ha

invadido ríos y arroyuelos en zonas áridas y semiáridas. Su invasión se extendió básicamente como efecto de las actividades antropogénicas llevadas a cabo en las áreas afectadas; el pastoreo incontrolado, la agricultura extensiva, la tala inmoderada de árboles nativos (González et al, 2017).

En la década de 1970, se hizo una revisión de las fotografías aéreas de las zonas invadidas observando un aumento del 52% de los individuos del género *Tamarix* en 5 años, así como también un aumento del 47% de extensiones de arena donde antes había vegetación nativa. Estos datos hicieron que organizaciones ecologistas y gubernamentales comenzaran a hacer planes para la gestión, control y erradicación de éstas especies (Fick, 2016).

El glifosato es utilizado para combatir a las especies de *Tamarix* debido a que las normas permiten su utilización en zonas aledañas a los cuerpos rivereños. Otros herbicidas como el triclopir han sido probados para el combate de esta invasión mostrando resistencia a este herbicida, observándose que las plantas regeneraban sus tejidos, haciendo de esta sustancia un tratamiento poco confiable (González et al, 2017).

Otro herbicida fenoxi cuyos resultados habían sido probados en especies leñosas (2, 4,5-TP, silvex) fue aplicado en Nashville Tennessee, para combatir la invasión por *Tamarix* en 1973 a razón de 4 kg/ha. El resultado fue un 60% de mortalidad en el control de la especie (Miller, 1997), sin embargo este producto fue retirado del mercado de los Estados Unidos de América en 1980 debido a su relación con los compuestos del “agente naranja” (Brock,1994; Miller,1997). Tebuthiuron, picloram y dicamba fueron

también aplicados con regular éxito, pero retirados debido a la alta toxicidad y al riesgo ambiental que estos representaban (Brock, 1994).

A principios de la década de 1970, Monsanto introdujo un nuevo herbicida llamado glifosato. Brock (datos no publicados, 1972 visto en Brock, 1994) trató plantas de *Tamarix* en el río Wichita en el noroeste de Texas, y encontró que *Tamarix* tiene una alta mortalidad cuando se trata con glifosato a 1 kg / ha. Las pruebas se descontinuaron ya que Monsanto deseaba comercializar el glifosato para cultivos agronómicos y hortícolas, en lugar de tierras no cultivadas. En los años siguientes, el glifosato se ha usado muy eficazmente como herbicida para las especies de *Tamarix*, con una mortalidad del 96% pero con aplicaciones constantes (González et al 2017).

2.1.2.2 *Rhamnus spp.*

Las especies de la familia de las Ramnáceas son generalmente arbustos caducifolios con alta capacidad de adaptación y supervivencia. El porcentaje de germinación es del 90% y además tienen también la cualidad de reproducirse tanto de forma vegetativa y su dispersión principal es a través de las aves migratorias (Frappier et al 2004). Las especies que se han vuelto problemáticas debido a su alto grado de invasión son principalmente el espino cerval europeo *Rhamnus cathartica L.* y la frágula o arraclán *Rhamnus frangula* (Lavoie et al, 2014).

Rhamnus cathartica L y *Rhamnus frangula* son especies originarias de Europa y Asia (Godwin 1943) y se han naturalizado en muchas partes del este y centro de América del Norte. Al igual que muchas plantas no nativas, se han vuelto invasoras y amenazan ecosistemas nativos. Su capacidad para dominar y desplazar la flora nativa es el

resultado de las altas tasas de crecimiento individual y poblacional (Knight et al, 2007). En el este de América del Norte, crecen bien bajo la sombra de los bosques de hoja caduca. Son especialmente comunes en bosques mixtos y humedales, y a menudo los bordes de las carreteras, los barrancos y las riberas de los ríos también proporcionan un hábitat adecuado (Heneghan et al 2004).

Los estudios de Cross y Bradley de 2017 en Nueva Inglaterra demuestran que los hábitats más vulnerables a la invasión incluyen campos abandonados, bosques secundarios tempranos, bordes de bosques alterados, bosques inundables, áreas abiertas alteradas, pastizales, bosques plantados, bordes de caminos y lotes baldíos. En algunas regiones, tanto *Rhamnus Cathartica L* como *Rhamnus frangula* se declaran nocivas, lo que conlleva un permiso legal para poner en marcha programas de gestión y manejo para poder eliminarlas (Heneghan et al 2004).

Para la gestión y manejo de la invasión de estas especies invasoras, muchas agencias de conservación gubernamentales y no gubernamentales, como en el Refugio Nacional de Vida Silvestre Seney (SNWR) en Michigan, con el objetivo de reducir el predominio y la abundancia de estos arbustos (USFWS 2009), se hacen aplicaciones foliares con un 2.5% de ingrediente activo glifosato. A menudo, las plantas rociadas repetidamente con el mismo herbicida pueden formar resistencia, eliminando la efectividad del mismo (Anzalone, 2008). Aunque la resistencia de las ramnáceas al glifosato aún no se ha documentado, la resistencia al glifosato se ha documentado en otras malezas (Yu et al., 2007).

2.2 Glufosinato

El glufosinato de amonio o fosfotricina es un herbicida de amplio espectro utilizado principalmente para el control de especies herbáceas y trepadoras fanerógamas (Anzalone, 2008), es utilizado en 82 países (FAO, 2015), según “resultados observados” al final del siglo XX (Ebert y Mayer, 1990), su aplicación se vendía como altamente segura. Además que las fichas técnicas indicaban que solamente afectaba la parte de la planta donde debía ser aplicado (Ebert y Mayer, 1990; Anzalone 2008). Incluso en algunos casos, debido a su efectividad había reemplazado al glifosato cuando éste no resultaba tan efectivo (Grangeot et al 2006). Sin embargo estudios recientes han demostrado que el glufosinato, a pesar de la gran cantidad de países que permiten su uso alrededor del mundo resulta tóxico para algunas especies de peces evaluadas. Un ejemplo de esto es el estudio realizado en 2014 por Kang y colaboradores, en el cual fueron evaluadas las toxicidades subcrónicas y crónicas del glufosinato y sus efectos fisiopatológicos de la especie *Oryzias dancena*, un pez nativo de Bangladesh, Sri Lanka y Tailandia. El experimento consistió en exponer esta especie a 0.2, 4 y 8 mg / l de glufosinato durante 28 y 42 días, dicha exposición provocó congestión sanguínea, fusión laminar y elevación epitelial en las branquias, y se encontraron además pruebas de degeneración hidrópica, fibrosis, degeneración lipídica, infiltración de leucocitos y necrosis en el hígado. Indicadores que determinaron la toxicidad del glufosinato en esta especie que además forma parte de la gastronomía tailandesa (Kang et al, 2014).

2.2.1 Características

Este herbicida es un inhibidor de glutamina sintetasa, enzima vital para el metabolismo de las plantas, deteniendo la fotosíntesis de las mismas desencadenando en su muerte (Anzalone, 2008). Es aplicado en herbáceas de hoja ancha y arbustos tanto caducifolios como perennifolios (FAO, 2004). La acumulación de amoniaco en el cuerpo de la planta produce una acidificación en el interior de los cloroplastos trayendo como consecuencia la fotofosforilación, esto ocasiona que la planta se vuelva reactiva al oxígeno produciendo una reacción de peroxidación en los lípidos y la destrucción de la membrana plasmática (Ebert y Mayer, 1990). Opuesto a lo ocurrido con los productos que actúan a través de las raíces, el glufosinato tiene la capacidad de tratar a los retoños de forma selectiva sin llegar a dañar el árbol completo o las cepas (FAO, 2004).

2.2.2 Casos de invasión tratados con glufosinato

2.2.2.1. *Ambrosia artemisiifolia*

Las especies del género *Ambrosia* son plantas perennes anuales o de corta vida de la familia de las asteráceas, son originarias del norte de México y el sudoeste de los Estados Unidos (Bassett y Crompton, 1975) y se cree que el género ha evolucionado en el desierto de Sonora de donde posteriormente urbanistas y horticultores exportaron hacia el exterior, y actualmente las especies se encuentran en América del Norte, América del Sur y en Europa donde se ha vuelto una especie exótica invasora (Bassett y Crompton, 1975). La especie de mayor preocupación para Europa es *A. artemisiifolia* (Bae et al, 2017).

Varias asteráceas han sido introducidas accidentalmente en Eurasia, siendo *Ambrosia artemisiifolia* la más importante de las especies introducidas. Esta especie ha sido registrada en casi todos los países europeos, pero a densidades variables (Bohren, 2010). Las regiones más severamente invadidas en Europa son Hungría, Austria, Eslovaquia, Ucrania, parte europea de Rusia y sur de Europa (sur de Francia, Italia). Por el contrario, *A. artemisiifolia* es actualmente relativamente rara en el norte de Europa (p. Ej., Irlanda, Escocia, Noruega y Suecia) (Gauvrit y Chauvel, 2010).

Esta especie ejerce una fuerte competencia en varios cultivos de primavera y en especies nativas de arbustos hasta en un 75% (Bae et al, 2017). En Suiza, además de ser una mala hierba en los campos cultivables y bosques, la planta produce polen con un alto potencial alergénico, que puede inducir graves problemas de salud en la población. Esta situación requiere una fuerte estrategia de control que involucre no solo a los agricultores sino también al personal a cargo de la gestión de las áreas naturales (Bohren, 2007).

La Asociación Francesa del Estudio de las Ambrosías (AFEDA) señala también que alrededor de 1950, esta planta comenzó a esparcirse en la región de Lyon y a partir de las décadas siguientes el problema de invasión incrementó y debido al alérgeno, se convirtió en un problema de salud pública hasta llegar a tener más de cien mil casos de personas afectadas en la primer década del siglo XXI (AFEDA, 2005). Debido a esta problemática, el gobierno francés se dio a la tarea de poner en marcha programas para el control y erradicación de esta especie utilizando diversas técnicas, entre ellas el uso de herbicida ha sido la más utilizada y la más efectiva de todas (Bae et al, 2017).

En el caso de invasión en Lyon, Francia estudiado por Gauvrit y Chauvel en los años 2006 y 2010, se aplicaron 375-550 gr/ha. A las zonas con más porcentaje de invasión, especialmente en la ribera del río Rhône con un rociador de mochila a 30 cm del follaje de *A. artemisiifolia*, siempre registrando las condiciones climáticas para evaluar la eficacia del tratamiento en cualquier condición. En el mismo estudio, después del tratamiento con glufosinato, la especie continuó liberando polen entre 4 y 8 días más antes de comenzar la necrosis, esta producción de polen es resultado de la aparición de plántulas nuevas que no fueron exterminadas por completo. Sin embargo, con un segundo tratamiento, la producción de polen fue erradicada por completo en esa zona. También se aplicó glufosinato a la misma concentración (375-550 gr/ha.) a plantas en etapa de floración tardía, se esperó a que un buen número de individuos estuviera en esa etapa para poder atacar el banco de semillas, dando como resultado la disminución del 99% de producción de semillas viables en la primera aplicación. Este experimento fue realizado durante 4 años consecutivos en las cercanías del río Rhône.

En la parte oeste de Bulgaria se observa una severa invasión de *A. artemisiifolia* la cual ha afectado tanto a los cultivos de trigo como a la salud de los habitantes. En el estudio de Vladimirov y colaboradores del 2017, un control químico fue efectuado con la finalidad de erradicar la especie lo más pronto posible utilizando glufosinato ([8 g/l]), ya que según ellos, la población de esta especie desarrolló una resistencia al glifosato. Los resultados indicaron una disminución de 91.02% de individuos después de la primer aplicación, después fueron usados otros herbicidas con menos éxito tal como el 2,4 D éster el cual reportó un 86.4% de individuos erradicados en la primera aplicación.

2.2.2.2. *Bischofia javanica*.

La especie *B. javanica* es un árbol invasor procedente de la India, algunas áreas de Malasia, el sureste de Asia, noreste de Australia y las Islas Polinesias (Mandal et al 2018). Llegó a Japón con la cultura de los Bonsay y por su resistencia y gran habilidad de sobrevivir, además de la capacidad de dispersión y producción de semillas, ha desplazado diversas especies como los cerezos “sakura” *Prunus serrulata*, árboles que son insignia nacional de Japón (Itou et al 2015). Debido a estas propiedades, *B. javanica* se ha dispersado extensamente en las islas Ogasawara, especialmente en los bosques *Pisonia-Elaeocarpus*, donde varias especies endémicas son relativamente abundantes, incluyendo *Celtis boninensis*, *Elaeocarpus photiniifolius* y *Morus boninensis* (Itou et al 2015).

En las últimas décadas, se ha utilizado la remoción manual, la tala y quema como método de control de *B. javanica* (Shimizu 2003); sin embargo, los rebrotes de ejemplares de esta especie aparecen en corto tiempo, requiriendo varios años para su erradicación ya que mientras se ha erradicado en una zona, alguna otra zona aledaña ya está infestada (Itou et al, 2015).

Como alternativa de control, fueron utilizados herbicidas como el glufosinato para controlar esta especie. En el estudio de Itou y colaboradores de 2015 realizado en Japón, se utilizó glufosinato para la erradicación de *B. javanica*. El experimento tomó un periodo de 10 años de 2005 a 2015, y durante ese periodo se aplicó glifosato (300 g/ha.) y glufosinato (10 g/l), confirmando que este último fue tan eficiente como el glifosato eliminando un 90% y 91% de individuos juveniles respectivamente. El

glufosinato resultó ser una alternativa de baja toxicidad para muchas formas de vida, incluidos los mamíferos, aves, peces, insectos e inclusive muchas bacterias en las islas de Ogasawara, Japón, sitio donde tuvo lugar dicho experimento (Itou et al 2015). Además que varios manuales de herbicidas indican que el glufosinato es fácilmente metabolizado por los microorganismos del suelo que al final terminan siendo nutrientes para las plantas (Anzalone, 2008; Castro-K, 2017; Velarde, 2017).

Tanaka y colaboradores en el año 2010, realizaron un estudio con 4 herbicidas incluyendo el Glufosinato. Dicho estudio fue llevado a cabo en los bosques de las islas de Ogasawara. La técnica utilizada fue la combinación corte-herbicida. En dicho estudio se cortaban los árboles de la base del tronco con la ayuda de un hacha o motosierra y se aplicó una solución de glufosinato de 550 gr/ha. Dicho método no resultó tan efectivo debido a que el corte con hacha deja al tronco expuesto y con una superficie en forma de cono convexo; se observó que el herbicida escapaba fácilmente después de la aplicación y debido a la lluvia ocurrió una lixiviación.

Una fuga de glufosinato como la ocurrida en el estudio de Tanaka y colaboradores en 2010, podría causar la perturbación del medio ambiente debido a la alta concentración del herbicida y su potencial para la alteración del metabolismo a plantas no objetivo, además de causar daños a las especies de los bosques de las islas de Ogasawara los cuales tienen un alto nivel de endemismo. También cuentan con importantes cuerpos de agua dulce donde viven plantas acuáticas endémicas como *Nuphar submersa* (Shiga et al 2017) y que sirven de suministro de agua para las comunidades cercanas. Además debido a la cercanía con el mar, este herbicida con la misma concentración

utilizada por Tanaka et al 2010, provocaría impactos negativos en especies de peces y algas marinas (Tanaka et al, 2010: Itou et al 2015).

El estudio de Tanaka et al 2010 concluye indicando la importancia de aplicar la mínima concentración de glufosinato para evitar daños a otras especies y a los cuerpos de agua. También sugiere no combinar el corte con la aplicación de herbicidas, ya que en la parte donde fue utilizado solamente el herbicida sin combinar con otro método tuvo un porcentaje de mortalidad del 92.7% contrario al método corte-herbicida cuyo porcentaje fue del 60%.

2.3 Triclopir

Este herbicida pertenece al grupo de las auxinas. Es un compuesto sintético que se deriva del ácido piridiloxiacético. Compañías como DowElanco, lo ofrecen en el mercado como un herbicida selectivo que actúa desde las raíces hasta llegar a las hojas donde comienza a provocar la muerte del tejido del meristemo (FAO, 2004; Anzalone, 2008). Lo consideran “selectivo” debido a que se ha probado que es más efectivo en las plantas dicotiledóneas, como las plantas del género *Acacia* que en varias partes del mundo son altamente invasoras (Mearnsii DeWild, 2003), mientras que en las monocotiledóneas su efectividad es baja (Anzalone 2008). Presenta poca movilidad y además es rápidamente metabolizado por los microorganismos en el suelo. Es un compuesto fotosensible, en presencia de luz solar, la vida promedio de este herbicida es de aproximadamente 8 a 10 horas (Anzalone 2008, FAO, 2004).

2.3.1. Características

Según las fichas técnicas de Agrobite y el manual de control de malezas (Tu et al 2001), triclopir sirve para una gran diversidad de árboles y arbustos, pero no tiene efecto en gramíneas y algunas herbáceas. En la lista de especies que incluye el espectro de este herbicida están las acacias *Acacia spp.*, los arces *Acer spp.*, especies acuáticas como *Alisma plantago-aquatica*, varias especies de alisos *Alnus spp.*, abedules *Betula spp.*, fresnos *Fraxinus spp.*, robles *Quercus spp.*, saucos *Sambucus spp.* y plantas trepadoras como *Lonicera spp.*, *Urtica spp.*, etc.

Además de su uso en la agricultura, se han hecho diversas pruebas en especies invasoras debido a su “selectividad”, sin embargo es sabido que esta auxina es más tóxica que herbicidas como el glifosato. Estudios como el de Guilherme et al 2015 demostraron el riesgo genotóxico del herbicida GarlonVR y su ingrediente activo triclopir, ya que la especie marina *Anguilla anguilla* expuesta a concentraciones de 120 mg/l, se encontraron 2-3 mg de triclopir en su organismo.

2.3.2. Casos de invasión tratados

2.3.2.1. *Ligustrum sinense*

Esta especie es un arbusto que invade generalmente de manera rápida sitios con alto grado de perturbación, tales como orillas de senderos, tierras de cultivo abandonadas y algunos bajos (Barnett et al, 2016). Es un arbusto tolerante a la sombra cuyo tamaño alcanza los 9 m en su etapa adulta, es perennifolio en climas tropicales y subtropicales, pero en climas fríos se vuelve caducifolio (Enloe et al, 2016).

Su propagación se lleva a cabo a través de las aves principalmente, aunque también la abundante producción de brotes a partir de la raíz, permiten a la especie invadir más áreas y formar matorrales densos, logrando desplazar a otras especies casi por completo (Barnett et al, 2016). Normalmente coloniza los sotobosques limitando la regeneración de madera comercial nativa, la biodiversidad y las actividades recreativas (Foard et al, 2016).

Ligustrum sinense es nativo de China y debido a su aspecto de arbusto de múltiples ramas fue transportado como planta ornamental a los Estados Unidos moviéndose y adaptándose rápidamente por los bosques de Nueva Inglaterra, y la costa este del país, su crecimiento es exponencial y hasta el 2015 ocupó aproximadamente el 7% de la cobertura forestal desde Virginia hasta Florida, número realmente alarmante si se toma en cuenta la gran extensión territorial de bosques con la que cuenta esa región (Barnett et al, 2016). Además de estar en el top 10 de las especies exóticas más alarmantes en los estados de Georgia (Georgia Exotic Pest Plant Council 2015 GEPPC visto en Enloe et al, 2016) y Mississippi.

En 2016 Barnett y colaboradores y Enloe y colaboradores 2016 hicieron pruebas con el herbicida triclopir a 200 mg/l, obteniendo buenos resultados en las aplicaciones hechas en primavera y otoño, eliminando 100% de los individuos presentes en las parcelas. Sin embargo, el control durante el verano fue significativamente menor eliminando solamente un 67% de los individuos. Enloe y colaboradores 2016 mencionan que la sequía que antecedió al verano de 2015 pudo limitar la eficacia del herbicida en verano; el estrés hídrico evitó que el triclopir llegase por completo a tallos y raíces, sumado a que en verano es el periodo en que el crecimiento de los brotes y floración de *L.*

sinense es más activo. Aunado a la fisiología de la especie que limitó la eficacia de los herbicidas ese verano.

El experimento fue realizado en Auburn, Alabama, estado que tiene una red de ríos importantes como el Río Alabama, el río Tallapoosa, el río Tennessee y el río Perdido, los cuales forman la cuenca del Tennessee. Esta es una cuenca importante para el suministro de agua hacia los estados de Alabama, Tennessee y Georgia, que además se han visto impactados por el uso de herbicidas, en particular triclopir (Fobian et al, 2014; Spears, 2017)

2.3.2.2. *Acacia spp*

Varias especies del género *Acacia spp* se han convertido en un importante problema debido a su capacidad invasiva alrededor del mundo (Souza et al, 2015), sin embargo poco se conoce sobre los efectos a largo plazo. Estudios varios (Wandrag et al, 2015; Ngwenya et al 2017; Marchante et al, 2017) han explorado el impacto de las acacias en la función y estructura de los microorganismos del suelo y los nutrientes. En relación con los nutrientes, las concentraciones de carbono, nitrógeno y fósforo incrementaron notoriamente a medida que aumentaba la invasión. Otro efecto observado en los estudios mencionados fue el decremento del pH a medida que la materia orgánica incrementaba, los minerales se mantuvieron estables mientras que la acción enzimática y respiración basal del suelo se dispararon a porcentajes altos.

Los estudios de Wandrag et al, 2015; Ngwenya et al 2017 y Marchante et al, 2017, incluyeron secuencias cronológicas para investigar el impacto de la invasión de *Acacia spp*, ya que se hicieron repeticiones por cada estación del año durante uno o dos años.

Los tres estudios concluyeron que la invasión por *Acacia spp* tuvo un impacto negativo en el suelo. Wandrag y colaboradores (2015) afirman que los daños en el suelo causados por la invasión de estas especies son difíciles de reparar incluso varios años después de la invasión.

En las costas españolas del Mediterráneo, en concreto las campiñas de Málaga, Souza y colaboradores en 2015 y Hernández y colaboradores en 2016, evaluaron el herbicida triclopir a 150 mg/l como alternativa para el control de la especie *Acacia dealbata*. Se trata de una especie del grupo de las leguminosas que proviene de Australia y que fue llevada ahí principalmente para sembrar en parques públicos como paisaje urbano.

El efecto del triclopir fue un cambio en los microorganismos del suelo, y algunos hongos se adaptaron al efecto que produce dicho herbicida en las zonas invadidas por *A. dealbata*. También se notó a través de diversas pruebas, que el triclopir era rápidamente convertido en ácidos orgánicos debido a la acción microbiana del suelo y en parte esos cambios en las condiciones no favorecieron la invasión de la especie llevando a la eliminación del 65% de los individuos de *A. dealbata* (Souza et al 2015; 2015b; Hernández et al, 2016).

2.4 Atrazina

La atrazina pertenece a la familia de herbicidas 2-cloro-s-triazina y es uno de los contaminantes plaguicidas más comunes del agua subterránea y del agua superficial (FAO, 2004). La exposición ocupacional a la atrazina puede ocurrir durante la fabricación, las operaciones de formulación y la aplicación, mientras que la exposición no ocupacional puede surgir del agua potable o el consumo de vegetales y pescados

contaminados (Albanito et al, 2015). Es ampliamente utilizado debido a su agresividad contra las malezas y la rapidez con que actúa, a pesar de su toxicidad (Anzalone, 2008). Es el herbicida que ha resultado más efectivo contra plantas altamente invasoras y generalistas como las asteráceas (Jayaramiah et al, 2017).

2.4.1 Características

A pesar que diversos estudios han asociado la exposición a la atrazina al cáncer de ovarios y cáncer de mama, es un herbicida aún aprobado por la Agencia de Protección Ambiental de EE. UU. Bien si la Unión Europea prohibió su utilización desde 2006, el argumento de los norteamericanos es la falta de una asociación clara entre los niveles de exposición y la incidencia de cáncer en los aplicadores de plaguicidas (Nwani et al 2010). El mecanismo de acción más efectivo consiste en inhibir el fotosistema impidiendo la reacción Hill evitando que se lleve a cabo la fotosíntesis, entra a través de las raíces y a través del tallo viaja hacia las hojas, aunque también se administra mediante el follaje comportándose como un herbicida de contacto. En ambos casos es considerado un herbicida generalista y agresivo con cualquier planta con la que esté en contacto, desde las herbáceas hasta los árboles maduros (Anzalone, 2008).

2.4.2. Casos de invasión tratados con atrazina.

2.4.2.1. *Parthenium hysterophorus* L.

