فصلنامه علمی زیست‌شناسی کاربردی دانشگاه الزهرا(س)
دوره ۳۵، شماره ۳، پیاپی ۶۹، پاییز ۱۴۰۰، ص ۱۱۵-۱۵۷
نوع مقاله: مقاله پژوهشی

The Quarterly Scientific Journal of Applied Biology
Vol.35, No.3, Ser.69, Autumn 2021, p. 115-157
Article type: Research paper

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۹/۵ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۳/۲۴

وب سایت نشریه: https://jab.alzahra.ac.ir
10.22051/JAB.2021.33888.1393

الگوهای انتشار گیاهان معرفی‌شده به ایران

احمدرضا محرابیان*[1]، فرزانه خواجوئی‌نسب[2]، سیاوش نقی‌زاده[3]، لاله ملک محمدی[4]

چکیده

در طی سال‌های گذشته، گونه‌های متعددی به کشور ایران معرفی شده است که اطلاعات مدونی پیرامون آن‌ها وجود ندارد. به واسطه فقدان بانک اطلاعات اکولوژی-جغرافیایی پیرامون گونه‌های بیگانه و معرفی‌شده به ایران انجام یک مطالعه جهت تدوین و تحلیل اطلاعات آن‌ها جهت برنامه‌ریزی‌های مدیریتی ضروری به نظر می‌رسد. در این مطالعه پایگاه اطلاعاتی مربوط به تاکسون‌های گیاهی معرفی‌شده به ایران با استفاده از داده‌های حاصل از مطالعات میدانی و بررسی منابع موجود تهیه گردید. نقشه‌های انتشار با استفاده از نرم افزار Arc-GIS رسم گردید. همچنین با استفاده از خانه‌گریدهای $0.25^{\circ}\times0.25^{\circ}$ نقشه‌های غنای گونه‌ای رسم شد. نتایج این مطالعه نشان می‌دهد که ۲۷ گونه معرفی‌شده شاخص در ایران یافت می‌شود و پروانس جغرافیایی هیرکانی از غنای بالاتری برخوردار است. این مطالعه ضمن معرفی اولویت‌های مدیریتی گونه‌های معرفی‌شده راهکارهای کلی جهت مدیریت اکولوژیکی آن‌ها را معرفی نموده است تا بتواند به‌عنوان منبع علمی پایه جهت برنامه‌های مدیریت تنوع‌زیستی ایران به‌کار گرفته شود.

واژه‌های کلیدی: جغرافیای گیاهی، جنوب غرب آسیا، گیاهان بیگانه، گیاهان مهاجم

۱- استادیار،گروه علوم و زیست فناوری گیاهی، دانشکده علوم و فناوری زیستی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران.
*(نویسنده مسئول: a_mehrabian@sbu.ac.ir)
۲- دکتری سیستماتیک گیاهی،گروه علوم و زیست فناوری گیاهی، دانشکده علوم و فناوری زیستی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران.
۳- دانشجوی دکتری سیستماتیک گیاهی،گروه علوم و زیست فناوری گیاهی، دانشکده علوم و فناوری زیستی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران.
۴- دانشجوی دکتری سیستماتیک گیاهی،گروه علوم و زیست فناوری گیاهی، دانشکده علوم و فناوری زیستی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران.