Esta especie es probablemente una de las herbáceas más invasivas del mundo (Jayaramiah et al, 2017). Pertenece a la familia de las asteráceas, se distribuye ampliamente en casi todo el planeta adaptándose a diversas condiciones ambientales

para sobrevivir y asentarse en prácticamente cualquier sitio (Guyana y Paraguay Boletín OEPP/EPPO, 2014).

A pesar de su origen no tropical, *P. hysterophorus* crece con bastante éxito bajo una amplia gama de condiciones ambientales. Se está extendiendo rápidamente en Australia, África occidental, Asia y los países del Caribe, y se ha convertido en una hierba peligrosa de pastizales, páramos, cursos de agua y cultivos agrícolas (Tanveer et al, 2015). La diseminación del *Parthenium* se ha atribuido a su actividad alelopática, su fuerte competitividad para la humedad y su capacidad para explotar la biodiversidad natural (Jayaramiah et al 2017).

Los estudios de Tanveer y colaboradores en 2015 revelaron que los alelo-químicos que esta especie libera, disminuyen la germinación y el crecimiento de árboles, arbustos y herbáceas nativas e incluso otros estudios demostraron que también actúa contra otras especies invasoras de su misma familia como *Mikania micrantha* en las islas del pacífico (Day et al 2016).

Debido a la naturaleza invasora de *Parthenium hysterophorus* L. y la falta de disponibilidad de mano de obra, se ha optado por combatir esta especie con herbicidas (Jayaramiah et al 2017). Varios herbicidas pueden controlar el *Parthenium hysterophorus* L. de manera efectiva (Ramani y Sukhadia, 2004), pero es la Atrazina la que mejores resultados ha aportado en diversos estudios eliminando el 100% de los individuos cada vez, (Sharma, 2003; Kumar et al, 2006; Tanveer et al 2015; Jayaramiah et al 2017). En todos los casos la aplicación de los herbicidas es más efectiva en la etapa vegetativa activa que en la etapa de floración.

En 2017 Rehman y colaboradores aplicaron atrazina para el combate de *P hysterothorus* con una concentración de 469 g/ha, obteniendo un resultado del 89% de eliminación a la primera aplicación y 100% en la segunda. A pesar de su eficacia también existen estudios que comprueban la toxicidad de este herbicida, por ejemplo el estudio de Erinle y colaboradores de 2016 demuestra que es altamente tóxico para las lombrices de tierra, aunque el estudio trataba de probar la atrazina en *Pennisetum*, una herbácea perenne de la familia de las *poaceae* que es invasora en Bangladesh.

2.4.2.2. *Senecio vulgaris*

Senecio vulgaris es también una asterácea de distribución general. Su floración puede ser primaveral o estival, sus flores están compuestas por pétalos pequeños amarillos, se diferencia de otras especies de seneceos debido a las brácteas de punta negra que adornan los pétalos de sus flores, su tallo está lleno de tricomas y su altura no sobrepasa los 50 cm. Se le puede encontrar en las praderas, márgenes de senderos y lugares altamente perturbados, pero como especie invasora, es en los bosques en regeneración y praderas naturales donde causa problemas con las especies nativas. *S. vulgaris* produce unos pequeños frutos que penden de las brácteas, los cuales durante la madurez se desprenden y se dispersan por anemocoria y zoocoria. Su ciclo vital es de solo 5 o 6 semanas (Holt y Radosevich, 1981).

Aunque hoy se han encontrado alternativas para el control de *S. vulgaris* (Benvenuti et al 2017) en la década de 1940 se hicieron diversos estudios para someter esta especie al tratamiento químico, fueron utilizados herbicidas como diquat, paraquat, pero fue la

atrazina en concentración de 500 g/ha la que conseguía mejores resultados, entonces continuó su utilización hasta finales de la década de 1960. (Holt y Radosevich, 1981).

En la década de 1970 diversos estudios comenzaron a revelar una baja en el porcentaje de efectividad de la atrazina en el control de *S. vulgaris*. Dicha baja no fue debido a la disminución de la calidad del herbicida, fue más bien que la especie comenzó a desarrollar mecanismos de defensa contra los inhibidores del fotosistema haciéndose inmunes a los tratamientos con atrazina. En la década de 1980 fue discutida y probada su toxicidad y actualmente *S. vulgaris* es combatida con métodos mecánicos y biológicos (Ryan 1970; Radosevich y Appleby 1973; Holliday y Putwain, 1977; Gressel et al 1983; Délye et al, 2016; Michel y Délye, 2016).

3 Impacto de los herbicidas en ambientes marinos: casos documentados.

3.1 Queensland: La Gran Barrera Arrecifal Australiana

La situación de la Gran Barrera Arrecifal (GBR) ha provocado continuas preocupaciones acerca de la salud de los corales en las últimas décadas (Haynes y Michalek-Wagner, 2000; Brodie et al 2008; Brodie et al., 2013; Smith et al, 2017). Los gobiernos de Australia y Queensland pusieron en marcha el Plan Reef en el año 2003 que, entre otras cosas, estableció objetivos que permitían la reducción del uso y descarga al mar de agentes contaminantes. En los objetivos se hacía hincapié en la reducción del uso de herbicidas cuyo origen es un 75% proveniente de tierras agrícolas adyacentes a las costas de Queensland; 15% de los herbicidas que ingresan a la gran barrera arrecifal provienen de la gestión de bosques naturales y del mantenimiento de

senderos y caminos; y el otro 10% se reparte entre la horticultura, jardinería y otras actividades (Batianoff y Butler, 2002; Head et al, 2015).

El objetivo a largo plazo del plan es la reducción de descargas al mar y garantizar que para 2020 la calidad del agua que ingresa al arrecife no tenga un impacto perjudicial sobre la salud y la resiliencia de la barrera arrecifal más grande del mundo (Gobierno de Australia y Gobierno de Queensland 2003, 2009 y 2013). Para alcanzar este objetivo a largo plazo, es fundamental suponer que una reducción en la carga contaminante conducirá a una mejora proporcional en la salud de los corales. Sin embargo, cuando la carga contaminante consiste en una mezcla de sustancias químicas con diferentes toxicidades, cumplir con el objetivo de reducción de carga puede no alcanzar el objetivo a largo plazo del Plan Reef (2013).

La prioridad en Queensland es la conservación de la Gran Barrera Arrecifal, sin embargo, hay una larga lista de plantas invasoras (Rejmanek, 2000; Gobierno de Australia y Queensland, 2017), las cuales han alterado no solo la estructura vegetal, también el comportamiento de varias especies de animales (Mainali et al, 2015) y ha provocado daños en los ecosistemas invadidos (Head et al 2015; Shimeta et al 2016).

El registro de erradicación de plantas invasoras, ya sea en islas o continentes, se ha vuelto una tarea difícil de llevar a cabo. Sin embargo, en las Islas del Pacífico la gestión de estas especies es una problemática de prioridad máxima debido al alto número de plantas alienígenas y el alto grado de endemismo que estas ofrecen (Taylor y Kumar 2013; Head et al 2015; Adams et al 2016). Idealmente la erradicación debería resultar en que todos los individuos de una especie potencialmente invasora sean destruidos

inmediatamente después de su llegada, pero hay realmente muy pocos casos de éxito, no solo en las islas, también alrededor del mundo (Taylor y Kumar, 2013).

En Queensland según datos del Departamento de Agricultura, Pesquería y Bioseguridad DAPB (DAPB, 2016), hay una lista de herbicidas utilizada para el control de plantas invasoras, esta lista aunque bastante restrictiva, permite el uso de herbicidas como la triclopir, picloram, glifosato, imazapir, metil-sulfurón y fluroxipir, además que en la región hay una fuerte producción de caña de azúcar, para la cual utilizan principalmente herbicidas para mantener los cultivos libres de malas hierbas, haciendo que estas dos actividades en conjunto afecten negativamente la calidad del agua en el Océano Pacífico, en concreto cerca de la gran barrera arrecifal (Rolfe y Harvey, 2017).

El estudio de Rolfe y Harvey en 2017, registró el uso de herbicidas tanto en la agricultura como en la gestión de malezas en zonas no cultivadas y áreas naturales, las cuales por lixiviación o filtración van a parar al mar. El estudio indicó que las zonas de mayor impacto, como muestran los gráficos de la figura 10 son la región de Mackay y Wet Tropics (UNESCO, 2007), las cuales cuentan con una red de parques nacionales, entre ellos el Parque Eungella y el Parque Wet Tropics, ambos con bosques tropicales húmedos y humedales. Dentro de estas reservas antes de descubrir el daño de los herbicidas a los corales (Jones et al, 2003), se trataron de controlar varias especies invasoras como *Imperata cylindrica* con glifosato y picloram (Haynes y Michalek-Wagner, 2000; Mack y Lonsdale, 2002; Florentine, 2008).

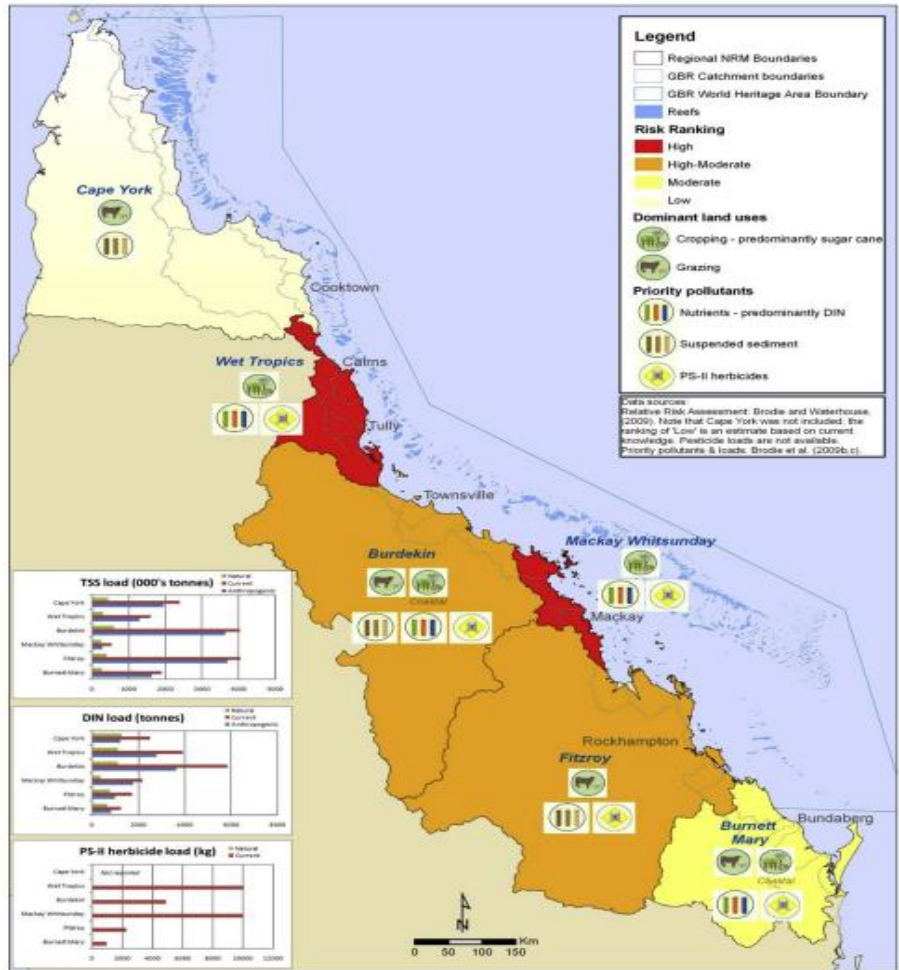


Figura 10. Mapa de Norte de Queensland y gráficos con la cantidad en toneladas de sólidos suspendidos totales (SST), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), y kilogramos de herbicidas inhibidores de fotosistema. (Tomado de: Brodie et al 2013).

Estudios como el de Lewis et al 2009, han detectado residuos de herbicidas en las vías fluviales del área de captación de la barrera arrecifal, así como en aguas circundantes a la gran barrera. Residuos de herbicidas como diuron, hexazinona y picloram fueron detectados en ríos (Lewis et al, 2009) y en zonas costeras (Brodie et al 2008; Brodie et al 2013). En esa misma zona, hay problemáticas serias de invasión por parte de numerosas especies de herbáceas, una de ellas es la especie *Spartina anglica*, caso presentado por Shimeta y colaboradores 2016. Es una especie de maleza acuática de la familia de las gramináceas, nativa del sur de Inglaterra e introducida en Queensland

con la finalidad de controlar la erosión de las costas. Debido a su complejo sistema radicular que incrementa la producción de limo, esta especie en Australia, por si sola comenzó a producir exceso de materia orgánica en el agua, además impidió reproducirse a especies de aves de la familia *Scolopacidae*, debido a la invasión y muerte de colonias de manglares donde estas aves hacían sus nidadas, colocándose entre las plantas invasoras más dañinas alrededor del mundo a principios del siglo XXI (Lowe et al, 2000).

La problemática de invasión de *Spartina anglica*, comenzó a ser preocupante, y por esa razón fueron tomadas medidas urgentes para su control. Esas medidas implicaron la utilización de herbicidas como glifosato, Fluazifop-P Butil, picloram, simazina e imazapir, los cuales comenzaron a hacer efecto en las poblaciones de *S. anglica* erradicando un gran número de individuos de esta especie invasora, sin embargo el tratamiento con herbicidas pronto dejó de ser una opción debido a las cantidades observadas de herbicidas en el océano de la región de Mackay Whitsunday, encontrando residuos de los herbicidas usados en el control, en praderas marinas (Shimeta et al, 2016; Wilkinson et al, 2017) y en parches de corales cercanos a la costa, que excedieron los valores permitidos por las normas establecidas para el Parque Marino “Gran Barrera Arrecifal” (GBRMPA, 2014). Debido a esta contaminación por herbicidas, Shimeta y colaboradores 2016, indicaron que el control químico de *S. anglica* podía resultar contraproducente a largo plazo, debido a la problemática de contaminación que presentaron las praderas marinas y las colonias de coral cercanas a las costas.

El efecto de los herbicidas en los corales, sobre todo de los inhibidores de la fotosíntesis, han sido motivo de preocupación debido al impacto sobre el Patrimonio Mundial del Parque Marino de la Gran Barrera desde principios del siglo XXI (Haynes et al, 2000). La evaluación toxicológica dentro de los tejidos de coral y las zooxantelas, las cuales son algas que viven en simbiosis con el coral, presentó concentraciones relativamente bajas en el estudio realizado por Jones y colaboradores en 2003, pero que de acuerdo con Smith y colaboradores para 2017 se triplicaron (1 y $3 \mu\text{g l}^{-1}$); aunque estas concentraciones aún continúan siendo bajas, el plan "Reef Water Quality Protection" RWQPP 2013, exige la disminución del 60% del uso de los herbicidas, puesto que a concentraciones más altas, y durante períodos más largos, el efecto de los inhibidores de fotosíntesis no es reversible. Cabe mencionar también que es una de las causas junto con el incremento de temperatura, el incremento de la turbidez en el agua debido a la presencia de materia orgánica que contribuyen a la "disociación" letal del coral mejor conocido como blanqueamiento del coral. Los herbicidas hacen su parte provocando la muerte de sus algas simbióticas sin las cuales, la muerte de los corales es inminente (Jones et al 2003, RWQPP, 2013, Smith et al 2017).

3.2. El mar de la Coruña

El mar de La Coruña es la parte del mar Cantábrico que baña la región administrativa del mismo nombre, aunque la actividad principal de esa zona se concentra en el turismo, la industria y los puertos mercantiles, también se destacan actividades económicas como la pesca y captura de mariscos y moluscos para el consumo humano, ya que estos son la base de la cocina típica de la costa Gallega (Ayuntamiento de La Coruña, nd). Además de los ecosistemas costeros, la región de La Coruña está

conformada por ecosistemas de “Bosque Ibérico”. Debido a que es una localidad costera, el clima no presenta una gran amplitud en el año, la temperatura según la Agencia Estatal de Meteorología de España, AEMET es estable, es zona de clima Atlántico con abundantes precipitaciones (Mera y Rico, 1998). Los ecosistemas principales en Galicia son el bosque caducifolio, el bosque de pinos, el bosque mediterráneo, el bosque de eucaliptos, los matorrales o monte bajo, humedales como marismas, turberas, y los ecosistemas costeros como los estuarios, dunas costeras, playas, islotes y mar abierto. (Martínez, 2017).

Es en las zonas costeras donde se ha presentado la mayor problemática de las invasiones biológicas, concretamente, se han registrado numerosas especies de plantas vasculares alóctonas, que fueron traídas y naturalizadas y no habían sido motivo de preocupación hasta mediados de la primer década del siglo XXI, cuando en los inventarios anuales se encontró un crecimiento en la población de especies exóticas y una reducción del porcentaje de especies autóctonas (Fagúndez, 2007).

En Galicia, inventarios hechos en 2008 por Romero Buján muestran un elevado porcentaje de especies introducidas con potencial de invasión. Durante ese estudio sobre flora exótica, también se menciona que algunas especies como *Carpobrotus edulis*, están siendo gestionadas por la “Consellería de Medio Ambiente de la Xunta de Galicia” mediante el uso de tratamientos químicos como la utilización del glifosato y simazina. La costa coruñesa no es especialmente una zona agrícola, por tanto, el uso de herbicidas está poco regulado. (Rodríguez-González, 2016).

Carpobrotus edulis es una planta que se ha extendido cubriendo casi totalmente la superficies de acantilados y herbazales costeros de La Coruña. (Galán, 2008). Fue traída de la región del Cabo, África para fines hortícolas y para dar estabilidad a la deforestada duna costera (Portela, 2015). Esta especie se dispersó a partir de su llegada y desde entonces ha colonizado la costa gallega de manera acelerada (Arévalo, et al 2018). *C. edulis* ocupa generalmente zonas perturbadas por actividades antropogénicas, forma una alfombra continua que cubre el suelo provocando la alteración del ciclo de nutrientes (Galán, 2008). Esta especie ha sido controlada mediante la aplicación de glifosato a bajas concentraciones (2%) y simazina 10% debido a que son herbicidas permitidos por el gobierno español expresados en el Real Decreto 1311/2012 para el uso de productos fitosanitarios. A nivel mundial también son ampliamente usados para erradicación de plantas acuáticas o cercanas a cuerpos de agua (Portela, 2015). Sin embargo, estudios recientes en la región coruñesa (Uzal Varela, 2016; Rodríguez-González, 2016) han detectado glifosato y herbicidas triazínicos en el Mar Cantábrico en La Coruña, específicamente en las praderas marinas de la costa gallega.

El estudio de Rodríguez-González en 2016 se llevó a cabo en las praderas de *Zostera marina* en la costa cántabro-atlántica. *Z. marina* es una especie de pasto marino muy común en las costas de Galicia, debido a la diversidad de hábitats presentes relacionados con la situación geográfica del litoral gallego, donde cuerpos de agua rivereños se alternan con zonas costeras abiertas (Ruiz et al 2015 visto en Rodríguez-González 2016). Este mismo estudio detectó que las praderas marinas comenzaron a morir, lo que llevó a investigar la causa de la muerte de la especie *Zostera marina*.

Tras 6 semanas de colecta de muestras tanto de agua de mar y sedimentos, Rodríguez-González detectó la presencia de los herbicidas simazina, cianazina, simetrin, atrazina, ametrin, propazina, terbutilazina, prometrin y terbutrin (Fig. 11 y 12). Todos ellos, inhibidores de fotosíntesis causantes de la muerte de *Z. marina*.

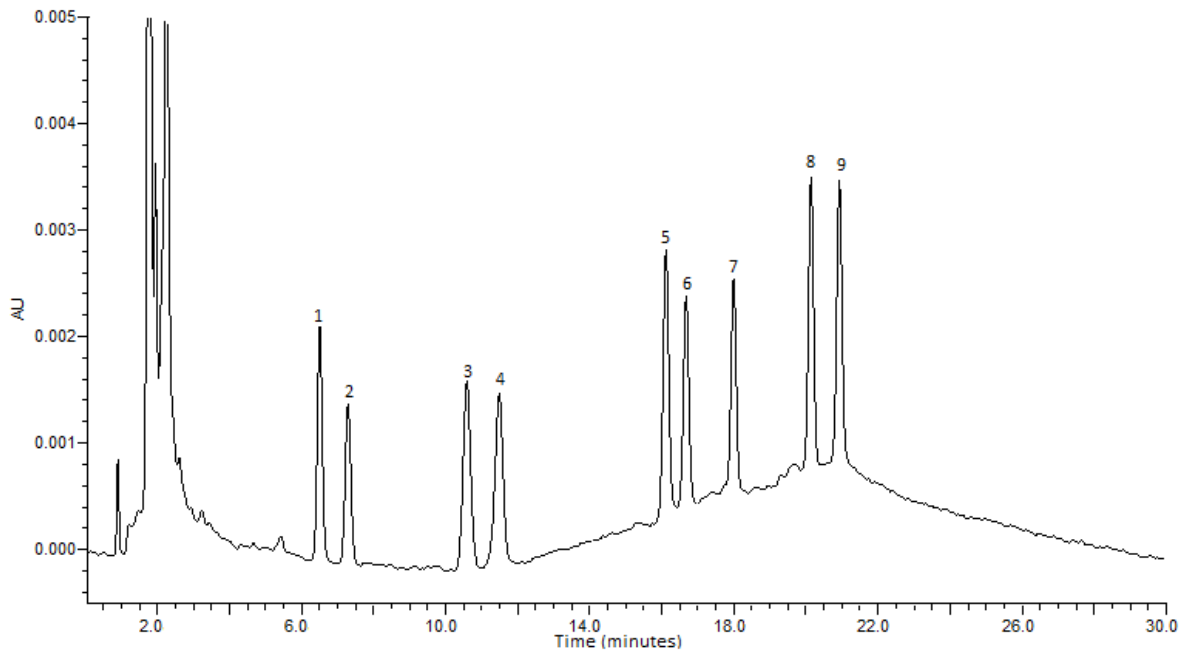


Figura 11. Cromatograma obtenido a partir de la muestra de agua de mar $2 \mu\text{g L}^{-1}$. Los picos mostrados corresponden a: (1) simazina, (2) cianazina, (3) simetrin, (4) atrazina, (5) ametrin, (6) propazina, (7) terbutilazina, (8) prometrin, (9) terbutrin. Fuente: Rodríguez González 2016.

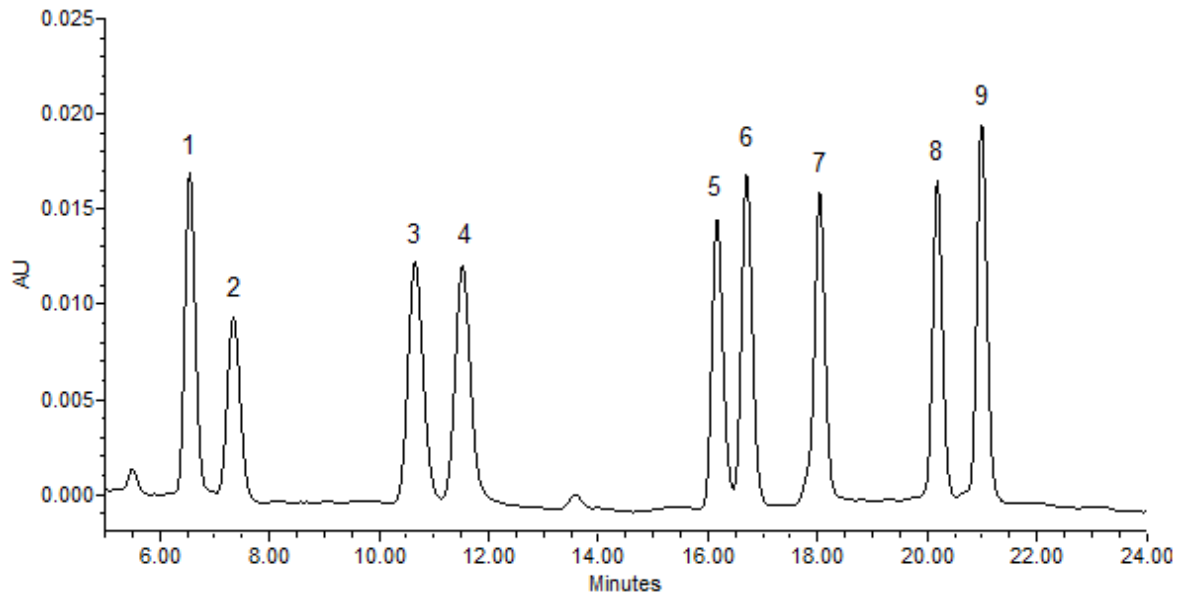


Figura 12. Cromatograma de extracto de sedimento marino tomado en el lecho de las praderas marinas. Los picos encontrados en la muestra corresponden a los siguientes herbicidas: (1) simazina, (2) cianazina, (3) simetrin, (4) atrazina, (5) ametrin, (6) propazina, (7) terbutilazina, (8) prometrin, (9) terbutrin.

Después de haber encontrado estos compuestos en las praderas marinas la incógnita de donde habían salido seguía presente, puesto que solo se tenía evidencia del uso de triazinas (simazina principalmente) para el control de la especie invasora *C. edulis* y no hay campos agrícolas cercanos. Sin embargo luego de unas semanas de sondeo, Rodríguez-González (2016) encontró a unos 100 km de la costa, unas fincas de producción vitivinícola, las cuales utilizaban básicamente atrazina para sus cultivos, además que se encontraban muy cerca de cuerpos rivereños que desembocaban en el mar cantábrico (Klementova et Keltnerova, 2015).

No obstante quedaba la incógnita del resto de los herbicidas que aparecieron en las cromatografías de las figuras 11 y 12. Rodríguez-González (2016) citó los estudios de Puig y colaboradores de 2012 que indicaban el uso de varias triazinas que aparecieron reportadas en las pruebas para la gestión de la especie *Eucalyptus*, especie altamente

invasiva y peligrosa que según Puig y colaboradores 2012 han reducido considerablemente los árboles del género *Quercus*, árboles nativos de los bosques atlánticos importantes para la silvicultura en Galicia.

La especie *Eucalyptus* ha sido una problemática en Galicia desde finales de los años noventa (Río et al 1997), y durante esos años y durante la primera década del siglo XXI, se utilizaron herbicidas tal como el glifosato, picloram, triazinas y sulfonilureas, entre las triazinas usadas están la prometrina, ametrina y terbutrina (Heredia, 2000; Andreu y Vilà, 2007; Andreu y Vilà, 2007b), herbicidas detectados en las costas y en praderas marinas de La Coruña (Aguilar y Polo, 2005; Rodríguez González, 2016).

Los ecosistemas de praderas marinas son el cobijo de muchas otras especies marinas, además de proveer estabilidad estructural a las costas reduciendo el impacto del agua en las playas (García Blanco, 2017). También funge como filtro del agua de los estuarios capturando los sedimentos, son también las praderas marinas importantes reguladores del ciclo de nutrientes. Además, los recursos que las praderas ofrecen son de importancia económica para los pobladores de La Coruña, quienes practican la pesca artesanal, la pesca deportiva y la captura de mariscos para consumo propio (García Blanco, 2017).

El impacto de los herbicidas en las especies vegetales de las praderas desestabilizaría las costas y además las especies de peces y mariscos que habitan en ella emigrarían por la falta de refugio natural. Actualmente se han explorado métodos biológicos en el control de *C. edulis*, para evitar la descarga de herbicidas a las praderas marinas (López, 2015; García Cardesín, 2016, Uzal Varela, 2016).

3.3. El mar de Costa Rica

Costa Rica es un país con un área territorial de 51,000 km². Es de los países más pequeños de Centroamérica y a pesar de ello, Costa Rica cuenta con ejes montañosos, valles, numerosos volcanes, bosques y una extensión de costa de 1228 km repartidas entre el Océano Pacífico y el Océano Atlántico (Alvarado Induni, 2011).

Costa Rica es uno de los mayores importadores y usuarios de herbicidas a nivel Centroamérica. El glifosato es el herbicida de mayor uso no solo en los cultivos, también es ampliamente usado en zonas no agrícolas, cuyo porcentaje de utilización, incluyendo la gestión de especies vegetales invasoras es del 37.1% (Ramírez Muñoz et al, 2017). Por otro lado, Costa Rica ha tenido casos como el envenenamiento de trabajadores agrícolas y forestales por herbicidas (Vargas, 2015). Además se han registrado altos niveles en aguas subterráneas, aguas superficiales y costas, y a pesar de esto, el uso de herbicidas continúa siendo poco regulado (Ruepert et al 2005; Rojas-Cabezas 2016; De la Cruz, 2016).

Por otro lado, las invasiones de plantas alóctonas en Costa Rica, habían pasado casi desapercibidas hasta que instituciones académicas nacionales e internacionales señalaron la problemática (Ricci et al, 2008; Madrigal, 2016). Hasta ahora, Costa Rica no cuenta con la legislación necesaria para su gestión y control, además los programas de control sustentables demandan costos económicos, por lo cual, lo poco que se hace por las invasiones biológicas supone la utilización de herbicidas y muy pocas veces la remoción manual (Madrigal 2016; Cabezas 2016).

Los casos de invasiones de plantas más estudiados y atendidos en Costa Rica están en la Isla del Coco (Madrigal, 2016b) que es una pequeña isla oceánica de origen volcánico de 24 km² en el Pacífico (Acosta-Vargas, 2016). Fue declarada Parque Nacional en 1998, siendo la cuna de varias especies de animales y plantas además de tener una buena porción de bosque de niebla en las partes altas y bosque tropical húmedo en los bajos. Además posee un alto grado de endemismo a diferencia de otras islas del Pacífico americano, puesto que su ubicación geográfica se sitúa bajo la zona de convergencia intertropical (Masís, 2016; Acosta-Vargas, 2016). El pasto de guinea *Panicum maximun* por ejemplo, es una especie invasora introducida a la Isla del Coco proveniente de África, antes de ser declarada parque nacional; para su erradicación fueron aplicados los herbicidas bromacil y diuron (Acosta-Vargas, 2016). Pero el uso de este método de control fue suspendido debido a los casos de envenenamiento por herbicidas (Vargas, 2015) y a la declaración de la isla como Parque Nacional (Madrigal, 2016). Sin embargo, aún en la segunda década del siglo XXI fueron encontrados vestigios de bromacil y glifosato en las colonias de peces en el Parque Nacional Marino Ballena y los peces del Parque Nacional Isla del Coco, que se presume provienen de las actividades de gestión de especies vegetales invasoras en tierras no cultivadas realizadas hasta el año 2007 (Barrientos, 2006; Madrigal 2016; Muñoz et al, 2017).

En los últimos años se han identificado por todo el país poblaciones de plantas no nativas, como *Ligustrum sinense*, arbusto proveniente de China que ha invadido los humedales en Costa Rica, *Cenchrus ciliaris* una leguminosa invasora proveniente de Hawái (Cabezas, 2016). Además, las familias invasoras de los humedales de las cuales 18 especies de esas familias se reportan como hospederas de patógenos en la Reserva

de Palo Verde, los datos de estas familias se muestran en la figura 13 (Sierra y Herrera, 2005; Castro, 2017).

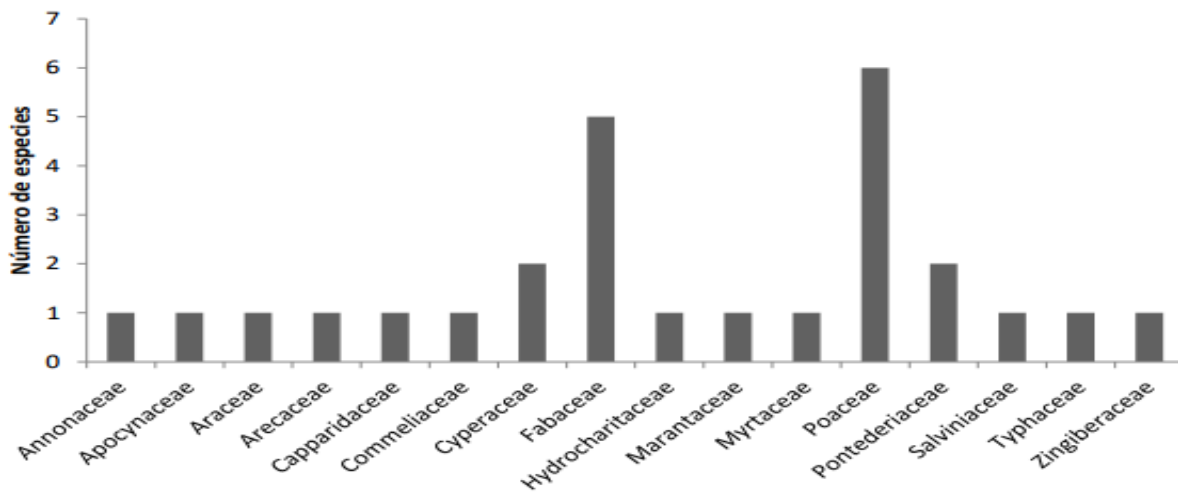


Figura 13. Número de especies por familia de plantas acuáticas reportadas como invasoras en humedales de la Reserva de Palo Verde, Costa Rica. Fuente: Liliana Castro Piedra (2017).

Para controlar estas especies, se han utilizado mayormente métodos mecánicos, sin embargo también se ha utilizado glifosato para la gestión de estas plantas, el cual se ha encontrado en anfibios y peces llegando a matar a numerosos individuos de las especies *Poecilia gillii* y *Parachromis dovi*. Ambas especies nativas de Costa Rica (Polidoro y Morra, 2016).

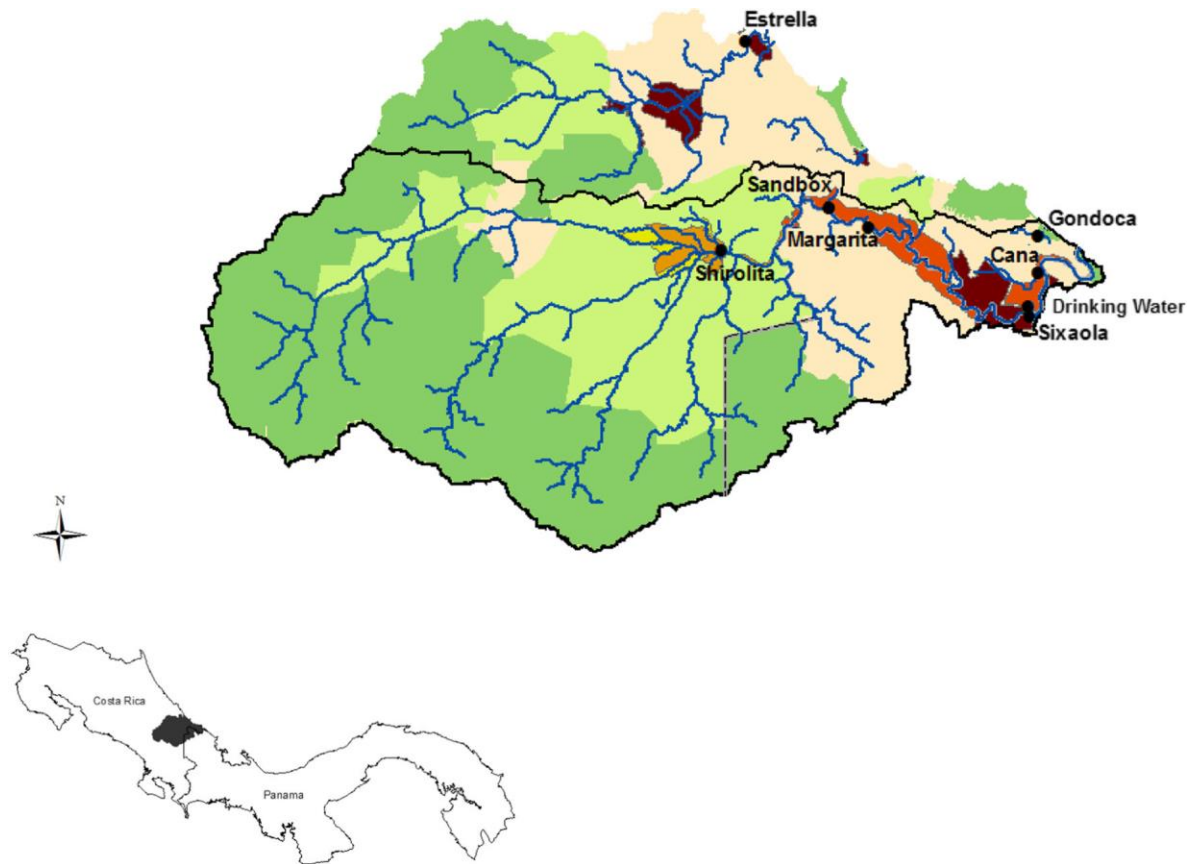


Figura 14. Parque Nacional Palo Verde Costa Rica, lugar de los muestreos de peces y muestreo de agua de mar para determinación de herbicidas fuente: Polidoro y Morra, 2016.

En el estudio de Polidoro y Morra del 2016, fueron tomadas muestras en la desembocadura del río Sixaola (figura 14). En los esteros de transición y en las costas fueron tomadas muestras de agua y de peces para la detección de herbicidas, debido a los casos de peces muertos encontrados en la playa, cuyos resultados dieron positivo a pesticidas como diuron (figura 15), el cual resultó altamente tóxico para peces y medianamente tóxico para los mamíferos (Anzalone, 2008).

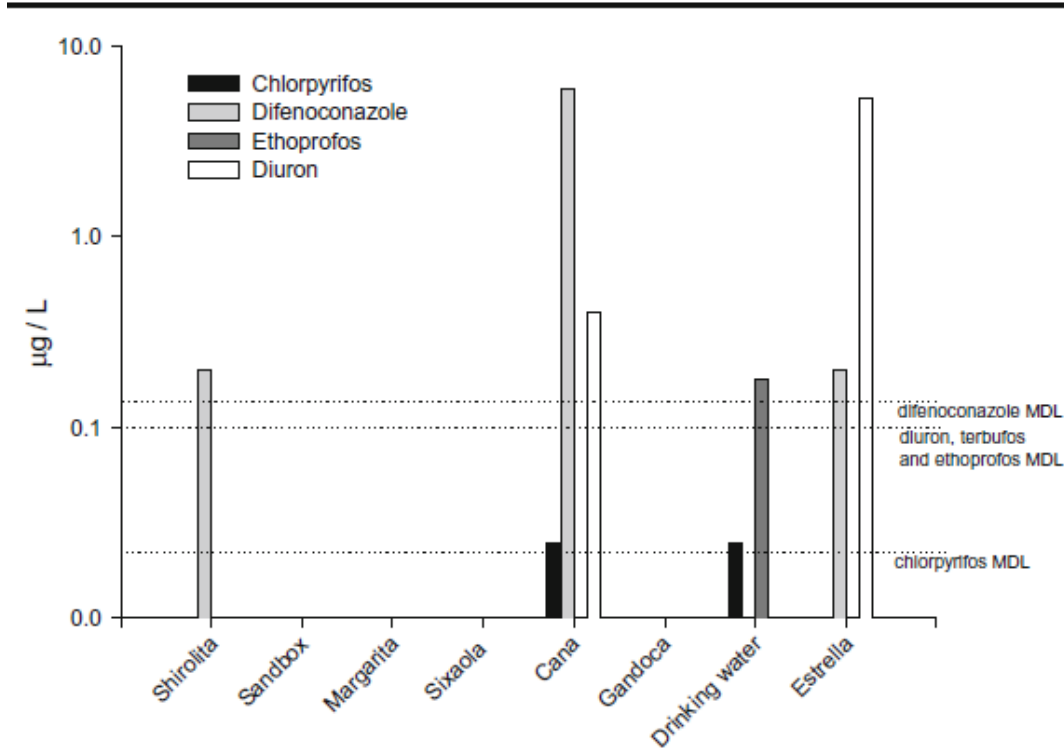


Figura 15. Herbicidas encontrados en muestras de agua tomadas en la Reserva de Palo Verde. Las zonas Cana, Estrella y Drinking water corresponden a zonas costeras, fuente Polidoro y Morra, 2016.

Si bien la cantidad de herbicida encontrada en el agua y los peces es en gran medida atribuida a la agricultura intensiva de plátano, melón, café, piña y otros frutos que produce y exporta Costa Rica, el porcentaje de herbicidas utilizados para la gestión de especies invasoras (Castro, 2017) aunque ignorados, en varios estudios realizados (Barrantes y Di Mare, 2001; Holguín et al 2003; Mafla-Herrera, 2005) ha sido comprobada su contribución en la acumulación de estas sustancias en organismos vivos (Acosta-Arce, 2006; Madrigal, 2016; Polidoro y Morra 2016). Tal como ocurre con la especie *Smilisca sordida*, que es una especie de anfibio que vive en los esteros de Drinking Water en Palo Verde (Mamani-Gómez, 2011; Leary et al 2018) y en especies

de peces como *P. dovii* (Polidoro y Morra, 2016), la cual es consumida por los pobladores aledaños a la reserva.

También es preciso mencionar que las concentraciones de herbicidas encontradas en el agua de mar, donde viven especies de peces y mariscos, han resultado con trazas de herbicidas en diferentes estudios desde los años 2000 hasta ahora (Vargas-Zúñiga, 2004; Flores, 2005; De la Cruz, 2016; Villacres y Villamar, 2017; Salas et al; 2012).

4 Impacto de los herbicidas en cuerpos de agua dulce: casos documentados

4.1 Lago Banyoles, España.

La zona lacustre de Banyoles se encuentra junto a la ciudad del mismo nombre en la región catalana de Girona (García-Gil, 1988). Cuenta con aproximadamente 17,000 habitantes permanentes y 7 millones de turistas por año (Ajuntament de Banyoles, 2017) y aunque los habitantes permanentes son relativamente pocos, el turismo supone una problemática importante debido a la extensión de la mancha urbana en el área litoral. Este crecimiento urbano implica el desarrollo de infraestructura y actividades económicas y recreativas que suponen un impacto al medio ambiente (Campos et al, 2013). El lago de Banyoles está formado por 6 hundimientos y 13 puntos donde las aguas subterráneas brotan. Alrededor del lago se han formado de manera natural unas 8 lagunas y abundantes manantiales que proveen de agua a la población. La laguna que más destaca es La Espolla, que es intermitente y tiene una superficie de 3 hectáreas (García-Gil, 1988; Ajuntament de Banyoles, 2017). En el caso del lago, la población de Banyoles explota el turismo como actividad económica principal y de esta se desprenden actividades recreativas como la pesca deportiva y la realización de

importantes competencias de remo nacionales e internacionales, por ejemplo en el año 2004 fue celebrado el mundial de remo en el lago de Banyoles. Estas actividades han impactado de forma negativa los humedales que ahí se encuentran como la contaminación por combustibles derivado de los botes motorizados usados para la pesca deportiva y paseos recreativos además del depósito de desechos sólidos (Campos et al, 2013).

Otras problemáticas a las que actualmente se enfrenta esta zona lacustre son actividades aún en expansión como la agricultura a baja escala, y la modificación artificial del borde del lago. Esta última actividad ha incentivado la introducción de plantas exóticas de jardinería, de las cuales algunas se extendieron invadiendo las zonas húmedas de los alrededores del lago y el bosque Atlántico (figura 16) (Campos et al 2013).

Una de las especies introducidas que ha provocado más problemas en la región del lago Banyoles es el arbusto *Pyracantha coccinea* (Fusellas, 2015), que es una especie de origen asiático y de Europa del este. Es de floración primaveral y de producción fructífera abundante, sus flores y frutos son de colores llamativos, por lo cual ha sido una especie muy utilizada en jardinería y paisaje urbano. El cultivo de esta planta en parques y jardines ha favorecido su dispersión, también la ingesta de los frutos por las aves ha hecho que se distribuya en zonas boscosas y humedales (De Villalobos, 2010).

La invasión de este arbusto en la región de Banyoles se ha extendido principalmente alrededor del lago y en las zonas boscosas (Campos et al, 2013; Fusellas, 2015). Según el proyecto Estany redactado por Campos y colaboradores en 2013, ha

provocado una feroz competencia por espacio, nutrientes y recursos hídricos con las especies nativas. Por ejemplo los nenúfares nativos del lago *Nymphaea alba* (Albertí *et al*, 1991) fueron llevados casi a la desaparición y los estudios de López-Blanco *et al* (2011) y Weisbrodt *et al* (2016) atribuyen ese fenómeno a la invasión de *P. coccinea* y *Ionicera japonica*.



Figura 16. Sitios de invasión de *P. coccinea* alrededor del lago Banyoles y en bosque aledaño. Fuente: Carlos *et al* 2013, Proyecto Estany.

En el año 2005, El Ayuntamiento de Banyoles, el Departamento de Medio Ambiente de Cataluña, la Universidad de Cataluña y diversas Organizaciones No Gubernamentales pusieron en marcha el proyecto “Restauración de ambientes acuáticos de Porqueres y Banyoles” dirigido por Campos y colaboradores cuyo informe final fue publicado en 2013. Uno de los temas a tratar en ese proyecto en materia de conservación y restauración de los ecosistemas, correspondía a la gestión de la flora invasora, poniendo especial énfasis en *P. coccinea*. Las técnicas de gestión propuestas fueron las siguientes: la tala del tronco a nivel del suelo y su posterior cubrimiento con tierra

vegetal o bien la aplicación directa y localizada de un herbicida de contacto (Glifosato). Según el informe de ese año, durante los años 2005, 2006 y 2007 se actuó eliminando *P. coccinea* cortando a ras del suelo el tallo y aplicando en el tocón herbicida diluido al 50% (en este caso glifosato al 36%) con un spray de aplicación manual; se aplicó herbicida a las partes foliares de manera que su penetración y actuación fuese sistémica. Los resultados fueron satisfactorios pero requirieron una insistencia elevada en el control químico durante el primer año.

Sin embargo, no se previó en el proyecto y con este tipo de control, fueron las consecuencias que el glifosato causaría después, ya que los monitoreos realizados posteriormente (Gudlewski, 2014; Munné et al 2015; Bagella et al, 2016) demostraron trazas de glifosato en el agua y en algunos peces nativos e invasores. Aunque el estudio no mostró efectos secundarios en estos organismos, los autores advierten sobre el peligro del uso de herbicidas y las consecuencias que en el futuro podrán traer para la flora y la fauna del sistema lacustre de Banyoles, el cual forma parte de la lista del Convenio *Ramsar* de Humedales de Importancia Internacional según el Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente de España (MAPAMA, 2000).

4.2 Río Luján Argentina

El río Luján es uno de los cuerpos de agua dulce más importantes de la provincia de Buenos Aires, constituye la fuente de suministro de agua de la zona metropolitana (Vecinos de Humedal, AC, 2013). Este río atraviesa la Reserva Natural Otamendi (RNO) en la provincia central de Buenos Aires, esta reserva pertenece a la Administración de Parques Nacionales (APN), decretada oficialmente en 1990 (APN,

2016). En 1994 se decretó “reserva estricta” y sirve a la conservación de la flora y la fauna (APN, 2016).

De acuerdo con el plan de gestión de 2016 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable (MADS), la reserva de Otamendi tiene una superficie total de 5,300 hectáreas. Los terrenos pertenecían a Rómulo Otamendi, quien había recibido esas tierras en recompensa por su contribución a la construcción de vías ferroviarias en Argentina. Muchas décadas después de la muerte de Otamendi, las tierras quedaron abandonadas y expropiadas en la década de 1980. Desde entonces la propiedad fue designada para la conservación y administrada por el gobierno Argentino (MADS, 2016).

Uno de los retos a los que se enfrenta el MADS es la invasión de un gran porcentaje de plantas exóticas a la Reserva de Otamendi. En el año 2003 Haene y Pereira dividieron la RNO en seis regiones a las que denominaron “unidades ambientales”, con sus respectivas comunidades vegetales y así se maneja actualmente (APN, 2016). Algunas de estas regiones presentaron un alto grado de alteración debido fundamentalmente a la abundancia de plantas exóticas (tabla 1).

Tabla 1. División de la RNO según Haene y Pereira (2003).

Unidad Ambiental	Porcentaje de superficie del área RNO	Grado de alteración de las comunidades vegetales
Pastizal-chilcal de la Pampa Ondulada	6	Alto
Bosque de Tala	0.8	Alto
Pastizales salinos	22.7	Medio
Pajonales inundables	62.6	Bajo/medio
Ambiente de aguas abiertas	4.6	Bajo
Bosque ribereño	3.3	Alto

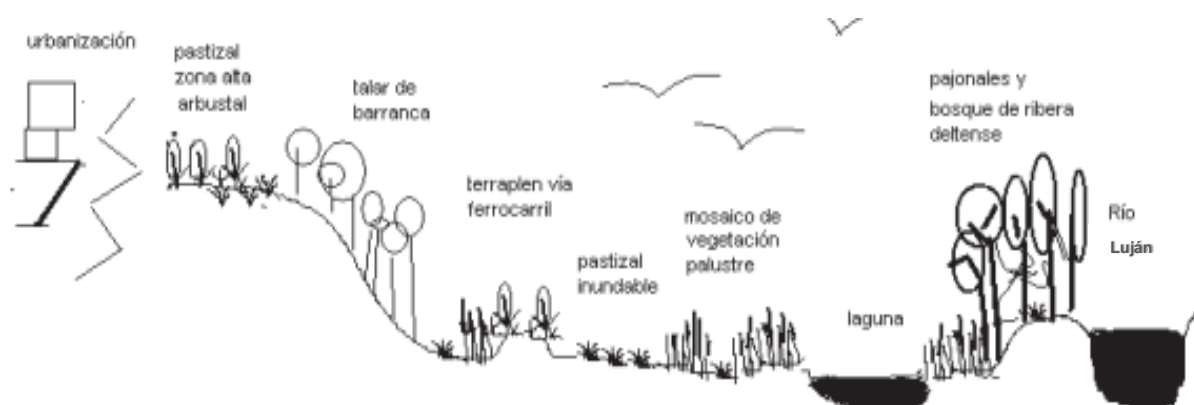


Figura 17. Esquema del perfil de las unidades ambientales de la Reserva Natural Otamendi. Fuente: Plan de gestión interno, 2016-2021 (APN, 2016).

Las unidades pajonales y bosque de ribera de acuerdo con el plan de gestión interno 2016-2021 de la APN, son los ecosistemas más cercanos al cauce del río Luján (figura 17). Los pajonales inundables en la reserva se distribuyen a través de una superficie que cuenta con una extensa red de drenaje dendrítica con cauces antiguos y actuales, el grado de anegamiento varía de 5 a 30 centímetros según las precipitaciones (APN,

2016). En esta unidad ambiental se encuentra la especie *Scirpus giganteus* que es una especie de carrizo muy difundido en la reserva, también se encuentran las especies *Typha latifolia* y *Schoenoplectus californicus*. Todas las anteriores son especies indígenas del pajonal, sin embargo las especies que preocupan son *Dipsacus fullonum*, y las especies *Tamarix gallica*, *Tamarix ramosissima* y *Tamarix chinensis* del género de las Tamaricáceas (ver capítulo 2, sección 2.1.2.1) que han invadido diversos sectores cercanos al río Luján en esta unidad ambiental, comenzando a preocupar a la Administración de Parques Nacionales debido a que su distribución se ha extendido no solamente en la reserva, sino en todo el país tal como lo indica la figura 18 (Natale et al 2008; APN, 2016; Cordo, 2017).

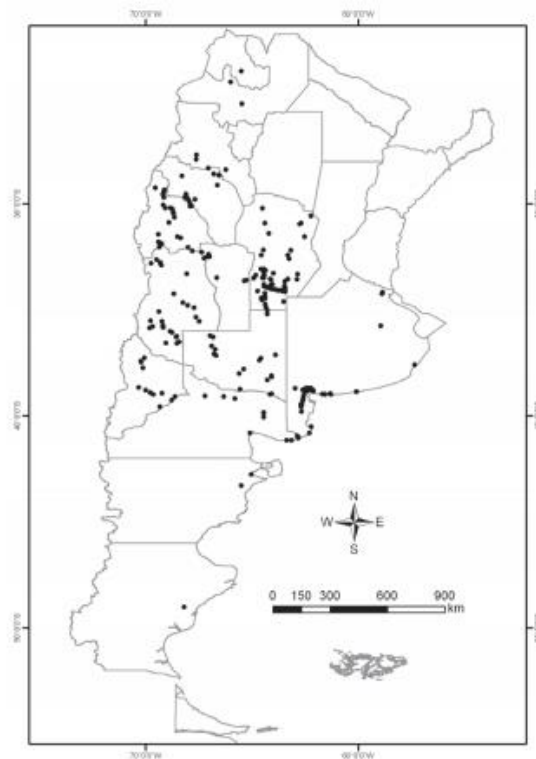


Figura 18. Distribución de especies del género *Tamarix spp* en Argentina. Fuente: Cordo 2017.

Por otro lado, la unidad ambiental “bosque ribereño” posee especies de plantas tanto alóctonas como autóctonas, dispersas a lo largo de los ríos Luján y Paraná (Haene y Pereira, 2003). En general este bosque se ubica en una planicie y a pesar de la cercanía con los ríos, el grado de anegamiento es muy bajo (APN, 2016). Las especies autóctonas que se encuentran ahí son el *Salix humboldtiana* y *Erythrina cristagalli*, sin embargo la composición y la estructura de los sauzales (*Salix*) y los ceibales (*Erythrina*) se encuentra muy alterada por la invasión de árboles alóctonos como los *Populus spp*, y *Fraxinus americana* y arbustos como *Lonicera japonica*, *Rubus divaricato*, *Canna glauca*, y *Acer negundo*. Estos árboles fueron sembrados antes que la Reserva Natural Otamendi fuera creada y declarada zona protegida con la finalidad de combatir la deforestación de la zona, sin embargo han terminado por reemplazar los ceibales en algunos sectores del bosque ribereño (APN, 2016).

El plan de manejo de la Reserva concebido para el periodo 2005-2009 incluyó el tratamiento de los árboles del bosque ribereño con dos herbicidas durante la temporada de verano (diciembre-marzo): ácido fenoxiacético (2,4-D) 40 g/l y glifosato al 50% (Juber et al 2015), sin embargo después fueron descartados debido a diversos estudios posteriores que encontraron altos niveles de esos pesticidas en el río Luján a la altura de la Reserva Natural Otamendi. (Agoff, 2009; Ossana, 2011; Peluso, 2011). El estudio de Ossana en 2011, evaluó los sedimentos en el río, algunos anfibios y algunos individuos de larvas pre-metamórficas de *Lithobates catesbeianus*. Los resultados registraron bajas concentraciones de oxígeno disuelto y elevados niveles de cloruros, amonio, nitritos y nitratos en la columna de agua. Los pesticidas en sedimentos del río

Luján estuvieron por encima de los niveles guía para protección de la vida acuática que maneja el gobierno argentino.

En el estudio realizado por Sáenz y Di Marzio del 2009 en la Reserva Natural Otamendi, realizaron pruebas con el herbicida glifosato en las comunidades algales del Río Luján y Paraná, enfocándose sobre todo en las especies *Raphidocelis subcapitata*, *Scenedesmus quadricauda*, *Scenedesmus acutus* y *Chlorella vulgaris*. Los efectos en *S. quadricauda* y *S. acutus* fueron la inhibición de la tasa fotosintética en cuestión de minutos con concentraciones de 50 y 166 mg/l. Una de las conclusiones de este estudio, y discutida en otros estudios (Di Marzio et al, 2009; Martínez et al; 2015), se cita textualmente: “Se encontró que el glifosato provocó una fuerte respuesta en todos los grupos de algas estudiados en los ríos Luján y Paraná, iniciando un interesante debate acerca del uso este herbicida en Argentina, utilizado también ampliamente a nivel mundial, y también acerca del daño a comunidades de plantas acuáticas provocado por herbicidas teóricamente inocuos” (Sáenz y Di Marzio, 2009).

Sin embargo, a pesar de las advertencias de contaminación por herbicidas, los planes de gestión de plantas invasoras aún incluyen el control químico aunque en menor proporción. Ejemplo de ello es el plan actual que considera los tratamientos con picloram en combinación con el corte para el caso de los arboles maduros, y la utilización de glifosato al 30% para aplicaciones foliares en individuos juveniles y arbustos. Las tamaricáceas del pajonal también serán tratadas con picloram al 30% de acuerdo con el plan de gestión 2016-2021.

4.3 Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay

De acuerdo con datos del Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA, 2014) El Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay (PNEFIRU), es un área protegida creada en 2008 con una superficie de 17,496 hectáreas. El PNEFIRU es una planicie con múltiples lagunas, canales y esteros que juntos forman una superficie de 8 mil hectáreas de cuerpos de agua dulce. El resto corresponde a zonas de bosque natural, cuencas y zonas de influencia (figura 19).

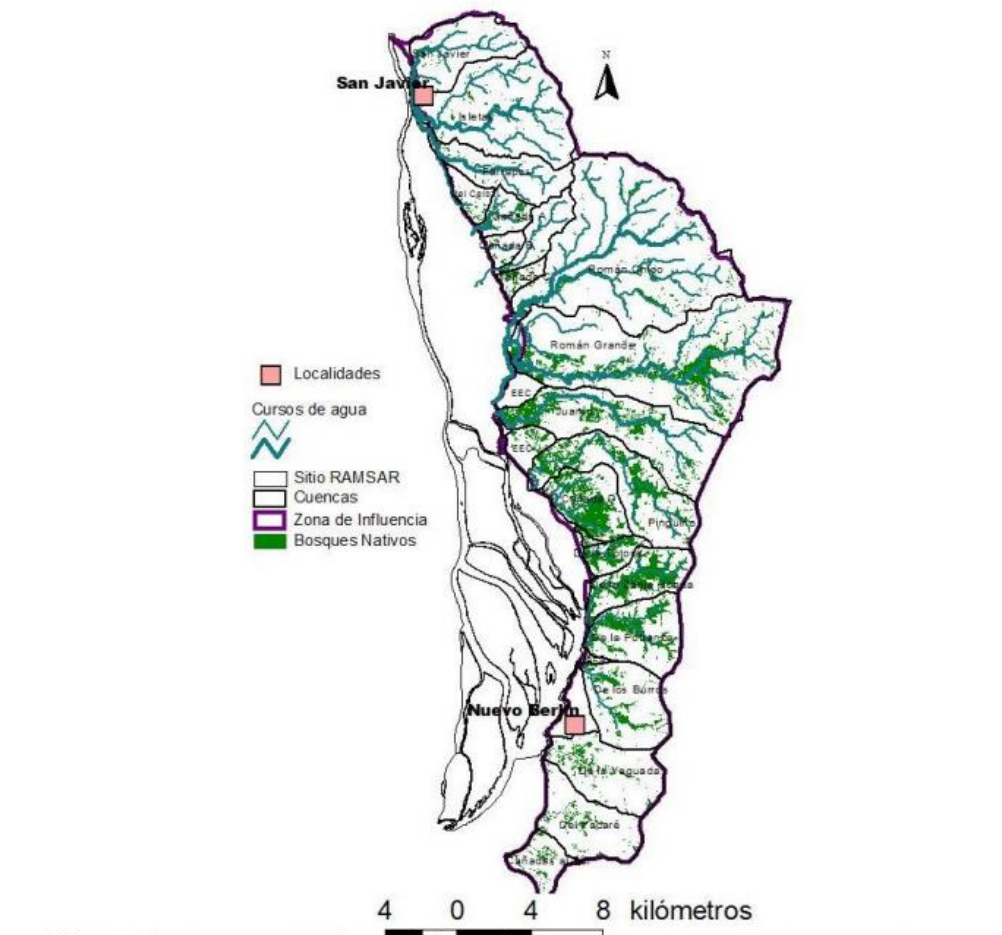


Figura19. Mapa del Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay. Fuente: MVOTMA, 2014.

Cada cuerpo de agua presente en el PNEFIRU tiene conexión directa con el río Uruguay el cual es un río transnacional compartido con Argentina y Brasil, además de

ser el cuerpo de agua más importante de Uruguay y una importante área para la cría de peces (MVOTMA, 2014). Los cuerpos de agua dulce de esta zona protegida, presentan una enorme relevancia ecológica a nivel internacional designada en 2004 como sitio Ramsar (Ríos y Zaldúa, 2017). Alrededor de estos cuerpos de agua dulce se encuentran los bosques ribereños que en los años 1980 fueron sobreexplotados debido a la riqueza de especies como las ceibas de alto valor comercial pero de crecimiento lento. Entonces en los años 1990 hubo la necesidad de una rápida reforestación sembrando 2 especies de árboles de rápido crecimiento, que en la actualidad representan la problemática más grande de invasión, puesto que han colonizado el 60% de los bosques de esta reserva hasta el año 2006 cuando comenzaron los planes de gestión (Caballero, 2013).

Las dos especies arbóreas invasoras son la especie *Eucalyptus* y *Gleditsia triacanthos*. Esta última ha creado “desiertos verdes” evitando la regeneración de especies nativas (Búrmida, 2011; Caballero, 2013; Sosa et al 2018). Las especies invasoras en el PNEFIRU, son una amenaza para la conservación de la biodiversidad (Carvajales, 2013). *Gleditsia triacanthos* es una de las principales amenazas en este Parque Nacional, usada para la reforestación del bosque ribereño. *G. triacanthos* es una especie arbórea de la familia de las fabáceas conocida popularmente como Acacia Negra. Es originaria del sureste norteamericano y crece normalmente en suelos húmedos y en cauces de ríos, bosques fluviales y bosques de turbera, es de crecimiento rápido y alcanza los 30 metros de altura en su etapa adulta. Su fruto es una vaina que aparece en la temporada otoñal y es consumido normalmente por ungulados silvestres y animales de crianza colaborando con la dispersión de la especie (Carvajal, 2013; Sosa et al; 2018).

El combate de esta especie comenzó en el año de 1993 según el informe de 2006 de la Facultad de Ciencias Sociales de la Universidad de la República de Uruguay escrito por Tejera. Fueron aplicados herbicidas como el glifosato y el 2, 4-D (Ver capítulo 1 y 2) con resultados buenos hasta el 2005 (Tejera, 2006). A partir de 2006, *G. triacanthos* comenzó a presentar resistencia al glifosato, después de tener del 85%-90% de eliminación; estudios posteriores registraron en los últimos años una eliminación del 60%, teniendo que aumentar las dosis para alcanzar una mortalidad alta de esta especie (Gazzano et al 2015; Sabbatini et al; 2015; Sosa et al, 2015; Sosa et al 2018).

En el 2015 Sosa y colaboradores evaluaron la efectividad del control de *G. triacanthos* con endosulfán al 50%, luego de 2 años de aplicaciones constantes solo se obtuvo una mortalidad del 66%. Sin embargo en los estudios de Ríos y Zaldúa (2017) y Sosa y colaboradores (2018), indicaron que los tratamientos con herbicidas comprometieron al resto de las especies leñosas autóctonas que se encontraban en el cauce del río Uruguay y en humedales aledaños al bosque ribereño.

Debido a la gestión de *G. triacanthos* con herbicidas en los 13.6% de bosques naturales (es decir en zonas donde no se practica la agricultura), se encontraron niveles altos de herbicidas usados en la gestión en turberas, ciénagas y lagunas aledañas a esos bosques (Ríos y Zaldúa, 2017; Sosa et al, 2018). En cuanto a peces de interés comercial (valiosos por ser para el consumo humano) en zonas no agrícolas del río Uruguay, se encontraron restos de endosulfán en tejidos musculares de especies como el sábalo *Prochilodus lineatus*, las Tarariras *Hoplias malabaricus*, el boga *Megaleporinus obtusidens* y bagre amarillo *Pimelodus maculatos* de 0.10 mg/ kg a 0.60 mg/kg. (Figura 20).

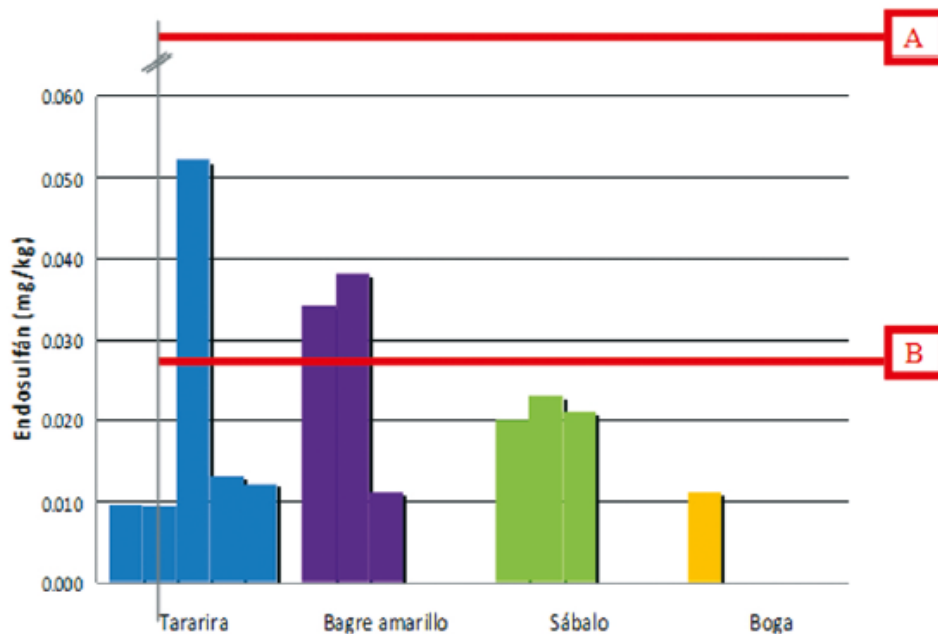


Figura 20. Nivel promedio de endosulfán encontrados en 4 especies de peces de interés comercial en las zonas de bosque ribereño natural del Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay donde se indica A= Límite máximo de residuos tolerables en carne de mamíferos para consumo humano (mg/kg); B= Límite Máximo de residuos de picloram en carne de aves (mg/kg). Fuente: Ríos y Zaldúa 2017.

No obstante que *G. triacanthos* representa cerca del 90% de los individuos presentes en los bosques, con el uso de herbicidas este porcentaje se ha reducido al 60% de 1998 a 2018 (Sosa et al 2018); sin embargo, es un tratamiento del que no se puede prescindir debido a la poca efectividad de los controles mecánicos (Fernández et al, 2017). Últimamente se ha intentado el control biológico (Tejero, 2017) en combinación con los herbicidas en menor cantidad, para seguir combatiendo la invasión sin sobrepasar los límites permitidos en agua y peces, opción por la que el MVOTMA ha optado desde 2014.

4.4. Río San Lorenzo, Quebec Canadá

El río San Lorenzo es el cuerpo fluvial más grande e importante de la provincia de Quebec, Canadá y se sitúa en el noreste de América del Norte conectando los Grandes Lagos con el Océano Atlántico. Éste río es el único que corre en la cuenca de los Grandes Lagos. En Canadá, limita con parte de la provincia de Ontario y atraviesa la provincia de Quebec.

Una buena parte del río sirve como frontera natural entre la ciudad de Nueva York en los Estados Unidos y la provincia de Ontario en Canadá (Payment et al, 2000). Cuenta con una longitud de 1,197 kilómetros aproximadamente, a lo largo de la cual se encuentra una enorme red de humedales, principalmente marismas, pantanos y turberas siendo las últimas los humedales más abundantes del alto y bajo San Lorenzo (Sarat et al, 2015).

Los humedales son un elemento clave en el monitoreo de las condiciones del río San Lorenzo, debido a su importante diversidad biológica, su productividad, su capacidad de purificación y su papel en el ciclo de vida de muchas especies de plantas y animales (Fossey, 2016). Grandes áreas de humedales han desaparecido en los últimos 400 años, los científicos estiman que cerca del 80% de los humedales del San Lorenzo que estuvieron presentes en la época de la colonia francesa ahora se han perdido debido a actividades antropogénicas. Más recientemente (1945-1976), se perdieron 3,649 hectáreas de humedales antes de la década de 1960. Estas pérdidas fueron causadas directamente por el desecamiento de tierras para la agricultura, la construcción residencial y comercial, desarrollo vial, construcción de centrales eléctricas y desarrollo

de la vía fluvial y las invasiones de plantas exóticas que han modificado severamente los paisajes (Messier, 2017).

Hoy por hoy Canadá ha dejado de utilizar la opción del control químico en el combate de las plantas invasoras, el combate de estas especies se hace principalmente a través de métodos mecánicos y biológicos, esto debido a varios casos tratados en áreas naturales, donde los herbicidas han impactado negativamente, resultando más contraproducente el control con herbicidas que la misma invasión (Sarat et al, 2015). La última vez que los herbicidas fueron utilizados para la gestión de un área natural protegida es el ejemplo del Parque Nacional “îles de Boucherville” (Lavoie, 2007; Commun y Friche, 2015).

El Parque Nacional “îles de Boucherville” está localizado en la zona sur de Montreal a orillas del río San Lorenzo, eran territorios utilizados para la agricultura y otras actividades hasta 1942, posteriormente fueron abandonados los terrenos y tras varios proyectos para convertirlos en zonas habitacionales, en 1984 el gobierno provincial quebequense adquirió los terrenos y creó el parque (Commun y Friche, 2015). Actualmente el parque cuenta con una superficie de 8,14 km² y es administrado por la Sociedad de Instalaciones al Aire Libre de Quebec (SEPAQ por sus siglas en francés) (SEPAQ, 2018).

El ejemplo de las Islas Boucherville ilustra los nuevos desafíos de la gestión y la conservación de los humedales del San Lorenzo. La desaparición de algunas zonas bajas de marismas, causada por el dragado del Puerto de Montreal, facilitó el crecimiento de la especie *Phragmites australis* (Lavoie, 2007) (Figura 21). Esta especie

invasora, comenzó a aparecer en los inventarios de vegetación a finales de la década de 1970, ocupó casi 25 hectáreas en 2000 y estaba en constante aumento en la primera década del siglo XXI (Jodoin et al, 2008), incluso hoy día continúa presente en el Parque Nacional “îles de Boucherville” y varios humedales a lo largo del río San Lorenzo (Quirion et al, 2018). Después de décadas de invasión, el peligro no se eliminó por completo, ya que la estructura de algunos humedales en el parque, experimentó una severa transformación. Según registros, en el periodo de 1970 a 2005, dichos cambios se debieron a la invasión de especies vegetales, entre ellas *P. australis* (Lavoie et al, 2003; Jodoin et al, 2008).

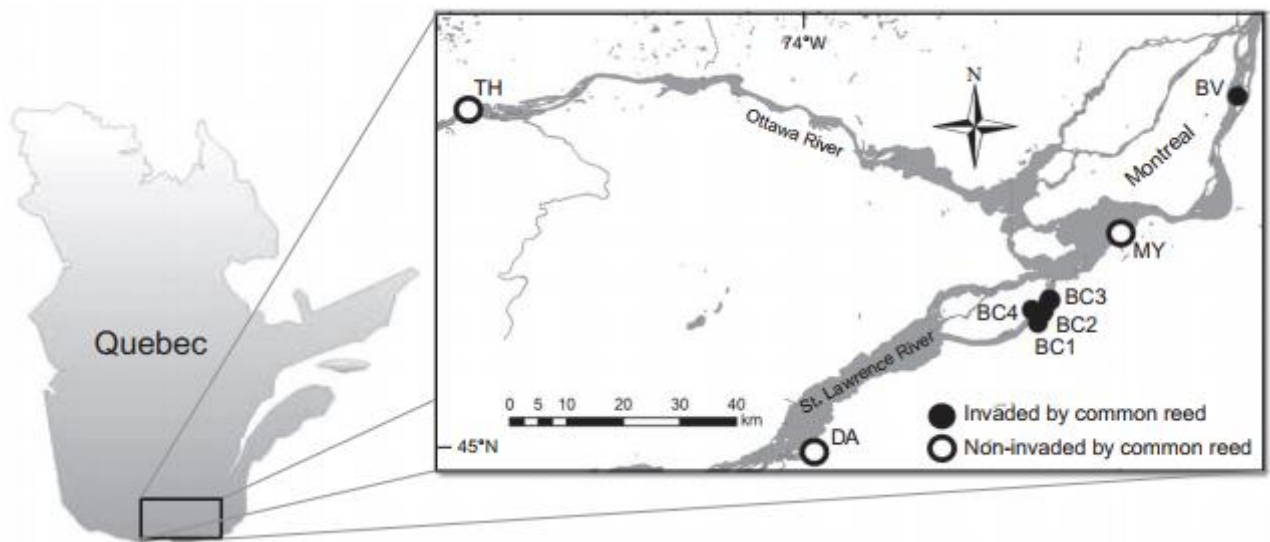


Figura 21. Mapa de puntos invadidos por *P. australis* en Parque Nacional “îles de Boucherville” Fuente: Gagnon et al 2015.

Phragmites australis es una hierba que se propaga por semillas o vegetativamente y coloniza especialmente pantanos y bosques ribereños (Lelong, 2008). *P. australis* se introdujo en la provincia de Quebec alrededor de 1916, y en las décadas de 1960 y 1970 fueron detectadas las primeras invasiones (Boivin et al 2011). Esta especie ahora

está muy extendida a lo largo del río San Lorenzo. La tasa de expansión de las áreas ocupadas por las colonias de estos juncos puede variar mucho de un pantano a otro y de un año a otro. Puede ser casi cero durante varios años y alcanzar un valor anual del 50% por períodos cortos (Lavoie, 2003).

Las consecuencias de esta invasión han sido la alteración de los procesos físicos y biogeoquímicos de las marismas, la flora se vio fuertemente afectada por una invasión de juncos, pero los resultados de los estudios de fauna silvestre son mucho menos concluyentes (Lavoie, 2008). Sea como fuere, la evidencia de que una invasión de *P. australis* podría tener consecuencias negativas para las funciones ecológicas y la biodiversidad de cualquier humedal invadido, es suficiente para justificar el proceder con el control. A partir de este criterio, instituciones académicas y gubernamentales tanto provinciales como federales concentraron esfuerzos para inventariar y planear el control, haciendo pruebas en diversas áreas protegidas como las Islas de Boucherville (Laroche, 2011).

Algunos métodos (cortar, inundar, quemar) se han usado en el pasado para eliminar esta planta (Lavoie 2003; 2007; 2008; Lelong, 2008; Boivin et al, 2011; Babaarbi y Nouali, 2016), pero no han sido efectivos en áreas grandes (Lavoie, 2008; Babaarbi y Nouali, 2016; Messier, 2017). De hecho, solo el uso repetido de herbicidas ha sido efectivo en la eliminación de las colonias de *P. australis* a corto plazo (Figura 22) (Lavoie, 2003; 2007; 2008; Lelong, 2008; Messier 2017). Sin embargo, es ilegal usar un herbicida contra esta planta en Canadá debido a los estragos causados a la flora y fauna de las áreas naturales desde 2005 (Fortin, 2005). No obstante, han sido aplicados tratamientos no solamente a *P. australis* si no a otras especies, incluso dentro

de la misma reserva del Parque Nacional “îles de Boucherville” (Lavoie, 2003; Karathanos et al 2016).



Figura 22. Aplicación de Picloram a un individuo de *P. australis* en el Parque Nacional de “îles de Boucherville” en el año 2004. Fuente: Karathanos y colaboradores 2016.

Los efectos de la aplicación de herbicidas para el combate de *P. australis* no se hicieron esperar. Primero se detectaron altos niveles en los peces que son los organismos más vulnerables a la contaminación, además que la mayoría de estos peces son consumidos por los miles de pescadores que los capturan cada año (Escarné, 2001, Lavoie, 2007; Karathanos et al 2016). Entre las especies estudiadas están la brochet *Esox lucius*, la trucha *Oncorhynchus mykiss*, y la perca amarilla *Perca flavescens*. Estas especies en temporada otoñal son las más capturadas por pescadores deportivos de acuerdo con datos del año 2017 del Ministerio de los Bosques, la Fauna y los Parques (MFFP por sus siglas en francés).

El estudio de Escarné en 2001 indicó que debido a la utilización de atrazina para el mantenimiento forestal en las Islas de Boucherville, muestras de agua y especies como *Notropis hudsonius* y *Oncorhynchus mykiss* presentaron altos niveles de este herbicida,

cuya fuente no era otra que la del tratamiento de especies invasoras, ya que cerca de ahí, no se ha practicado agricultura desde 1940. La figura 23 muestra la gráfica presentada por Escarné en 2001 en donde se muestra la cantidad de atrazina encontrada en las muestras de agua en el río San Lorenzo Quebec en la zona de las Islas de Boucherville.

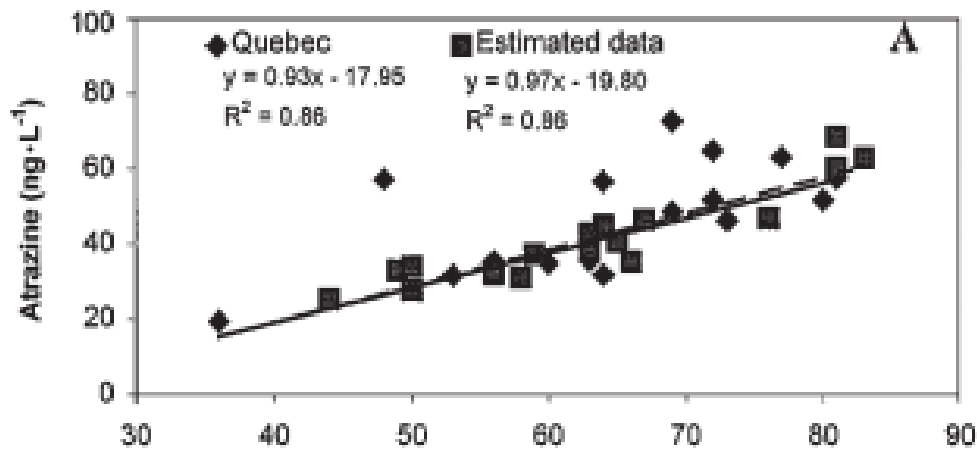


Figura 23. Niveles de atrazina en muestras de agua del río San Lorenzo del año 2001 en Parque Nacional “îles de Boucherville”. Fuente: Escarné, 2001.

Como se ha dicho ya, en Quebec y particularmente en los parques nacionales, el uso de herbicidas para la gestión de especies invasoras está prohibido actualmente (Pomerlau, 2017; Messier, 2017), teniendo que encontrar alternativas para el combate de estas plagas. Karathanos y colaboradores en 2016 crearon un esquema experimental con el fin de probar diferentes formas de contrarrestar a *P. australis* dentro de humedales severamente invadidos. La propuesta permitió experimentar varias combinaciones de métodos, incluidos los siguientes: a) la remoción de la planta y todas sus partes subterráneas con ayuda de retroexcavadoras. Este resultó un método efectivo para erradicar la planta pero produce una gran cantidad de residuos de excavación, haciendo caro y complicado el tratamiento; b) la excavación con

maquinaria y góndolas contenedoras de apoyo para el retiro de residuos. Esta es la opción que el autor propuso con el objetivo de reducir este desperdicio y sus costos asociados, y c) en su experimento también se colocó la biomasa dentro de zanjas para después cubrirlas de tierra limpia para poder permitir después la regeneración de especies nativas (figura 24).

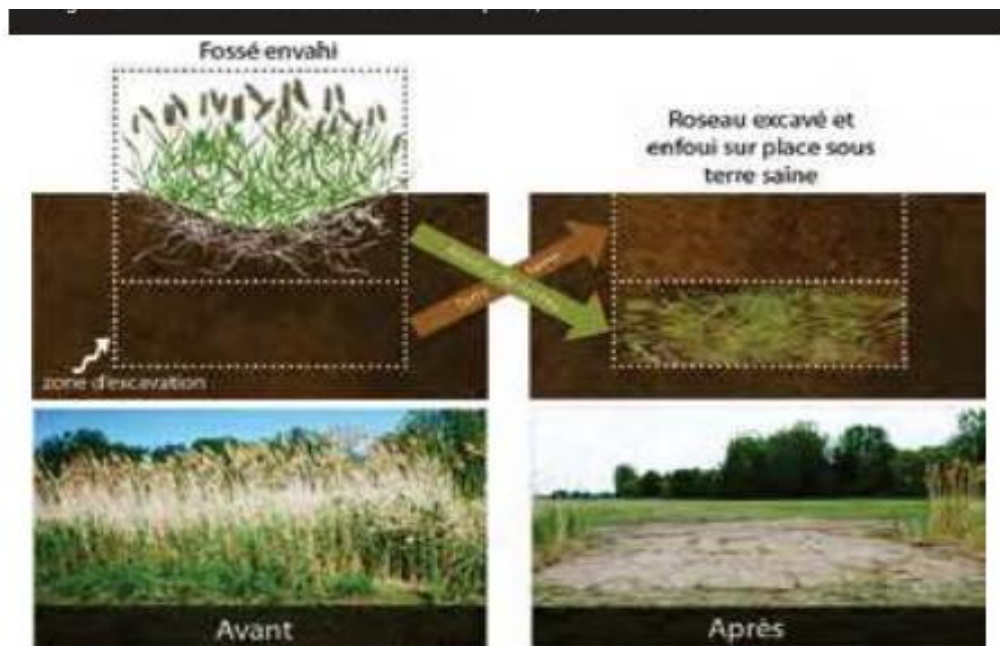


Figura 24. Método de control de *P. australis* en el Parque Nacional Islas de Boucherville. Fuente Karathanos et al 2016.

5 COMPARACION DE IMPACTO DE HERBICIDAS EN CUERPOS DE AGUA DULCE Y AMBIENTES MARINOS

5.1 Discusión de los casos presentados

El uso de herbicidas en zonas cercanas o dentro de cuerpos de agua dulce o salada, ha sido cuestionado como práctica de gestión de especies vegetales indeseables debido al impacto negativo provocado en los organismos vivos que son los más afectados por estas sustancias, puesto que en muchos casos son los receptores finales.

El capítulo tres correspondiente a los cuerpos de agua salada, por ejemplo en el caso de la Gran Barrera Arrecifal (GBR, por sus siglas en inglés), los efectos del tratamiento con herbicidas para las plantas invasoras, resultaron más contraproducentes que la invasión misma. Los tres organismos principales afectados por estas sustancias fueron los corales, las algas zooxantelas y los peces del arrecife. Siendo Australia un país con normas fitosanitarias estrictas, sigue sin prescindir del uso de plaguicidas en zonas no cultivadas y áreas protegidas, si bien en la actualidad existen pocos trabajos que sustenten la inocuidad de los herbicidas para organismos acuáticos, específicamente peces.

La mezcla de residuos de herbicidas en la GBR tiene la capacidad de producir efectos crónicos acumulativos en especies sensibles de plantas marinas y corales. La concentración de sustancias herbicidas en los ensamblajes de especies de coral en los arrecifes costeros de la GBR adyacentes a las áreas naturales protegidas de bosque tropical húmedo. Específicamente las regiones de Tully-Murray y Mackay Whitsunday en Queensland, han sido relacionadas mayormente con la gestión de plantas exóticas

en áreas naturales y en menor escala con las tierras agrícolas fuera de las reservas, mostrando principalmente una disminución de la biodiversidad y abundancia de pastizales marinos, mortandad de peces en cuyos tejidos fueron detectados herbicidas y colaboración en la muerte de corales debido a los efectos de los herbicidas en las zooxantelas (Smith et al, 2017; Brodie et al, 2013; Lewis et al 2009; Brodie et al, 2008; Bell et al., 2005; McMahon et al, 2005).

En la región de La Coruña, Galicia en España que no es una sección especialmente agrícola de acuerdo con el Instituto Nacional de Estadísticas (INE, 2017), se utilizan más sustancias herbicidas para la gestión de plantas invasoras que en zonas del mismo país con campos de producción de olivos en Andalucía (FAO, 2015; INE, 2017) o incluso en regiones de producción vitivinícola en el país vecino Francia (FAO, 2015); la poca agricultura presente es insignificante comparada con otras actividades económicas llevadas a cabo en la región. Como se mencionaba en el capítulo tres, La Coruña, es una zona principalmente pesquera y medianamente industrializada (Ayuntamiento de A Coruña, ND).

El bosque atlántico y la duna costera son las zonas donde se ha registrado el mayor uso de herbicidas para el control de plantas invasoras afectando principalmente a las praderas marinas, ecosistemas predominantes en el mar gallego (Ruiz, 2015). Las praderas marinas en Galicia, las cuales están en peligro debido al constante uso de herbicidas para el control de *Carpobrotus edulis* en la costa coruñesa son de alta importancia debido a que dentro de sus praderas se llevan a cabo la reproducción y crianza de peces, moluscos y langostinos (Ruiz, 2015). Son también importantes como sistema natural de clarificación para el agua del mar debido a que su estructura controla

el movimiento del agua contribuyendo a la sedimentación de partículas finas. Los pastos marinos de Galicia según el Atlas de Ruiz de 2015, tienen un extenso y complejo sistema radicular que estabiliza y retiene el lecho marino previniendo la erosión de las costas. Al aplicar herbicidas, estos pastos comienzan a acumular sustancias y eventualmente morirán debido al exceso de estas mismas, desestabilizando la firmeza del suelo de las costas gallegas.

Costa Rica presenta la misma problemática que los casos anteriores, excepto que aquí, los estudios de invasiones biológicas son escasos y muy recientes. Los casos más estudiados son los de la Isla del Coco donde en realidad son las especies animales invasoras a las que se les da prioridad en los estudios científicos y por tanto los presupuestos gubernamentales en materia de conservación de áreas naturales van dirigidos a esta finalidad (Muñoz y Ledezma, 2017; Madrigal, 2016). La única planta que ha recibido atención es el pasto de guinea *Panicum maximum* considerada una plaga agresiva bastante conocida ya por impedir el crecimiento de los arbustos de café y otras especies rubiáceas silvestres (Madrigal, 2016).

Como se menciona en el capítulo tres *P. maximum* ha sido tratado principalmente con bromacil, que ha sido utilizado ampliamente en zonas no cultivadas y que a partir de Junio de 2017 el Ministerio de Agricultura y Ganadería (MAG) prohibió totalmente su utilización en todo el territorio nacional, tanto en zonas cultivadas como en áreas naturales. Esta prohibición fue provocada debido a que Corea del Sur, uno de los principales socios comerciales de Costa Rica, no aceptará ningún producto que haya sido tratado con este herbicida (Periódico El País Costa Rica, 2017).

En cuanto a los cuerpos de agua dulce, la contaminación no solo afecta a organismos como peces y plantas que viven en ellos, la mayoría de los cuerpos de agua dulce son utilizados para el consumo humano. Si bien las plantas de tratamiento de agua utilizan compuestos secuestrantes de metales pesados como el EDTA (ácido etilendiamino tetra-sódico) y tratamientos como la cloración y/o fluoración del agua (Organización Mundial de la Salud, 2017), el uso constante de plaguicidas siempre será un riesgo para la salud humana (OMS, 2017).

Los casos tratados en el capítulo cuatro son cuerpos de agua usados como fuente para consumo humano en grandes urbes como Buenos Aires o Montevideo, ambas ciudades capitales altamente pobladas. También fueron estudiados cuerpos de agua de poblaciones turísticas de importancia nacional como el caso del lago Banyoles que es fuente de agua potable para la ciudad del mismo nombre ubicada en la región de Cataluña; es la segunda ciudad turística más visitada de la región después de Barcelona.

El capítulo cuatro aborda también el caso del río Luján que es junto con el río Paraná, la fuente de agua principal para consumo humano de la ciudad de Buenos Aires, capital de Argentina. Del mismo modo los Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay, que es una reserva muy grande declarada sitio Ramsar importante fuente de agua para todo Uruguay y el río San Lorenzo y sus afluentes que es la fuente de agua potable más grande y más importante para toda la provincia de Quebec y Ontario.

La OMS prioriza el tema de la contaminación del agua, sobre todo el agua dulce, debido a que a través de ella se han propagado enfermedades como el cólera, la disentería,

etc., y se han dado numerosos casos de intoxicaciones por consumo de agua y alimentos contaminados con herbicidas (OMS, 2017b). Los casos del capítulo 4, siendo fuentes de consumo principales de agua potable son ya objeto de contaminación por herbicidas en zonas agrícolas. Sin embargo, en áreas naturales protegidas habría que prohibir la utilización de estas sustancias y aun así, organismos internacionales como la FAO, continúan permitiendo en todo el mundo la gestión de especies invasoras, que son el problema principal de conservación de áreas naturales a nivel mundial, a través del control químico (FAO 2001; 2014; FAO, 2011).

En el lago Banyoles, los herbicidas provenientes de la gestión de plantas invasoras ha sido uno de los temas de alta prioridad en la gestión del lago, sin embargo también como el caso de la GBR en Australia el control químico tiene potencial de ser peor que las mismas invasiones. Estudios han encontrado herbicidas en los peces capturados por los pobladores de manera deportiva, restos de herbicidas que no provienen de otra fuente más que de la gestión de plantas invasoras (Munné et al 2015; Bagella et al, 2016), lo que al final, redundará en la salud de la población. De la misma manera, los ríos San Lorenzo en Canadá y Luján en Argentina, en las secciones de áreas naturales protegidas donde la agricultura se encuentra varios cientos de kilómetros lejos de los ríos, presentan la misma problemática de contaminación de peces comerciales. En Canadá por ejemplo, la pesca en el río es una actividad muy común entre los ciudadanos (MFFP, 2016), por lo tanto el uso de herbicidas en áreas naturales protegidas está totalmente prohibido desde el año 2005 (Fortin, 2005), lo que aún no sucede en Argentina y Uruguay.

En resumen, el común denominador entre los cuerpos de agua dulce y los cuerpos de agua salada es la contaminación de peces y organismos comestibles con herbicidas. Aunque estas sustancias son utilizadas mayormente en la agricultura, actualmente la tendencia en esta actividad ha sido el uso de herbicidas naturales y el aprovechamiento de la alelopatía de algunas plantas como herbicidas en la agricultura sustentable (Arora et al 2015; Cheng y Cheng, 2015; Benvenuti et al, 2017), siguen siendo utilizadas e incluso investigadas como la mejor opción para el combate de plantas invasoras en áreas no cultivadas protegidas.

El uso de herbicidas como método de control de especies invasoras, según investigadores (Bruckerhoff et al 2015; Sitzia et al, 2016; Sindel et al, 2018) prevalece puesto que según ellos los métodos biológicos son difíciles de aplicar y los métodos mecánicos son de proceso lento y algunas veces inefectivos en plantas de reproducción vegetativa, también la prevalencia se debe a las inversiones que empresas como Monsanto hacen en materia de agricultura y biotecnología, además porque los precios de estas sustancias son cada vez más accesibles al público, sobre todo en países subdesarrollados (Barbieri, 2016; Monsanto nd; Seiffert-Higgins et al, 2016; Benbrook, 2016).

5.2 Uso de los herbicidas: efectos secundarios del control de especies vegetales invasoras.

Si bien el uso principal de los herbicidas es el control de malezas en tierras agrícolas, el tratamiento con herbicidas se usa cada vez más para controlar las malezas invasoras en entornos no agrícolas (FAO, 2015). Las grandes cantidades de estos compuestos aplicados anualmente ciertamente tienen el potencial de afectar los procesos del

ecosistema. De manera global, se usaron más de 800 millones de kg de herbicidas y reguladores del crecimiento de plantas en 2015 según las estadísticas de la FAO.

Por ejemplo en la reserva del Huánuco Perú, parte de la selva del Amazonas, el glifosato en una concentración de 1 a 2.5 ml/l fue usado para el combate de *Ligustrum sinense* y en el estudio de Rojas-Bailón y Bacilio en 2016 encontraron que el glifosato incrementó la concentración de ácidos húmicos y la concentración de ácidos fúlvicos del suelo, además se incrementó la concentración de fósforo disponible en el suelo y la temperatura, resultado totalmente desfavorable para la cobertura vegetal debido a los cambios en la composición química del suelo, pero favorable para una rápida descomposición de la materia orgánica.

El glifosato (principio activo) resulta ser un herbicida moderadamente tóxico para las algas en general (Salman et al 2016; Wang et al, 2016; Wang et al, 2017), comparado con herbicidas como atrazina y diuron o con los desviadores de fotosíntesis como paraquat y diquat (Sáenz y Di Marzio, 2009, Salman et al 2016), y es sabido que el glifosato es mucho más utilizado que los otros que incluso cuentan con prohibiciones en países donde el glifosato no tiene tanta regulación (Cressey, 2015; Myers et al, 2016).

El caso de las plantas acuáticas invasoras es una de las causas principales de la pérdida de agua en cuerpos de agua alrededor del mundo (Martínez Jiménez, 2014), tratar las invasiones de plantas acuáticas es mucho más complejo que las invasiones en ecosistemas terrestres, sobre todo porque los métodos hasta ahora utilizados no han resuelto el problema y si han contribuido aún más al deterioro ambiental. Casos como el lirio acuático *Eichhornia crassipes* donde se han aplicado herbicidas como el amitrol

(Mujere, 2016), glifosato (Datta y Mahapatra, 2015) o diquat (Almeida et al, 2016). En todos los estudios se reporta una efectividad de cada herbicida del 80% al 90%, pero a pesar de su efectividad, ocurre un proceso de re-infestación producido a partir de las semillas y/o la multiplicación de las plantas remanentes; esta multiplicación obliga a repetir más de una vez los tratamientos incrementado las concentraciones en los sedimentos y en el agua, y aunque herbicidas como el glifosato son fácilmente degradados en pocos días, la aplicación constante provoca la permanencia de la sustancia herbicida en el sitio del tratamiento (Martínez Jiménez, 2014; Kathiresan y Deivasigamani, 2015; Waltham y Fixler, 2017).

5.3 Otras opciones de control de especies invasoras.

A pesar de lo reciente que ha sido la atención que organismos gubernamentales, académicos y no gubernamentales han prestado a las invasiones biológicas, concretamente en la sección de plantas invasoras, existen países donde no es detectado aún como una problemática importante debido al abandono de las áreas naturales protegidas en muchos países, sobre todo aquellos en vías de desarrollo (Hernández y Torres, 2015; Crespo y Peyrotti, 2016). Tratar las invasiones de plantas, a menudo es simplemente tratar un síntoma y no la causa-raíz del problema que es la introducción de estas especies y en parte la perturbación de los ecosistemas.

En bosques perturbados por ejemplo, de acuerdo con el libro de Ceccon (2014) "*Restauración en bosques tropicales: fundamentos ecológicos, prácticos y sociales*", la sucesión y la invasión están relacionadas con varios procesos ecológicos a través de los cuales la magnitud y dirección del cambio de vegetación son determinados (Camelo-Salamanca, 2015). Un bosque invadido por especies exóticas es posiblemente

el resultado de una mala sucesión (Camelo-Salamanca, 2015; Ceccon, 2014). Las causas de una mala sucesión son la disponibilidad de espacio para dar lugar a que una planta crezca ahí, otras causas son la disponibilidad de semillas de la especie invasora, que normalmente son dispersadas a través de aves o del viento y finalmente la capacidad de adaptación de la especie invasora.

Un ejemplo de este tipo de bosques es el bosque mixto del oeste de los Estados Unidos invadido por *Tamarix*. Tratándose de una severa invasión, por mucho tiempo ha sido aplicado el glifosato como agente herbicida para el control de estas poblaciones, sin embargo, estudios como el de Sherry y colaboradores en 2016, han optado por un método de control biológico utilizando una especie de escarabajo *Diorhabda spp* que resultó muy efectivo en el control de las tamaricáceas; sin embargo, la plaga se expandió y resultó también que dicho insecto no era tan selectivo, matando otras especies nativas, lo que resulta en una problemática similar a la de la utilización de herbicidas (Estrada Muñoz, 2014). La opción de la extracción mecánica es la más selectiva y la que menos problemas de contaminación causa, pero es sabido y probado que es un método complicado y poco factible en cuanto a disponibilidad de tiempo y recursos humanos, sin embargo, no quedan muchas otras opciones si se quiere prescindir de los herbicidas.

Las recomendaciones que damos basados en experiencias personales y una amplia consulta literaria con respecto al control de plantas invasoras que ya están presentes en los ecosistemas y sin poder dar marcha atrás a la invasión, son las siguientes:

- Conseguir recursos humanos para la remoción manual de arbustos invasores, primero comenzar con el público más fácil de convencer como los estudiantes de biología y ecología (solo por dar un ejemplo), organizando brigadas para la identificación y remoción de especies fáciles de remover con ayuda de palas y podadoras, hacerles sentir comprometidos con la causa de las invasiones y crear un sentimiento conservacionista en ellos a fin de combatir las invasiones ya establecidas.
- Buscar el aprovechamiento de la especie invasora. Por ejemplo, los arbustos invasivos del género *Rhamnus*, tienen propiedades antibacteriales, anti-fúngicas y medicinales, el fruto de la especie *Rhamnus cathartica* es usado como laxante en Kazakstán (Van Os 1976; Stolk et al, 1999; Manojlovic et al, 2005); además, al ser una especie leñosa, puede ser aprovechada como madera combustible.
- Tomar medidas preventivas como la identificación de futuras especies invasoras o tomar medidas para impedir su establecimiento y dispersión, aunque este punto sigue siendo un desafío para la ecología actualmente. En la medida de lo posible, mantener la alerta de invasión, por ejemplo: a) un cambio en las leyes de cuarentenas nacionales e internacionales, b) adoptar un criterio de total prohibición a la introducción de especies aunque no hayan demostrado ser nocivas o perjudiciales. Los controles posteriores y los intentos de erradicación son siempre más costosos y a veces más contraproducentes que la misma invasión, por lo que la prevención siempre será una táctica a largo plazo y menos perjudicial y costosa que atacar invasiones individuales.

De acuerdo con la literatura anterior consultada, podemos decir que las consecuencias de un fracaso en el manejo de invasiones pueden resultar severas, como la pérdida de bosques naturales, y la alteración de los procesos ecológicos que proveen los recursos naturales de los cuales dependen muchas necesidades y actividades humanas, por ejemplo el aprovechamiento de recursos maderables en riesgo por la invasión de arbustos del género *Rhamnus* en Norteamérica. Debido a la escala actual, las invasiones biológicas han tomado su lugar como unos de los mayores factores de cambio global, junto a los cambios atmosféricos producidos por los humanos. Si las invasiones biológicas no son tomadas en cuenta, influenciarán a los otros factores del cambio global en formas profundas aunque aún impredecibles.

CONCLUSION

El uso de estos herbicidas en áreas protegidas para el combate de invasiones biológicas ha contaminado de manera directa (invasiones de plantas acuáticas) e indirecta los cuerpos de agua cercanos a las invasiones. Los efectos de esta contaminación van desde el envenenamiento del agua, la contaminación de peces, moluscos, crustáceos, anfibios y demás fauna y flora que habita en los ecosistemas acuáticos. La problemática de esta contaminación es que muchas de estas especies son usadas como fuente de alimento para otros animales más grandes e incluso son ampliamente utilizadas para consumo humano.

Los cuerpos de agua salada por ejemplo, proveen una fuente importante de alimento, trabajo, recreación y residencia, además que los ecosistemas marinos son hábitats tan importantes como frágiles. Un arrecife de coral por ejemplo, es una barrera defensiva

para varios desastres, además que controla el movimiento de las olas evitando la erosión de las playas. La GBR es la barrera de coral más grande del mundo, su diversidad biológica es igualmente rica que un bosque tropical húmedo, la mayoría de las especies de peces que habitan ahí son de alto valor comercial, la contaminación por herbicidas en la gran barrera arrecifal ha provocado la muerte de las algas zooxantelas que viven en simbiosis con el coral, sin ellas se produce el blanqueamiento de los corales y posteriormente su muerte, además de la intoxicación de peces que habitan los arrecifes.

Las praderas marinas tienen también una función de defensa y amortiguamiento en el movimiento del agua, además de ser refugio de varias especies de peces y diversas especies animales que habitan en ellas, aunque la biodiversidad de una pradera marina sea considerablemente menor que la de un arrecife coralino. La Coruña ha presentado problemas de pérdida de biodiversidad en estos ecosistemas debido a la muerte de varios metros cuadrados de pradera de *Zostera marina*, además de la contaminación de peces para consumo humano con restos de herbicidas. El impacto de los tratamientos de invasiones con herbicidas para el caso de Costa Rica en ecosistemas frágiles como estuarios, zonas de reproducción y crianza de múltiples especies de peces, es incluso más fuerte debido a que en general son especies juveniles más vulnerables al envenenamiento por sustancias herbicidas.

Los cuerpos de agua dulce son impactados principalmente en la calidad del agua, ya que son generalmente usados para el consumo humano, además del consumo de agua por aves y mamíferos. También se ven afectados peces de valor comercial y algas como en el caso del río Luján, el cual además es el principal suministro de agua potable

para la ciudad de Buenos Aires, capital de Argentina. Por otro lado Canadá, consciente de que el control de invasiones con herbicidas lejos de ser una solución, era un problema de contaminación, prohibió su uso para ese fin en 2005 optando por los métodos biológicos y mecánicos; debido a varios casos de contaminación de agua y peces, como en las Islas de Boucherville del río San Lorenzo.

Los sitios Ramsar son ecosistemas vulnerables a las invasiones de plantas exóticas debido a su "posición como ecotonos o interfaces entre entornos terrestres y acuáticos, lo que los hace susceptibles a la invasión desde ambos medios" según Howard en 1999, coordinador del programa IUCN-África, en relación a las invasiones biológicas en humedales. Los Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay como sitio Ramsar no son la excepción, como tampoco el empleo de herbicidas para el control de plantas exóticas. Esto ha afectado especies de peces y contaminado el agua dulce del río Uruguay, fuente de agua potable de varios poblados incluida la capital de Uruguay, Montevideo.

En conclusión, el impacto negativo del uso de herbicidas para el control de plantas invasoras es el mismo para cuerpos de agua dulce que para cuerpos de agua salada. En ambos casos las consecuencias para la salud del ser humano, la flora que habita dentro y alrededor de estos ambientes, los mamíferos y aves que consumen el agua, los organismos animales que viven dentro de estos cuerpos de agua y el ecosistema en general son igualmente negativas. Los herbicidas al final son sustancias tóxicas que de acuerdo con la investigación precedente deberían ser reemplazados por métodos más amigables con el medio ambiente, por desgracia no se ha encontrado un método eficaz, eficiente y económico que pueda sustituirles.

La gestión de plantas invasoras se ha sumado a la tendencia de encontrar un método diferente para el control y erradicación de estas especies pero también debe comunicar la problemática a la población, puesto que en lo que a nosotros concierne, es la comunicación y concientización la mejor manera de combatir la introducción de especies vegetales invasoras que es la causa-raíz de las invasiones biológicas. También se debe reforestar las áreas naturales, parques urbanos y jardines con especies autóctonas, de ese modo disminuir los espacios disponibles para una posible invasión y evitar la dispersión accidental de una especie no deseada.

REFERENCIAS

Libros consultados

- Alterman, M. K., & Jones, A. P. (2003). *Herbicidas: Fundamentos fisiológicos y bioquímicos del modo de acción*. Ediciones Universidad Católica de Chile.
- Alvarado Induni, Guillermo (2011). *Los volcanes de Costa Rica*. Editorial de la Universidad Estatal a Distancia. p. 335. ISBN 9968-31-679-2.
- Anzalone, A. "Herbicidas: modos y mecanismo de acción en plantas." Fondo Editorial de la Universidad Centro-occidental "Lisandro Alvarado". Barquisimeto, Venezuela (2008).
- Anzalone, Alvaro, and Alexander Silva. "Evaluación de herbicidas sulfonilureas para el control de malezas en cafetales." *Bioagro* 22.2 (2010).
- Arévalo, J. R., Fernández, S., López, F., Recasens, J., & Sobrino, E. (2018) *Plantas Invasoras Resistencias a Herbicidas y Detección de Malas Hierbas*.
- Castro, L. P. (2017) *PLANTAS ACUÁTICAS INVASORAS HOSPEDERAS O TRANSMISORAS DE ENFERMEDADES PRESENTES EN HUMEDALES DE COSTA RICA. ESPECIES INVASORAS ACUÁTICAS Y SALUD*, 90.
- Castro, K. D. C. (2017). *Alternativas de herbicidas para malezas de hoja ancha en arveja (Pisum sativum) para grano verde* (Doctoral dissertation, Universidad de Concepción).
- Ceccon, E. (2014). *Restauración en bosques tropicales: fundamentos ecológicos, prácticos y sociales*. Ediciones Díaz de Santos.

- Flores, I. A. (2005). La relación ambiente y sociedad en Costa Rica: entre gritos y silencios, entre amores y odios (Vol. 15). Editorial Universidad de Costa Rica.
- Franz, J. E., Mao, M. K., & Sikorski, J. A. (1997). Glyphosate: a unique global herbicide. American Chemical Society.
- Fagúndez, J. (2007). Nuevos datos de flora vascular exótica en Galicia (noroeste de la Península Ibérica). *Lazaroa*, 28, 111.
- Holum, J. R. (1999). Fundamentos de química general, orgánica y bioquímica para ciencias de la salud. Limusa-Wiley,.
- Marchante, H., López-Núñez, F. A., Freitas, H., Hoffmann, J. H., Impson, F., & Marchante, E. (2017). First report of the establishment of the biocontrol agent *Trichilogaster acaciaelongifoliae* for control of invasive *Acacia longifolia* in Portugal. *EPPO Bulletin*, 47(2), 274-278.
- Masterton, W. L. S., Stanitski, E. J., & Conrad, L. (1994). Química general superior. McGraw-Hill,.
- McKee, T., & McKee, J. R. (1999). Biochemistry: an introduction. WCB/McGraw-Hill.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., & De Poorter, M. (2000). 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database (Vol. 12). Auckland: Invasive Species Specialist Group.
- Portela Carballeira, R. (2015). Importancia de la integración clonal en los procesos de invasiones biológicas: un trabajo experimental con " *Carpobrotus* sp.".
- Romero Buján, M.I. (2008). Catálogo da flora de Galicia. Monografías do Ibader 1. Universidade de Santiago de Compostela. Lugo.
- Ruiz, J. M. (2015). *Atlas de las praderas marinas de España*. Instituto Español de Oceanografía.
- Santamarina Siurana, M. P., Garcia Breijo, F. J., & Roselló Caselles, J. (1997). Biología y botánica. Universitat Jaume, Castello de la Plana (España).
- Tu, M., Hurd, C., & Randall, J. M. (2001). Weed Control Methods Handbook, The Nature Conservancy. Retrieved December, 27, 2007.
- Velarde, F. G. A. (2017). Manual básico para el mantenimiento de jardines, zonas verdes y parques. Mundi-Prensa Libros.

PÁGINAS GUBERNAMENTALES Y PAGINAS WEB

Administración de Parques Nacionales APN, (2016) Plan de gestión de la Reserva Natural Otamendi años 2016-2021 gobierno de Argentina https://www.sib.gov.ar/archivos/Plan_de_Gestion_de_la_RNO_2016_2021.pdf

Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) (2010). «Guía resumida del clima en España». http://www.aemet.es/es/conocermas/recursos_en_linea/publicaciones_y_estudios/publicaciones/detalles/guia_resumida_2010 [Consultado el 18 de enero de 2018].

AGROBIT (nd). Productos, consultas y soporte técnico en productos y servicios agronómicos <http://www.agrobit.com/soporte.htm> [Página consultada el 15 de enero de 2018].

Australian Government and Queensland Government. (2003). Reef Water Quality Protection Plan: For catchments adjacent to Great Barrier Reef World Heritage Area, October 2003. Brisbane (QLD), Australia: Reef Water Quality Protection Plan Secretariat, the State of Queensland. <https://www.qld.gov.au/environment/coasts-waterways/reef-program> [Página consultada el 15 de enero de 2018].

Australian Government and Queensland Government. (2009). Reef Water Quality Protection Plan 2009 For the Great Barrier Reef World Heritage Area and adjacent catchments. Brisbane (QLD), Australia: Reef Water Quality Protection Plan Secretariat, the State of Queensland. <https://www.reefplan.qld.gov.au/resources/assets/reef-plan-2009.pdf> [Página consultada el 15 de enero de 2018]

Australian Government and Queensland Government. (2013). Reef Water Quality Protection Plan 2013. Securing the health and resilience of Great Barrier Reef World Heritage Area and adjacent catchments. Brisbane (QLD), Australia: Reef Water Quality Protection Plan Secretariat, the State of Queensland. “<https://www.reefplan.qld.gov.au/resources/assets/reef-plan-2013.pdf>” [Página consultada el 15 de enero de 2018].

Australian Government and Queensland Government (2017) Non-native plants and weeds in Australia, lists and inventory. <https://www.qld.gov.au/environment/plants-animals/plants/plants-weeds> [Página consultada el 2 de febrero de 2018].

Authority, G. B. R. M. P. (2014). Great barrier reef outlook report (2014). <http://elibrary.gbrmpa.gov.au/jspui/handle/11017/2855> [Página consultada, 15 de enero de 2018].

Ayuntamiento de A Coruña, ND, Economía y Empleo. <http://www.coruna.gal/portal/es/ciudad/economia-y-empleo> [Página consultada el 18 de enero de 2018].

- Barbieri A. (2016), Monsanto, el 'Mordor' de la agricultura mundial Periódico La Vanguardia. <http://www.lavanguardia.com/natural/20160624/402733993889/monsanto-alimentos-transgenicos.html> [Página consultada el 18 de febrero de 2018]
- Cressey, D. (2015). Widely used herbicide linked to cancer. *Nature News*. <https://www.nature.com/news/widely-used-herbicide-linked-to-cancer-1.17181> [Página consultada el 20 de febrero de 2018].
- Department of Agriculture and Fisheries Biosecurity Queensland (2016). Herbicide control of Kudzu. Queensland Government bulletin invasive plants in Queensland. https://www.daf.qld.gov.au/__data/assets/pdf_file/0003/49665/IPA-Kudzu-PP150.pdf [Página consultada el 2 de febrero de 2018].
- Estrada Muñoz, G.A. (2014) EL ESCARABAJO DEL TAMARIX (*Diorhabda* spp.): CONTROL DE DEFOLIACIÓN SOBRE PINABETE (*Tamarix aphylla*) *Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Biblioteca virtual* <http://repositorio.uaaan.mx:8080/xmlui/handle/123456789/7515> [Página consultada el 21 de febrero de 2018].
- Food Agriculture Organization (2001) Gestión de especies invasoras <http://www.fao.org/sustainable-forest-management/toolbox/tools/tools-details/es/c/233117/> [Página consultada el 18 de febrero de 2018].
- Food Agriculture Organization (2011) Gestión de plantas en áreas naturales protegidas: Legislación ambiental. <http://www.fao.org/in-action/agronoticias/detail/es/c/515443/> [Página consultada el 18 de febrero de 2018].
- Food Agriculture Organization (2004) Manejo de Malezas para Países en Desarrollo. (Estudio FAO Producción y Protección Vegetal - 120) <http://www.fao.org/docrep/T1147S/t1147s00.htm#Contents> [Página consultada el 20 de diciembre de 2017].
- Food Agriculture Organization (2014) ESTRATEGIA NACIONAL DE DIVERSIDAD BIOLÓGICA AMERICA LATINA 2021 Plan de Acción 2014 – 2018 <http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/per138343anx.pdf> [Página consultada el 18 de febrero de 2018].
- Food Agriculture Organization, (2015), Estadísticas sobre el consumo de herbicidas a nivel mundial. FAOSTAT <http://www.fao.org/faostat/es/#data/RP> [Página consultada el 18 de febrero de 2018] 100p.
- Glifosato, copyright (2018). Mecanismo de acción del glifosato. <http://www.glifosato.es/mecanismo-de-accion-del-glifosato> [Página consultada el 3 de febrero de 2018] 2p.
- Gobierno de España. El Real Decreto 1311/2012 Sobre Uso Sostenible de los Productos Fitosanitarios, boletín nacional, 42 p.

- <https://www.boe.es/buscar/pdf/2012/BOE-A-2012-11605-consolidado.pdf> [Página consultada el 6 de febrero de 2018].
- Heredia García, M. I. ESPECIES EXÓTICAS DE FLORA EN LA RED NATURA 2000 DE ESPAÑA: PROPUESTA METODOLÓGICA DE ACTUACIÓN. http://www.aepro.com/files/congresos/2010madrid/ciip10_1287_1306.2828.pdf [Página consultada el 6 de febrero de 2018].
- Howard, G., Coordinador de Programas, U. I. C. N., del África, O. R., & Oriental, N. (1999). Especies invasoras y humedales. *Ramsar COP7 DOC*, 24. <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/cop7-docs/NON-RESRECS%20FINAL/COP7%2024S.pdf> [Página consultada el 15 de marzo de 2018].
- Instituto Nacional de Estadística (2017). Anuario Estadístico de España 2017: Agricultura, silvicultura, ganadería y pesca, Gobierno de España. http://www.ine.es/prodyser/pubweb/anuario17/anu17_12agric.pdf [Página consultada el 19 de febrero de 2018].
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos de Costa Rica INECCO, (2017). <http://www.inec.go.cr/> gobierno de Costa Rica [Página consultada el 17 de Enero de 2018].
- IUCN invasive species initiative. Abonyo, E., & Howard, G. (2016) Guide to some invasive plants affecting Lake Tanganyika. 72 p. <http://www.invasep.eu/Invasive%20plant%20from%20Tanganika%20Lake%202012-048.pdf> [Página consultada el 12 de diciembre de 2017].
- Mearnsii DeWild, A. (2003). *Acacia mearnsii*. Artículo de internet <http://www.scientificlib.com/en/Biology/Plants/Magnoliophyta/AcaciaMearnsii01.html> [Página consultada el 4 de enero de 2018].
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (2016), *Pêche sportive au Québec (incluant la pêche au saumon) Saison 2016-2018, règlemente de la pêche, gouvernement du Québec* <http://mffp.gouv.qc.ca/publications/enligne/faune/reglementation-peche/regles-generales/poissons-appats.asp>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo sustentable, (2016) Plan de gestión de la Reserva Natural Otamendi Gobierno de Argentina https://www.sib.gov.ar/archivos/RES_HD_N_20_16.pdf [Página consultada el 12 de febrero de 2018].
- Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (2000) Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (FIR), Lago Banyoles, Gobierno de España http://www.mapama.gob.es/ca/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/conservacion-de-humedales/46_fir_banyoles_tcm8-20694.pdf [Página consultada el 11 de febrero de 2018].

Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (2014), Plan de manejo del Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay, Gobierno de Uruguay. http://mvotma.gub.uy/portal/images/plandemanejopnefiru_2014_aprobado.pdf.

Monsanto nd. Fichas técnicas de productos herbicidas. <http://www.monsantoglobal.com/global/ar/productos/Pages/default.aspx> [Página consultada 20 de enero de 2018].

Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura UNESCO (2007) Queensland's rainforest bulletin UNESCO <http://whc.unesco.org/en/list/486> [Página consultada el 15 de enero de 2018].

Organización Mundial de la Salud (2017), Agua. Boletín descriptivo <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs391/es/> [Página consultada el 18 de febrero de 2018].

Organización Mundial de la Salud (2017). Boletín descriptivo: Residuos de plaguicidas en los alimentos y el agua <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/pesticide-residues-food/es/> [Página consultada el 18 de febrero de 2018].

Plant and soil (ND). Inhibidores de la Protoporfirinógeno Oxidasa <http://passel.unl.edu/pages/informationmodule.php?idinformationmodule=1024932941&topicorder=3&maxto=8> [Página consultada el 10 de diciembre de 2017].

Pubchem (nd) Open Chemical Data Base <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/metribuzin> [página consultada el 15 de Diciembre de 2017].

Queensland Government Invasive plants inventory, 2017. Classification, management and control of invasive weeds/inventory <https://www.business.qld.gov.au/industries/farms-fishing-forestry/agriculture/land-management/health-pests-weeds-diseases/weeds-diseases/invasive-plants>. [Página consultada el 15 de enero de 2018].

Rodríguez González, N. (2016). Determinación de triazinas en medio marino. Tesis de grado Univesidade do Coruña, 260p. <http://ruc.udc.es/dspace/handle/2183/18405>. [Página consultada el 20 de enero de 2018].

Roundup marca registrada (nd) Modos de acción herbicida Fichas técnicas, 41p. <http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:Gi-kaBFVnhgJ:www.roundupreadyplus.com.ar/descarga-contenidos-168/documento1-863f7a3f76314138ccd54cc3d8e7a7be+&cd=5&hl=es&ct=clnk&gl=ca> [Página consultada el 2 de diciembre de 2017].

Sterling T. M., Namuth D. Hernández-Rios I. (2018). Mecanismo(s) de Acción de las Auxinas y los Herbicidas Auxínicos - Parte 1- Introducción. Department of

Entomology, Plant Pathology and Weed Science at New Mexico State University, USA.

<https://passel.unl.edu/pages/printinformationmodule.php?idinformationmodule=1042575278> [página consultada el 20 de enero de 2018].

USFWS (U. S. Fish and Wildlife Service). 2009. Capacity building. USFWS, Washington, DC. Available from http://www.fws.gov/international/DIC/global/capacity_building.html [Página consultada el 15 de diciembre de 2017].

Vecinos del Humedal, Asociación civil. Vecinos en defensa de los cardales y el río Luján. Organización No Gubernamental (2013), Reporte de Abril, 2013 <http://vecinosdelhumedal.blogspot.ca/2013/04/cuenca-del-rio-lujan-e-inundaciones.html> [Página consultada el 12 de febrero de 2018].

ARTICULOS CIENTÍFICOS DE REFERENCIA:

Acosta-Arce, L., & Agüero-Alvarado, R. (2006). Malezas acuáticas como componentes del ecosistema. *Agronomía mesoamericana*, 17(2).

Acosta-Vargas, L. G. (2016). Population status of the tree *Sacoglottis holdridgei* (Humiriaceae) at Isla del Coco National Park, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 64(a), 263-275.

Adams, V. M., & Setterfield, S. A. (2016). Approaches to strategic risk analysis and management of invasive plants: lessons learned from managing gamba grass in northern Australia. *Pacific Conservation Biology*, 22(2), 189-200.

AGoff, S. (2009, May). La conformación del comité de cuenca del Río Luján: entre la deliberación y la gestión. In Ponencia. Quinto Congreso Argentino de Administración Pública. San Juan (Vol. 27).

Aguilar, C., & Polo, M. J. (2005). Análisis de sensibilidad de AnnAGNPS en la dinámica de herbicidas en cuencas de olivar. Samper C., FJ, y A. Paz G.(eds). *Estudios en la Zona no Saturada del Suelo. La Coruña (España)*, 7, 337-343.

Albanito, L., Lappano, R., Madeo, A., Chimento, A., Prossnitz, E. R., Cappello, A. R., & Maggiolini, M. (2015). Effects of atrazine on estrogen receptor α -and G protein-coupled receptor 30-mediated signaling and proliferation in cancer cells and cancer-associated fibroblasts. *Environmental health perspectives*, 123(5), 493.

Almeida, D. P., Agostini, A. R., Yamauchi, A. K., Decaro Jr, S. T., & Ferreira, M. C. (2016). Application volumes and sizes of droplets for the application of diquat herbicide in the control of *Eichhornia crassipes*. *Planta Daninha*, 34(1), 171-179.

Andreu, J., & Vilà, M. (2007). Análisis de la gestión de las plantas exóticas en los espacios naturales españoles. *Revista Ecosistemas*, 16(3).

- Andreu Ureta, J., & Vilà Planella, M. (2007). Análisis de la gestión de las plantas exóticas en los espacios naturales españoles. *Ecosistemas*, Vol. 16, n. 3 (sept.-dic. 2007); pp. 109-124.
- Arora, K., Batish, D. R., Singh, P. H., & Kohli, R. K. (2015). Allelopathic potential of the essential oil of wild marigold (*Tagetes minuta* L.) against some invasive weeds. *Journal of Environmental and Agricultural Sciences*, 3, 56-60.
- Au, R. C., & Tuchscherer, K. (2014). Efficacy of Biological and Chemical Herbicides on Non-Native Buckthorn during Three Seasonal Periods. *Natural Areas Journal*, 34(1), 92-98.
- BABAARBI, Z., & NOUALI, A. (2016). *Mise en place d'une méthode adéquate de lutte contre le genre phragmites dans l'exploitation de l'université Kasdi Merbah Ouargla* (Doctoral dissertation).
- Bae, J., Nurse, R. E., Simard, M. J., & Page, E. R. (2017). Managing glyphosate-resistant common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia*): effect of glyphosate-phenoxy tank mixes on growth, fecundity, and seed viability. *Weed Science*, 65(1), 31-40.
- Bagella, S., Gascón, S., Filigheddu, R., Cogoni, A., & Boix, D. (2016). Mediterranean Temporary Ponds: new challenges from a neglected habitat. *Hydrobiologia*, 782(1), 1-10.
- Barnett, J. M., Hudak, P. F., & Dick, G. O. (2016). Removing Chinese Privet (*Ligustrum sinense* Lour.) and Establishing Native Plants in a Flooded Riparian Corridor in North-Central Texas, USA. *Environmental Quality Management*, 26(2), 121-129.
- Barrantes, G., & Di Mare, M. I. (2001). Metodología para la evaluación económica de daños ambientales en Costa Rica. Heredia: Instituto de Políticas para la Sostenibilidad. Extraído el, 3.
- Barrientos, A., & José, J. (2006). Factores físico-químicos y biológicos que median en el desarrollo de los arrecifes y comunidades coralinas del Parque Nacional Marino Ballena, Pacífico Sur, Costa Rica.
- Bassett, I. J., & Crompton, C. W. (1975). THE BIOLOGY OF CANADIAN WEEDS.: 11. *Ambrosia artemisiifolia* L. and *A. psilostachya* DC. *Canadian Journal of Plant Science*, 55(2), 463-476.
- Batianoff, G. N., & Butler, D. W. (2002). Assessment of invasive naturalized plants in south-east Queensland. *Plant Protection Quarterly*, 17(1), 27-34.
- Baumann, P. A., Dotray, P. A., & Prostko, A. E. (1998). Herbicide mode of action and injury symptomology. Texas, USA, The Texas A&M University Service. Texas Agriculture Extension Service. Collage Station, 75, 76.

- Bell, A. M., & Duke, N. C. (2005). Effects of Photosystem II inhibiting herbicides on mangroves—preliminary toxicology trials. *Marine Pollution Bulletin*, 51(1-4), 297-307.
- Benbrook, C. M. (2016). Trends in glyphosate herbicide use in the United States and globally. *Environmental Sciences Europe*, 28(1), 3.
- Benvenuti, S., Cioni, P. L., Flamini, G., & Pardossi, A. (2017). Weeds for weed control: Asteraceae essential oils as natural herbicides. *Weed Research*, 57(5), 342-353.
- Benzal, S. P. (2010). Estudios electroquímicos de herbicidas imidazolinónicos, triazínicos y quinolínicos (Doctoral dissertation, Universidad de Córdoba) 72p.
- Bohren, C. (2006). *Ambrosia artemisiifolia* L.-in Switzerland: concerted action to prevent further spreading. *NACHRICHTENBLATT-DEUTSCHEN PFLANZENSCHUTZDIENSTES BRAUNSCHWEIG*, 58(11), 304.
- Boivin, P., Albert, A., & Brisson, J. (2011). Prévenir et contrôler l’envahissement des autoroutes par le roseau commun (*Phragmites australis*). Montreal, Quebec (QC): Institut de Recherche en Biologie Végétale.
- Boyette, C. D., Hoagland, R. E., Weaver, M. A., & Stetina, K. C. (2014). Interaction of the bioherbicide *Myrothecium verrucaria* and glyphosate for kudzu control. *American Journal of Plant Sciences*, 5(26), 3943.
- Bozzini, E. (2017). Open Controversies: Bees’ Health, Glyphosate and Endocrine Disruption. In *Pesticide Policy and Politics in the European Union* (pp. 77-104). Palgrave Macmillan, Cham.
- Brodie, J., Binney, J., Fabricius, K., Gordon, I., Hoegh-Guldberg, O., Hunter, H., O’Reagain, P., Pearson, R., Quirk, M., Thorburn, P., Waterhouse, J. 2008. Synthesis of evidence to support the scientific consensus statement on water quality in the Great Barrier Reef. Brisbane (QLD), Australia: Department of Premier and Cabinet, the State of Queensland.
- Brodie, J., Waterhouse, J., Schaffelke, B., Kroon, F., Thorburn, P., Rolfe, J., ... & Warne, M. (2013). Scientific consensus statement. Land use impacts on Great Barrier Reef water quality and ecosystem condition. Reef Water Quality Protection Plan Secretariat.(The State of Queensland: Brisbane).
- Brock, John H. "Tamarix spp.(salt cedar), an invasive exotic woody plant in arid and semi-arid riparian habitats of western USA." *Ecology and management of invasive riverside plants*(1994): 27-44.
- Bruckerhoff, L., Havel, J., & Knight, S. (2015). Survival of invasive aquatic plants after air exposure and implications for dispersal by recreational boats. *Hydrobiologia*, 746(1), 113-121.
- Búrmida, M. (2011). Leñosas exóticas en bosques fluviales de la zona sur de Uruguay: perturbación antrópica y grado de invasión.

- Caballero, N. (2013). Análisis de las invasiones especies leñosas exóticas en las Quebradas del Norte de Uruguay.
- Cabezas, S. L. (2016). Gramíneas (poaceae) introducidas en costa rica. *Biocenosis*, 22(1-2).
- Camelo Salamanca, D. (2015). *Evaluación del estado sucesional actual de las áreas restauradas y con invasión previa de Ulex europaeus L. en los Cerros Orientales de Bogotá* (Master's thesis, Facultad de Ciencias).
- Carvajales Astapenco, A. (2013). Modelos de distribución de la acacia invasora *Gleditsia triacanthos* como herramientas para su manejo *Biocenosis* 12(1-8) 42p.
- Cheng, F., & Cheng, Z. (2015). Research progress on the use of plant allelopathy in agriculture and the physiological and ecological mechanisms of allelopathy. *Frontiers in plant science*, 6, 1020.
- COMMUN, L. L. I. D. R., & FRICHE, S. (2015). PARC NATIONAL DES ÎLES-DE-BOUCHERVILLE. *Bulletin de conservation*, 2016, 23.
- CORDO, H. A. (2017). Biological Control of Weeds as a Feasible Option against Invasive Exotic Plants in Protected Natural Areas of Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 63(1-2).
- Crespo Guerrero, J. M., & Peyroti, G. F. (2016). Las áreas naturales protegidas de Córdoba (Argentina): desarrollo normativo y ausencia de gestión territorial. *Cuadernos Geográficos*, 55(1).
- Dana, E.D., Sobrino-Vesperinas, E. & Sanz-Elorza, M.. 2006. Plantas invasoras en España: un nuevo problema en las estrategias de conservación. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid. España. 20 p.
- Da de Silva, Ú. S. R., & da Silva Matos, D. M. (2006). The invasion of *Pteridium aquilinum* and the impoverishment of the seed bank in fire prone areas of Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity & Conservation*, 15(9), 3035-3043.
- Datta, S., & Mahapatra, B. K. (2015). Effect of Glyphosate and Three Phenoxyacetic Acid Herbicides against *Eichhornia crassipes* (Mart). *Pesticide Research Journal*, 27(1), 75-83.
- Day, M. D., Clements, D. R., Gile, C., Senaratne, W. K., Shen, S., Weston, L. A., & Zhang, F. (2016). Biology and Impacts of Pacific Islands Invasive Species. 13. *Mikania micrantha* Kunth (Asteraceae). *Pacific Science*, 70(3), 257-285.
- De la Cruz, E., & Castillo, L. E. (2016). Presencia de agroquímicos en ecosistemas acuáticos de zonas costeras y análisis preliminar del riesgo ambiental. *Uniciencia*, 15(1), 93-103.

- De Villalobos, A. E., Vázquez, D. P., & Martin, J. L. (2010). Soil disturbance, vegetation cover and the establishment of the exotic shrub *Pyracantha coccinea* in southern France. *Biological invasions*, 12(5), 1023-1029.
- De Zulueta, J. (2011). Ensayo con paraquat en la implantación de *Trifolium subterraneum* cv. *Woogenellup* en un encinar de Olivenza (Badajoz). *Pastos*, 1(2), 213-220.
- Defarge, N., Takács, E., Lozano, V. L., Mesnage, R., Spiroux de Vendômois, J., Séralini, G. E., & Székács, A. (2016). Co-formulants in glyphosate-based herbicides disrupt aromatase activity in human cells below toxic levels. *International journal of environmental research and public health*, 13(3), 264.
- Devine, M. D., & Shukla, A. (2000). Altered target sites as a mechanism of herbicide resistance. *Crop Protection*, 19(8), 881-889.
- Délye, C., Causse, R., & Michel, S. (2016). Genetic basis, evolutionary origin and spread of resistance to herbicides inhibiting acetolactate synthase in common groundsel (*Senecio vulgaris*). *Pest management science*, 72(1), 89-102.
- Di Marzio, W., Sáenz, M. E., Alberdi, J., Fortunato, N., Tangorra, M., Capello, V., ... & Ambrini, G. (2009). Estrategia de manejo de acacia negra (*Gleditsia triacanthos*) en la cuenca del río Luján. Evaluación ecotoxicológica del herbicida Togar BT. *Revista Argentina de Ecotoxicología y Contaminación Ambiental*, 1, 1-7.
- Duke, S. O. (2017). The history and current status of glyphosate. *Pest management science*.
- Ebert, E., Leist, K. H., & Mayer, D. (1990). Summary of safety evaluation toxicity studies of glufosinate ammonium. *Food and Chemical Toxicology*, 28(5), 339-349.
- Eddleston, M. (2016). Bipyridyl Herbicides. *Critical Care Toxicology*, 1-20.
- Enloe, S. F., O'Sullivan, S. E., Loewenstein, N. J., Brantley, E. F., & Lauer, D. K. (2016). Triclopyr Application Timing and Concentration Influence Low-Volume Basal Bark Efficacy on Chinese Privet (*Ligustrum sinense*). *Invasive Plant Science and Management*, 9(4), 235-241.
- Eisenberg, D., Almassy, R. J., Janson, C. A., Chapman, M. S., Suh, S. W., Cascio, D., & Smith, W. W. (1987, January). Some evolutionary relationships of the primary biological catalysts glutamine synthetase and RuBisCO. In *Cold Spring Harbor symposia on quantitative biology* (Vol. 52, pp. 483-490). Cold Spring Harbor Laboratory Press.
- Erinle, K. O., Jiang, Z., Ma, B., Li, J., Chen, Y., Ur-Rehman, K., ... & Zhang, Y. (2016). Exogenous calcium induces tolerance to atrazine stress in *Pennisetum* seedlings and promotes photosynthetic activity, antioxidant enzymes and psbA gene transcripts. *Ecotoxicology and environmental safety*, 132, 403-412.

- Escarné, R. (2001). *Effets des effluents municipaux de l'île de Montréal sur la fonction immunitaire du queue à tache noire (notropis hudsonius)(in situ) et de la truite arc-en-ciel (oncorhynchus mykiss)(en laboratoire)* (Doctoral dissertation, Université du Québec. Institut national de la recherche scientifique).
- Escudero García, J. Á. (2015). Regeneración de aguas contaminadas por plaguicidas (sustancias prioritarias y preferentes), con elevado potencial de lixiviación, mediante fotocatalisis solar heterogénea. Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Universidad de Murcia. España. Memoria presentada para aspirar al Grado de Doctor en Química.
- Everest, J. W., Miller, J. H., Ball, D. M., & Patterson, M. (1999). Kudzu in Alabama history, uses, and control. Alabama A&M and Auburn Universities, Alabama Cooperative Extension System ANR-65.
- Fernández, R. D., Ceballos, S. J., Malizia, A., & Aragón, R. (2017). *Gleditsia triacanthos* (Fabaceae) in Argentina: a review of its invasion. *Australian Journal of Botany*, 65(3), 203-213.
- Fick, Walter H. "Ecology and Management of Saltcedar." 10th International Rangeland Congress. 2016.
- Florentine, S. K. (2008). Species persistence and natural recruitment after 14 years in a restoration planting on ex- rainforest land in north- east Queensland. *Ecological Management & Restoration*, 9(3), 217-224.
- Foard, M., Burnette, D. J., Burge, D. R., & Marsico, T. D. (2016). Influence of river channelization and the invasive shrub, *Ligustrum sinense*, on oak (*Quercus* spp.) growth rates in bottomland hardwood forests. *Applied Vegetation Science*, 19(3), 401-412.
- Fobian, T. B., Buntin, M. L., Holifield, J. T., Tarpley, T. A., Garner, J. T., & Johnson, P. D. (2014). Freshwater Mussels (Unionidae) in the Paint Rock River (Jackson, Madison, and Marshall Counties), Alabama. *Southeastern Naturalist*, 13(2), 347-366.
- Fossey, M. (2016). Contribution à un cadre de modélisation hydrologique des milieux humides des Basses-terres du Saint-Laurent: fonctionnement, dynamique et impacts en contexte de changement climatique (Doctoral dissertation, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique).
- Frankart, C., Eullaffroy, P., & Vernet, G. (2003). Comparative effects of four herbicides on non-photochemical fluorescence quenching in *Lemna minor*. *Environmental and Experimental Botany*, 49(2), 159-168.
- Frappier, Brian, Robert T. Eckert, and Thomas D. Lee. "Experimental removal of the non-indigenous shrub *Rhamnus frangula* (glossy buckthorn): effects on native herbs and woody seedlings." *Northeastern Naturalist* 11.3 (2004): 333-342.

- Fusellas Fullà, M. (2015). Efecte de la fauna frugívora sobre el poder invasiu de les espècies vegetals exòtiques de fruit carnós.
- Gagnon Lupien, N., Gauthier, G., & Lavoie, C. (2015). Effect of the invasive common reed on the abundance, richness and diversity of birds in freshwater marshes. *Animal conservation*, 18(1), 32-43.
- Galán, P. (2008). Efecto de la planta invasora *Carpobrotus edulis* sobre la densidad del eslizón tridáctilo (*Chalcides striatus*) en una localidad costera de Galicia. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 19, 117-121 Galán, P. Declive de una población de *Bufo calamita* por invasión de la planta *Azolla filiculoides*.
- Gan, Y., Harker, K. N., Kutcher, H. R., Gulden, R. H., Irvine, B., May, W. E., & O'Donovan, J. T. (2016). Canola seed yield and phenological responses to plant density. *Canadian Journal of Plant Science*, 96(1), 151-159.
- García Blanco, G. (2017). Influencia de los afloramientos costeros en la estructura de las comunidades de *Zostera marina* en Galicia.
- García Cardesín, É. (2016). Estudiando las invasiones biológicas: un trabajo experimental con " *Carpobrotus edulis*".
- García-Gil, L. J., Borrego, C., Hugas, L., Casamitjana, X., & Abella, C. A. (1988). Horizontal distribution of phototrophic bacterial population in an irregularly shaped meromictic basin of Banyoles Lake (Banyoles, Spain). *Sci. Gerundensis*, 14, 71-79.
- García Murillo, P. (2015). Especies invasoras en el Mediterráneo. *Boletín Drosophila*, 4, 24-26.
- Gasnier, C., Dumont, C., Benachour, N., Clair, E., Chagnon, M. C., & Séralini, G. E. (2009). Glyphosate-based herbicides are toxic and endocrine disruptors in human cell lines. *Toxicology*, 262(3), 184-191.
- Gauvrit, C., & Chauvel, B. (2010). Sensitivity of *Ambrosia artemisiifolia* to glufosinate and glyphosate at various developmental stages. *Weed Research*, 50(5), 503-510.
- Gavier-Pizarro, G. I., Radeloff, V. C., Stewart, S. I., Huebner, C. D., & Keuler, N. S. (2010). Housing is positively associated with invasive exotic plant species richness in New England, USA. *Ecological Applications*, 20(7), 1913-1925.
- Gazzano, I., Altieri, M. A., Achkar, M., & Burgueño, J. (2015). Holistic Risk Index: A Case Study of Cattle Producers in the Protected Area of Farrapos Estuaries—Uruguay. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 39(2), 209-223.
- Glomski, L. M., Fuhrmann, P., Dick, G. O., Erickson, K., & Shearer, J. F. (2016). Phragmites Management at Times Beach, Buffalo, New York (No. ERDC/TN APCRP-CC-20). US Army Engineer Waterways Experiment Station Vicksburg United States.

- Gomes M P, Smedbol E, Chalifour A, Henault-Ethier L, Labrecque M, Lepage L, Lucotte M and Juneau P (2014). Alteration of plant physiology by glyphosate and its by-product aminomethylphosphonic acid: An overview. *J. Exp. Bot.* 65, 4691-4703.
- González, E., Sher, A. A., Anderson, R. M., Bay, R. F., Bean, D. W., Bissonnete, G. J., ... & El Waer, H. (2017). Vegetation Response to Control of Invasive Tamarix in Southwestern US Rivers: A Collaborative Study Including 416 Sites. *Ecological Applications*.
- Gressel, J., Shimabukuro, R. H., & Duysen, M. E. (1983). N-dealkylation of atrazine and simazine in *Senecio vulgaris* biotypes: a major degradation pathway. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 19(3), 361-370.
- Gudlewski, A. J. (2014). Kevin L. Kapuscinski, John M. Farrell, Gordon Paterson, Michael A. Wilkinson, Lawrence C. Skinner, Wayne Richter &. *Bull Environ Contam Toxicol*, 93, 567-573.
- Guilherme, S., Santos, M. A., Gaivao, I., & Pacheco, M. (2015). Genotoxicity evaluation of the herbicide Garlon® and its active ingredient (triclopyr) in fish (*Anguilla anguilla* L.) using the comet assay. *Environmental toxicology*, 30(9), 1073-1081.
- Gutiérrez, H., & Arregui, M. C. (2000). Comportamiento de herbicidas en suelos, agua y plantas. *FAVE*, 14(1), 73-89.
- Guyana, P., & Paraguay, S. (2014). *Parthenium hysterophorus* L. Asteraceae–Parthenium weed. *Bulletin OEPP/EPPO Bulletin*, 44(3), 474-478.
- Haene, E. H., & Pereira, J. (2003). Fauna de Otamendi. Inventario de los animales vertebrados y plantas de la Reserva Natural Estricta Otamendi, Campana, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Temas de naturaleza y conservación, Aves Argentina*. AOP Buenos Aires, Argentina.
- Hamelin, C., Gagnon, D., & Truax, B. (2015). Aboveground biomass of glossy buckthorn is similar in open and understory environments but architectural strategy differs. *Forests*, 6(4), 1083-1093.
- Haynes, D., Müller, J., & Carter, S. (2000). Pesticide and herbicide residues in sediments and seagrasses from the Great Barrier Reef World Heritage Area and Queensland coast. *Marine Pollution Bulletin*, 41(7), 279-287
- Haynes, D, Michalek-Wagner, K. 2000. Water quality in the Great Barrier Reef World Heritage Area: past perspectives, current issues and new research directions. *Mar Poll Bull* 41: 428-434.
- Head, L., Larson, B. M., Hobbs, R., Atchison, J., Gill, N., Kull, C., & Rangan, H. (2015). Living with invasive plants in the Anthropocene: the importance of understanding practice and experience. *Conservation and Society*, 13(3), 311.

- Heneghan, L., Rauschenberg, C., Fatemi, F., & Workman, M. (2004). European buckthorn (*Rhamnus cathartica*) and its effects on some ecosystem properties in an urban woodland. *Ecological Restoration*, 22(4), 275-280.
- Hernández, L., Cañellas, I., & Barbeito, I. (2016). 59 Using National Forest Inventories to assess the factors driving invasion in forest ecosystems: the case of silver wattle and blackwood in north-western Spain. *opportunities and challenges*, 396.
- Hernández Rivera, M. G., & Torres Hernández, L. (2015). Análisis de dos áreas naturales protegidas en relación con el crecimiento del Área Metropolitana de Xalapa, Veracruz. *Investigaciones geográficas*, (87), 51-61.
- Herrera, I., Goncalves, E., Pauchard, A., & Bustamante, R. O. (Eds.). (2016). *Manual de plantas invasoras de Sudamérica*. IEB Chile, Instituto de Ecología y Biodiversidad.
- Hodisan, N., Morar, G., & Ciobanu, C. (2008). RESEARCH CONCERNING THE CONTROL OF THE SPECIE *Abrosia artemisifolia* L. WITH THE HELP OF HERBICIDES. *Bulletin of University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine Cluj-Napoca. Agriculture*, 63.
- Hoffberg, S. L., & Mauricio, R. (2016). The persistence of invasive populations of kudzu near the northern periphery of its range in New York City determined from historical data. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, 143(4), 437-442.
- Hofstra, DEBORAH E., JOHN S. Clayton, and KURT D. Getsinger. "Evaluation of selected herbicides for the control of exotic submerged weeds in New Zealand: II. The effects of turbidity on diquat and endothall efficacy." *Journal of Aquatic Plant Management* 39 (2001): 25-27.
- Holguin, V., Ibrahim, M., Mora, J., & Rojas, A. (2003). Caracterización de sistemas de manejo nutricional en ganaderías de doble propósito de la región Pacífico Central de Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*, 10(39-40), 40-46.
- Holliday, R. J., & Putwain, P. D. (1977). Evolution of resistance to simazine in *Senecio vulgaris* L. *Weed Research*, 17(5), 291-296.
- Holt, J. S., Stemler, A. J., & Radosevich, S. R. (1981). Differential light responses of photosynthesis by triazine-resistant and triazine-susceptible *Senecio vulgaris* biotypes. *Plant physiology*, 67(4), 744-748.
- Hoss, N. E., Al-Khatib, K., Peterson, D. E., & Loughin, T. M. (2003). Efficacy of glyphosate, glufosinate, and imazethapyr on selected weed species. *Weed Science*, 51(1), 110-117.
- Hulme, P. E. (2015). Invasion pathways at a crossroad: policy and research challenges for managing alien species introductions. *Journal of Applied Ecology*, 52(6), 1418-1424.

- Itou, T., Hayama, K., Sakai, A., Tanouchi, H., Okuda, S., Kushima, H., & Kajimoto, T. (2015). Developing an effective glyphosate application technique to control *Bischofia javanica* Blume, an invasive alien tree species in the Ogasawara Islands. *Journal of forest research*, 20(1), 248-253.
- Jayaramiah, R., Krishnaprasad, B. T., Kumar, S., Pramodh, G., Ramkumar, C., & Sheshadri, T. (2017). Harmful effects of *Parthenium hysterophorus* and management through different approaches-A review. *Annals of Plant Sciences*, 6(05), 1614-1621.
- Jodoin, Y., Lavoie, C., Villeneuve, P., Theriault, M., Beaulieu, J., & Belzile, F. (2008). Highways as corridors and habitats for the invasive common reed *Phragmites australis* in Quebec, Canada. *Journal of applied ecology*, 45(2), 459-466.
- Jones, R. J., Muller, J., Haynes, D., & Schreiber, U. (2003). Effects of herbicides diuron and atrazine on corals of the Great Barrier Reef, Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 251, 153-167.
- Juber, J., Molinari, R., Uribe Larrea, D., Raffo, L., & Técnico, A. D. P. N. B. A. E. (2015). Plan de manejo de la Reserva Natural Otamendi: 2005-2009.
- Kang, G. R., Song, H. Y., & Kim, D. S. (2014). Toxicity and Effects of the Herbicide Glufosinate-Ammonium (Basta) on the Marine Medaka *Oryzias dancena*. *Fisheries and aquatic sciences*, 17(1), 105-113.
- Karathanos, S., Rivard, N., Brisson, J., & Lavoie, C. (2016). Limiter l'invasion du roseau commun sur des terres en friche. *Bulletin de conservation*, 23.
- Kathiresan, R. M., & Deivasigamani, S. (2015). Herbicidal control of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and its impact on aquatic environment. *Indian Journal of Agronomy*, 60(4), 606-609.
- Kazinczi, G., & Torma, M. (2016). Reaction of different *Sorghum halepense* (L.) Pers. populations to sulfonilurea herbicides. *Magyar Gyomkutatás és Technológia*, 17(2), 35-47.
- Kettenring, K. M., & Adams, C. R. (2011). Lessons learned from invasive plant control experiments: a systematic review and meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 48(4), 970-979.
- Knight, K. S., Kurylo, J. S., Endress, A. G., Stewart, J. R., & Reich, P. B. (2007). Ecology and ecosystem impacts of common buckthorn (*Rhamnus cathartica*): a review. *Biological Invasions*, 9(8), 925-937.
- Kumar, R., Shrama, V., Kumar, G., 2006. Cytotoxic effect of obnoxious weed *Parthenium hysterophorus* on root cells of chickpea (*Cicerarietinum* L.). *Indian J. Agric. Res.* 40, 72e75.
- Kumar, P. S., Dev, U., Ellison, C. A., Puzari, K. C., Sankaran, K. V., & Joshi, N. (2016). Exotic rust fungus to manage the invasive mile-a-minute weed in India: Pre-

- release evaluation and status of establishment in the field. *Indian Journal of Weed Science*, 48(2), 206-214.
- Labrada, R. (2004). Manejo de malezas para países en desarrollo: addendum 1 (Vol. 120). Food & Agriculture Org.
- Larochelle, M. (2011). *Effets de l'invasion de deux milieux humides d'eau douce du fleuve Saint-Laurent par le roseau commun sur la reproduction et la croissance du grand brochet* (Doctoral dissertation, Université Laval).
- Lavoie, C., Jean, M., Delisle, F., & Létourneau, G. (2003). Exotic plant species of the St Lawrence River wetlands: a spatial and historical analysis. *Journal of biogeography*, 30(4), 537-549.
- Lavoie, C. (2007). Le roseau commun au Québec: enquête sur une invasion. *Le Naturaliste canadien*, 131(2), 5-9.
- Lavoie, C., Guay, G., & Joerin, F. (2014). Une liste des plantes vasculaires exotiques nuisibles du Québec: nouvelle approche pour la sélection des espèces et l'aide à la décision. *Écoscience*, 21(2), 133-156.
- Leary, C. J., Ralicki, H. F., Laurencio, D., Crocker-Buta, S., & Malone, J. H. (2018). Assessing the links among environmental contaminants, endocrinology, and parasites to understand amphibian declines in montane regions of Costa Rica. *PloS one*, 13(1), e0191183.
- Lelong, B. (2008). La dissémination du roseau commun (*Phragmites australis*) dans le paysage québécois: une analyse spatio-temporelle (Doctoral dissertation, Université Laval).
- Lewis, S. E., Brodie, J. E., Bainbridge, Z. T., Rohde, K. W., Davis, A. M., Masters, B. L., & Schaffelke, B. (2009). Herbicides: a new threat to the Great Barrier Reef. *Environmental Pollution*, 157(8), 2470-2484.
- López, A., & Arias, J. A. (2015). Estudiando las invasiones biológicas: un trabajo experimental con " *Carpobrotus edulis*".
- López-Blanco, C., Miracle, M. R., & Vicente, E. (2011). Cladoceran assemblages in a karstic lake as indicators of hydrological alterations. *Hydrobiologia*, 676(1), 249.
- Lujan, A. E., Balter, J. M., & Ten Haken, R. K. (2003). A method for incorporating organ motion due to breathing into 3D dose calculations in the liver: sensitivity to variations in motion. *Medical physics*, 30(10), 2643-2649.
- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M. & Bazzaz, F.A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecol. Appl.* 10(3): 689-710.
- Mack, R. N., & Lonsdale, W. M. (2002). Eradicating invasive plants: hard-won lessons for islands. *Turning the tide: the eradication of invasive species*, 164-172.

- Madrigal, E. C. (2016). Las plantas invasoras en Costa Rica: ¿CUÁLES acciones debemos realizar?. *Biocenosis*, 22(1-2).
- Madrigal, E. C. (2016). Bases de datos de especies invasoras: el sistema de información de especies invasoras de Costa Rica. *Biocenosis*, 22(1-2).
- Mafla Herrera, M. (2005). Guía para evaluaciones ecológicas rápidas con indicadores biológicos en ríos de tamaño mediano, Talamanca, Costa Rica.
- Mainali, K. P., Warren, D. L., Dhileepan, K., McConnachie, A., Strathie, L., Hassan, G., ... & Parmesan, C. (2015). Projecting future expansion of invasive species: comparing and improving methodologies for species distribution modeling. *Global change biology*, 21(12), 4464-4480.
- Maldonado Rosero, F. X. (2015). *Estudio comparativo de adsorción de paraquat en diferentes agentes adsorbentes como Carbón activado y aluminosilicatos de origen natural* (Bachelor's thesis, Quito: USFQ, 2015).
- Mamani Gómez, J. A. (2011). Analysis of some components of the management and governance of water resources in La Balsa river watershed, Costa Rica.
- Mamy, L., Barriuso, E., & Gabrielle, B. (2016). Glyphosate fate in soils when arriving in plant residues. *Chemosphere*, 154, 425-433.
- Mandal, D., Mishra, S., & Singh, R. K. (2018). Green Synthesized Nanoparticles as Potential Nanosensors. In *Environmental, Chemical and Medical Sensors* (pp. 137-164). Springer, Singapore.
- Manojlovic, N. T., Solujic, S., Sukdolak, S., & Milosev, M. (2005). Antifungal activity of *Rubia tinctorum*, *Rhamnus frangula* and *Caloplaca cerina*. *Fitoterapia*, 76(2), 244-246.
- Markwell, J., D. Namuth, e I. Hernández-Ríos. 2005. Introducción a los herbicidas que actúan a través de la fotosíntesis. *Library of Crop Technology Lessons Modules*. University of Nebraska, Lincoln 40 p.
- Martínez Jiménez, M. (2014). Control Biológico de plantas acuáticas exóticas invasoras. R. Mendoza Alfaro, & P. Koleff Osorio, *Especies acuáticas invasoras en México*, 249-255.
- Martínez, R. S., Di Marzio, W. D., & Sáenz, M. E. (2015). Genotoxic effects of commercial formulations of Chlorpyrifos and Tebuconazole on green algae. *Ecotoxicology*, 24(1), 45-54.
- Martínez, X. I. G. (2017). Notas sobre algunos taxones de flora vascular recolectados en la ciudad de A Coruña (NO península ibérica). *Nova Acta Científica Compostelana*, 24.
- Masis, J. P. M. (2016). El Parque Nacional Isla del Coco (PNIC): una isla oceánica invadida. *Biocenosis*, 22(1-2).

- McMahon, K., Nash, S. B., Eaglesham, G., Müller, J. F., Duke, N. C., & Winderlich, S. (2005). Herbicide contamination and the potential impact to seagrass meadows in Hervey Bay, Queensland, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 51(1-4), 325-334.
- Mennan, H. Ü. S. R. E. V., & Isik, D. (2003). Invasive weed species in onion production systems during the last 25 years in Amasya, Turkey. *Pak. J. Bot*, 35(2), 155-160.
- Mesnager, R., Defarge, N., De Vendomois, J. S., & Seralini, G. E. (2015). Potential toxic effects of glyphosate and its commercial formulations below regulatory limits. *Food and Chemical Toxicology*, 84, 133-153.
- Mesnager, R., & Antoniou, M. N. (2017). Ignoring adjuvant toxicity falsifies the safety profile of commercial pesticides. *Frontiers in Public Health*, 5, 361.
- Messier, F. (2017). Évaluation de méthodes de lutte aux plantes envahissantes en tourbière: les cas de la quenouille et du roseau (Doctoral dissertation, Université Laval).
- Michel, A., Johnson, R. D., Duke, S. O., & Scheffler, B. E. (2004). Dose- response relationships between herbicides with different modes of action and growth of *Lemna paucicostata*: An improved ecotoxicological method. *Environmental toxicology and Chemistry*, 23(4), 1074-1079.
- Michel, S., & Delye, C. (2016). Resistance to ALS-inhibiting herbicides in common groundsel (*Senecio vulgaris*): situation in French vineyards and major field crops [Conference poster]. In 23e Conférence du COLUMA. Journées Internationales sur la Lutte contre les Mauvaises Herbes, Dijon, France, 6-8 décembre 2016 (pp. 281-290). Association Française de Protection des Plantes (AFPP).
- Miller, J. H. (1997). Exotic invasive plants in southeastern forests. Proceedings of exotic pests of eastern forests. Tennessee Exotic Pest Plant Council, Nashville, TN, 97-106.
- Mora, A. R., Firth, A., Blareau, S., Vallat, A., & Helfenstein, F. (2017). Oxidative stress affects sperm performance and ejaculate redox status in subordinate House Sparrows. *Journal of Experimental Biology*, jeb-154799.
- Moreno, J. M. M., Aguilera, L. A., & Benítez, M. A. (2013). Efecto de los desecantes Paraquat y Glufosinato de amonio en el rendimiento y calidad física y fisiológica de semillas de soja (*Glycine max* L. Merrill). *Investigación Agraria*, 13(1), 33-40.
- Mujere, N. (2016). Water Hyacinth: Characteristics, Problems, Control Options, and Beneficial Uses. In *Impact of Water Pollution on Human Health and Environmental Sustainability*(pp. 343-361). IGI Global.
- Munné, A., Ginebreda, A., & Prat, N. (2015). Water Status Assessment in the Catalan River Basin District: Experience Gathered After 15 Years with the Water Framework Directive (WFD). In *Experiences from Surface Water Quality Monitoring*(pp. 1-35). Springer, Cham.

- Muñoz, F. R., Durán, V. B., & Ledezma, G. H. (2017). Uso del herbicida glifosato en Costa Rica en el periodo 2007 a 2015. *Uniciencia*, 31(1), 59-72.
- Myers, J. P., Antoniou, M. N., Blumberg, B., Carroll, L., Colborn, T., Everett, L. G., ... & Vandenberg, L. N. (2016). Concerns over use of glyphosate-based herbicides and risks associated with exposures: a consensus statement. *Environmental Health*, 15(1), 19.
- Natale, E. S., Gaskin, J., Zalba, S. M., Ceballos, M., & Reinoso, H. E. (2008). Especies del género *Tamarix* (Tamaricaceae) invadiendo ambientes naturales y seminaturales en Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 43(1-2), 137-145.
- Ngwenya, M. Z., Esler, K. J., & Strydom, M. (2017). Invasive Australian *Acacia* seed banks: Size and relationship with stem diameter in the presence of gall-forming biological control agents.
- Nwani, C. D., Lakra, W. S., Nagpure, N. S., Kumar, R., Kushwaha, B., & Srivastava, S. K. (2010). Toxicity of the herbicide atrazine: effects on lipid peroxidation and activities of antioxidant enzymes in the freshwater fish *Channa punctatus* (Bloch). *International journal of environmental research and public health*, 7(8), 3298-3312.
- Payment, P., Berte, A., Prévost, M., Ménard, B., & Barbeau, B. (2000). Occurrence of pathogenic microorganisms in the Saint Lawrence River (Canada) and comparison of health risks for populations using it as their source of drinking water. *Canadian Journal of Microbiology*, 46(6), 565-576.
- Peluso, M. L. (2011). Evaluación de efectos biológicos y biodisponibilidad de contaminantes en sedimentos del Río de la Plata y afluentes (Doctoral dissertation, Facultad de Ciencias Exactas).
- Polidoro, B. A., & Morra, M. J. (2016). An ecological risk assessment of pesticides and fish kills in the Sixaola watershed, Costa Rica. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(6), 5983-5991.
- Pomerleau, G. (2017). PLANS STRATÉGIQUES D'INTERVENTION POUR LA GESTION DES ESPÈCES EXOTIQUES ENVAHISSANTES IDENTIFIÉES PRIORITAIRES DANS LA ZONE PÉRIPHÉRIQUE DU PARC NATIONAL DU MONT-ORFORD.
- Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P. E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U., & Vilà, M. (2012). A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology*, 18(5), 1725-1737.
- Prentis, P. J., Wilson, J. R., Dormontt, E. E., Richardson, D. M., & Lowe, A. J. (2008). Adaptive evolution in invasive species. *Trends in plant science*, 13(6), 288-294.

- Puig, C. G., Álvarez-Iglesias, L., & Manuel, J. (2012). Los residuos de tala de eucalipto pueden ser útiles para el control de malas hierbas en Agricultura Ecológica. *Iniciativas agroecológicas innovadoras para a transformación dos espazos rurais*, 155.
- Quirion, B., Simek, Z., Dávalos, A., & Blossey, B. (2018). Management of invasive *Phragmites australis* in the Adirondacks: a cautionary tale about prospects of eradication. *Biological Invasions*, 20(1), 59-73.
- Ramani, B.B., Sukhadia, N.M., 2004. Comparative efficacy of MON 8793, paraquat and glyphosate for weed control under non-cropped situations. *Ind. J. Weed Sci.* 36, 310e312.
- Rehman, A., Hassan, F. U., Qamar, R., Ali, M., Zamir, M. S., Iqbal, S., ... & Javeed, H. M. R. (2017). Efficacy of herbicides in controlling *Parthenium hysterophorus* L. in spring maize (*Zea mays* L.). *Quality Assurance and Safety of Crops & Foods*, 9(2), 213-220.
- Rejmanek, M. (2000). Invasive plants: approaches and predictions. *Austral ecology*, 25(5), 497-506.
- Rejmánek, M., & Pitcairn, M. J. (2002). When is eradication of exotic pest plants a realistic goal. *Turning the tide: the eradication of invasive species*, 249-253.
- Ricci, S. F., Virginio Filho, E. D. M., & Costa, J. R. (2008). Diversidade da comunidade de plantas invasoras em sistemas agroflorestais com café em Turrialba, Costa Rica.
- Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmanek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., & West, C. J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and distributions*, 6(2), 93-107.
- Rio, F. G., López, J., Astorga, R., Castellanos, A., Fernández, O., & Gómez, C. (1997, June). Fertilización y control de la vegetación accesoria en plantaciones de eucalipto. In *Congresos-CARGA FINAL*.
- Ríos, M., & Zaldúa, N. 8.4-Evaluación de Plaguicidas en el Sitio Ramsar y Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay. *Sitios Ramsar*, 120p.
- Rojas-Cabezas, E. (2016). Prohibición y restricción en el uso y comercialización de plaguicidas agrícolas en Costa Rica. *Agronomía Costarricense*, 40(1).
- Rojas, B., & Bacilio, G. (2016). INFLUENCIA DEL GLIFOSATO EN EL PROCESO DE HUMIFICACIÓN EN CONDICIONES DE SELVA ALTA, TINGO MARIA. *Revista Investigación y Amazonía*, 4(1, 2), 41-47.
- Rolfe, J., & Harvey, S. (2017). Heterogeneity in practice adoption to reduce water quality impacts from sugarcane production in Queensland. *Journal of Rural Studies*, 54, 276-287.

- Rosales, R. E., & Sánchez de la Cruz, R. (2006). Clasificación y uso de los herbicidas por su modo de acción.(en línea). sl, Instituto Nacional de Investigación Forestal, Agrícola y Pecuaria. Centro de Investigación Regional del Noreste. Campo Experimental Río Bravo. sp (Folleto técnico no. 35). sp Consultado 11 dic. 2013.
- Rout, M. E., & Chrzanowski, T. H. (2009). The invasive *Sorghum halepense* harbors endophytic N₂-fixing bacteria and alters soil biogeochemistry. *Plant and Soil*, 315(1-2), 163-172.
- Rout, M. E., Chrzanowski, T. H., Smith, W. K., & Gough, L. (2013). Ecological impacts of the invasive grass *Sorghum halepense* on native tallgrass prairie. *Biological Invasions*, 15(2), 327-339.
- Ruepert, C., Castillo, L. E., Bravo, V., & Fallas, J. (2005). Vulnerabilidad de las aguas subterráneas a la contaminación por plaguicidas en Costa Rica. Instituto Regional de Estudios en Toxicología (IRET), Universidad Nacional. Heredia, Costa Rica.
- Ryan, G. F. (1970). Resistance of common groundsel to simazine and atrazine. *Weed science*, 18(5), 614-616.
- Sabattini, J., Sabattini, R., & Ledesma, S. (2015). Caracterización del bosque nativo del centro norte de Entre Ríos (Argentina). *Agrociencia Uruguay*, 19(2), 8-16.
- Sáenz, M. E., & Marzio, W. D. D. (2009). Ecotoxicidad del herbicida Glifosato sobre cuatro algas clorófitas dulceacuícolas. *limnetica*, 28(1), 149-158.
- Salas, E., Ross-Salazar, E., & Arias, A. (2012). Diagnosis of marine protected areas and responsible fishing areas in the Costa Rican Pacific 16(4), 515-519.
- Salman, J. M., Abdul-Adel, E., & Alkaim, A. F. (2016). Effect of pesticide glyphosate on some biochemical features in cyanophyta algae oscillatorialimnetica. *International Journal of PharmTech Research*, 9(8), 355-365.
- Sánchez, I., García-De-Lomas, J., & Dana, E. (2009). 150. APORTACIONES AL CONOCIMIENTO DE LA XENOFLOTA GADITANA. NOTAS TAXONÓMICAS Y COROLÓGICAS PARA LA FLORA DE LA PENÍNSULA IBÉRICA Y EL MAGREB NOTAS 145-157, 29, 296.
- Sarat, E., Mazaubert, E., Dutartre, A., Poulet, N., & Soubeyran, Y. (2015). Les espèces exotiques envahissantes dans les milieux aquatiques. *Connaissances pratiques et expériences de gestion*, 1.
- Seifert-Higgins, S., Bates, C. I., & Abraham, W. (2016). *U.S. Patent No. 9,351,486*. Washington, DC: U.S. Patent and Trademark Office.
- Sindel, B. M., Kristiansen, P. E., Wilson, S. C., Shaw, J. D., & Williams, L. K. (2018). Managing invasive plants on sub-Antarctic Macquarie Island. *The Rangeland Journal*, 39(6), 537-549.

- Sitzia, T., Campagnaro, T., Kowarik, I., & Trentanovi, G. (2016). Using forest management to control invasive alien species: helping implement the new European regulation on invasive alien species. *Biological Invasions*, 18(1), 1-7.
- Sharma, R., 2003. Performance of different herbicides for control of congress grass (*Parthenium hysterophorus* L.) in non-cropped areas. *Indian J. Weed Sci.* 35, 242e245.
- Shaw, David R., and James C. Arnold. "Exotic weed control from herbicide combinations with glyphosate." *Weed Technology* 16.1 (2002): 1-6.
- Sherry, R. A., Shafroth, P. B., Belnap, J., Ostoja, S., & Reed, S. C. (2016). Germination and growth of native and invasive plants on soil associated with biological control of tamarisk (*Tamarix* spp.). *Invasive Plant Science and Management*, 9(4), 290-307.
- Shiga, T., Yokogawa, M., Kaneko, S., & Isagi, Y. (2017). Genetic diversity and population structure of *Nuphar submersa* (Nymphaeaceae), a critically endangered aquatic plant endemic to Japan, and implications for its conservation. *Journal of plant research*, 130(1), 83-93.
- Shimeta, J., Saint, L., Verspaandonk, E. R., Nuggeoda, D., & Howe, S. (2016). Long-term ecological consequences of herbicide treatment to control the invasive grass, *Spartina anglica*, in an Australian saltmarsh. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 176, 58-66.
- Shimizu, Y. (2003). The nature of Ogasawara and its conservation. *GLOBAL ENVIRONMENTAL RESEARCH-ENGLISH EDITION-*, 7(1), 3-14.
- Sierra, C., & Herrera-Villalobos, A. (2005). *Especies invasoras en Costa Rica. Resultados del Taller Nacional sobre Identificación de Especies Invasoras*, Santo Domingo de Heredia, CR, 20 de Junio de 2005.
- Smith, R. A., Warne, M. S. J., Mengersen, K., & Turner, R. D. (2017). An improved method for calculating toxicity-based pollutant loads: Part 2. Application to contaminants discharged to the Great Barrier Reef, Queensland, Australia. *Integrated environmental assessment and management*, 13(4), 754-764.
- Spears, E. G. (2017). (Re) Writing Histories of Environmentalism in Alabama. *Alabama Review*, 70(2), 171-188.
- Sosa, B., Caballero, N., Carvajales, A., Fernández, G., Mello, A. L., & Achkar, M. (2015). Control of *Gleditsia triacanthos* in the National Park Esteros of Farrapos and Uruguay River Islands. *Ecología Austral*, 25(3), 250-254.
- Sosa, B., Romero, D., Fernández, G., & Achkar, M. (2018). Spatial analysis to identify invasion colonization strategies and management priorities in riparian ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 411, 195-202.

- Souza-Alonso, P., Guisande-Collazo, A., & González, L. (2015). Gradualism in *Acacia dealbata* Link invasion: impact on soil chemistry and microbial community over a chronological sequence. *Soil Biology and Biochemistry*, 80, 315-323.
- Souza-Alonso, P., Guisande, A., & González, L. (2015b). Structural changes in soil communities after triclopyr application in soils invaded by *Acacia dealbata* Link. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 50(3), 184-189.
- Stolk, L. M. L., & Hoogtanders, K. (1999). Detection of laxative abuse by urine analysis with HPLC and diode array detection. *Pharmacy World and Science*, 21(1), 40-43.
- Tanaka, N., Fukasawa, K., Otsu, K., Noguchi, E., & Koike, F. (2010). Eradication of the invasive tree species *Bischofia javanica* and restoration of native forests on the Ogasawara Islands. In *Restoring the Oceanic Island Ecosystem* (pp. 161-171). Springer Japan.
- Tanveer, A., Khaliq, A., Ali, H. H., Mahajan, G., & Chauhan, B. S. (2015). Interference and management of parthenium: The world's most important invasive weed. *Crop Protection*, 68, 49-59.
- Taylor, C. M., & Hastings, A. (2004). Finding optimal control strategies for invasive species: A density- structured model for *Spartina alterniflora*. *Journal of Applied Ecology*, 41(6), 1049-1057.
- Taylor, S., & Kumar, L. (2013). Potential distribution of an invasive species under climate change scenarios using CLIMEX and soil drainage: A case study of *Lantana camara* L. in Queensland, Australia. *Journal of environmental management*, 114, 414-422.
- Tejera, R. (2006). La política de áreas protegidas en Uruguay (1993-2005). Facultad de Ciencias Sociales, UdelaR.
- Tejero, I. P. T. (2017). SISTEMAS PRODUCTIVOS Y SUSTENTABILIDAD EN CUENCAS HIDROGRÁFICAS EN URUGUAY. *Agropampa: Revista de Gestão do Agronegócio*, 1(2).
- Troyer, James R. "In the beginning: the multiple discovery of the first hormone herbicides." *Weed Science* 49.2 (2001): 290-297.
- Uzal Varela, R. (2016). Determinación de herbicidas triazínicos y sus metabolitos en el medio marino.
- Van Os, F. H. L. (1976). Anthraquinone derivatives in vegetable laxatives. *Pharmacology*, 14(Suppl. 1), 7-17.
- Vandenberg, L. N., Blumberg, B., Antoniou, M. N., Benbrook, C. M., Carroll, L., Colborn, T., ... & Mesnage, R. (2017). Is it time to reassess current safety standards for glyphosate-based herbicides?. *J Epidemiol Community Health*, 71(6), 613-618.

- Vargas Trejos, Y. (2015). Exposición a agroquímicos y creencias asociadas a su uso en la cuenca hidrográfica del Río Morote, Guanacaste, Costa Rica: Un estudio de casos. *Ciencia & trabajo*, 17(52), 54-68.
- Vargas Zúñiga, J. E. (2004). Evaluación de residuos de plaguicidas en agua y determinación de la vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea, en la Subcuenca del Río Poás, Costa Rica.
- Villacres Flores, K. A., & Villamar Moreno, J. F. (2017). Evaluación ambiental a partir de parámetros físico-químicos y microbiológicos de la calidad de agua de mar en playas de Chipipe, canton Salinas provincia de Santa Elena (Doctoral dissertation, Universidad de Guayaquil. Facultad de Ciencias Químicas).
- VLADIMIROV, V., VALKOVA, M., MANEVA, S., & MILANOVA, S. (2017). SUPPRESSIVE POTENTIAL OF SOME PERENNIAL GRASSES ON THE GROWTH AND DEVELOPMENT OF AMBROSIA ARTEMISIIFOLIA. *Bulgarian Journal of Agricultural Science*, 23(2), 274-279.
- Waltham, N. J., & Fixler, S. (2017). Aerial Herbicide Spray to Control Invasive Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*): Water Quality Concerns Fronting Fish Occupying a Tropical Floodplain Wetland. *Tropical Conservation Science*, 10, 1940082917741592.
- Wang, C., Lin, X., Li, L., & Lin, S. (2016). Differential growth responses of marine phytoplankton to herbicide glyphosate. *PloS one*, 11(3), e0151633.
- Wang, C., Lin, S., Lin, X., Li, L., & Lin, L. (2017). Glyphosate shapes a dinoflagellate-associated bacterial community while supporting algal growth as sole phosphorus source. *Frontiers in microbiology*, 8, 2530.
- Weese, Zeb, and Thomas G. Barnes. "Efficacy of Dormant Season Herbicide Application on Control of Japanese Honeysuckle (*Lonicera japonica*) in Kentucky." *Natural Areas Journal* 37.3 (2017): 286-293.
- Wesseling, C., Hogstedt, C., Picado, A., & Johansson, L. (1997). Unintentional fatal paraquat poisonings among agricultural workers in Costa Rica: report of 15 cases. *American journal of industrial medicine*, 32(5), 433-441.
- Weisbrodt, D., Enters, D., Żarczyński, M. J., Poraj-Górska, A. I., & Tylmann, W. (2016). Contribution of non-pollen palynomorphs to reconstructions of land-use changes and lake eutrophication: case study from Lake Jaczno, northeastern Poland. *Limnological Review*, 16(4), 247-256.
- Wu, H., Qiang, S., & Peng, G. (2010, June). Genetic diversity in *Veronica hederifolia* (Plantaginaceae), an invasive weed in China, assessed using AFLP markers. In *Annales Botanici Fennici* (Vol. 47, No. 3, pp. 190-198). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.

- Wandrag, E. M., Sheppard, A. W., Duncan, R. P., & Hulme, P. E. (2015). Pollinators and predators at home and away: do they determine invasion success for Australian Acacia in New Zealand?. *Journal of Biogeography*, 42(4), 619-629.
- Wilkinson, A. D., Collier, C. J., Flores, F., & Negri, A. P. (2015). Acute and additive toxicity of ten photosystem-II herbicides to seagrass. *Scientific reports*, 5.
- Wilkinson, A. D., Collier, C. J., Flores, F., Langlois, L., Ralph, P. J., & Negri, A. P. (2017). Combined effects of temperature and the herbicide diuron on Photosystem II activity of the tropical seagrass *Halophila ovalis*. *Scientific Reports*, 7.
- Yunlong, L. Q. Y. M. Z. (2002). A PRELIMINARY STUDY ON THE INVASIVE PLANTS IN BEIJING [J]. *Journal of Beijing Normal University (Natural Science)*, 3, 023.
- Zalai, M., Baa, K., Kiss-Elek, S., Nagy, A., & Dorner, Z. (2016). The effect of application time on herbicide efficiency in control of loose silky-bent [*Apera spica-venti* (L.) PB] in cereals. *Magyar Gyomkutatás és Technológia*, 17(2), 49-56.