مقدمه

تاکسون‌های معرفی‌شده (Introduced)، بیگانه (Alien) و غیربومی (Exotic) گونه‌هایی را دربر می‌گیرند که فراتر از دامنهٔ زیستگاه طبیعی خود انتشار دارند و معمولاً بر اثر فعالیت‌های انسانی یا وقایع تصادفی در زیستگاه‌های جدید گسترش یافته‌اند. جابجایی‌های گیاهان و جانوران جزئی جدایی‌ناپذیر از توسعه تاریخی و اجتماعی تمدن‌های بشری محسوب می‌گردد (Castri, 1989). بسیاری از گونه‌های بیگانه و غیربومی به عنوان گونه‌های کاشته شده (کشاورزی و باغی، زینتی، صنعتی و دارویی) به مناطق مختلف جهان معرفی شده‌اند و تحت کنترل قرار دارند و فاقد اثرات منفی بر زیستگاه‌های معرفی‌شده هستند (Pimentel *et al*., 2000). اما در موارد متعدد، این انتقالات سبب معرفی گونه‌هایی می‌شود که می‌تواند تهدید تاکسون‌های طبیعی و اختلال در توازن اکوسیستم را در پی داشته باشد (Brunel, 2011). هنگامی‌که گونه‌ها یا جمعیت‌های متمایز ژنتیکی در منطقه‌ای فاقد سابقهٔ پراکنش تاریخی آن گونه با شکستن موانع زیست‌جغرافیایی به‌شدت انتشار یابند، فرایند تهاجم رخ می‌دهد. این در حالی است که بسیاری از گونه‌های بومی نیز با تغییرات اکوسیستمی اعم از تغییرات اقلیمی، چرای بی‌رویه دام، تغییرات کاربری اراضی و ایجاد آشفتگی در زیستگاه بر سایر گونه‌های هم‌بوم خود غلبه نموده و به عنوان گونه‌های مهاجم در زیستگاه چیره می‌گردند (Myers & Bazely 2003). البته برخی از گونه‌های غیربومی نیز پس از سال‌ها ویژگی‌های تهاجمی را نمایان می‌سازند که به زمان تأخیر مشهور است (Hughes, 1994). گونه‌ها پس از ورود (معرفی) به زیستگاه‌های جدید سه شیوهٔ متفاوت را به نمایش می‌گذارند: گروه اول توانایی سازگاری با زیستگاه جدید را ندارند و از بین می‌روند. گروه دوم پس از ورود به زیستگاه جدید مستقر می شوند اما تأثیرات شاخصی بر زیست‌بوم جدید نمی‌گذارند. گروه سوم پس از استقرار تأثیرات شاخص و چشم‌گیری بر بوم‌سازگان‌های طبیعی اعمال می‌کنند و مهاجم می‌شوند (Clout & Williams, 2009). تهاجم گونه‌های غیربومی یا بیگانه ناشی از تخریب زیستگاه‌ها، پس از تغییرات کلان اقلیمی دومین عامل اصلی از دست رفتن تنوع زیستی جهانی به‌حساب می‌آید (Walker & Stepfen, 1997). سالیانه در سراسر جهان میلیاردها دلار جهت کنترل علف‌های هرز، آفات و انگل‌هایی که غالباً به تازگی معرفی شده‌اند (Neophyte)، صرف می‌گردد (Pimentel *et al*., 2000). از چالش‌های مهم این گروه، عدم تفکیک ارزیابی خطر (Risk assessment) و ارزیابی اثر (Impact evaluation) گونه‌های مهاجم است. در ارزیابی ریسک ویژگی‌های گونه در دامنه انتشار طبیعی آن بررسی می‌گردد تا تهدیدات آن را در دامنه انتشار بالقوه (رویشگاه‌های معرفی شده) ارزیابی نماید. این در حالی است که ارزیابی اثرات برای تاثیرات گونه‌های معرفی‌شده فعلی در زیستگاه جدید (ثانویه) بکار گرفته می‌شود (Durigan *et al*., 2013). در حال حاضر گونه‌های گیاهی متعددی با دخالت‌های انسانی دامنهٔ زیستگاه خود را گسترش داده‌اند. امروزه تعدادی از گونه‌های معرفی‌شده، آفات محصولات زراعی و کشاورزی بوده و تهدیدی جدی علیه اقتصاد کشاورزی محسوب می‌شوند (Dunbar & Facelli, 1999). مطالعات متعدد نشان می‌دهد که گونه‌های مهاجم عمدتاً دنباله‌رو تغییرات مستقیمی چون زیستگاه‌های تغییریافته هستند (Didham *et al*., 2005). این پدیده سبب شده که بسیاری از گونه‌های معرفی شده با

گسترش زیاد به گونه مهاجم تبدیل شده و رویشگاه‌های طبیعی را تحت سیطره خود درآورند که خود این تغییرات فشارهای مضاعفی بر رویشگاه‌ها وارد می‌نماید و با تغییر ترکیب جوامع زیستی اکوسیستم‌های طبیعی، تغییرات گسترده‌ای را بر این زیستگاه‌ها تحمیل می‌نماید (Pimental *et al*., 2000). دلایل زیر از جمله مهم‌ترین عوامل موفقیت گونه‌های معرفی‌شده در صورت تبدیل آن‌ها به گونه‌های مهاجم هستند: مقاومت به خشک‌سالی و تنش‌های دمایی، مقاومت دربرابر آتش‌سوزی، قدرت انتشار زیاد بذر، تولیدمثل رویشی گسترده، ریشه‌های عمیق، تاثیرات آللوپاتیک و رقابت شیمیایی بالا، سازگاری به زیستگاه‌های متنوع، تنوع ژنتیکی بالا، تکامل سریع و مقاومت دربرابر روش‌های کنترل شیمیایی (Cox 2004). این سازگاری‌ها در بسیاری از موارد شرایط را برای تهاجم آن‌ها فراهم می‌نماید. برخی از مهم‌ترین تاثیرات گونه‌های معرفی شده مهاجم بر طبیعت عبارتند از اقتصادی، اکولوژیکی و بهداشتی که برخی از مصادیق آن‌ها شامل کاهش مناطق چرای دام با ایجاد مراتعی با گونه‌های غیرخوش-خوراک، خاردار و سمی و کاهش محصولات کشاورزی، کاهش تنوع زیستی، آشفتگی جریانات آبی، مسموم کردن دام‌های اهلی و تشکیل بیشه‌زارهای نفوذناپذیر (به‌دلیل حضور گونه‌های خاردار مهاجم) است. این در حالی است که بخش عمده محصولات کشاورزی و گونه‌های اهلی از شیوه معرفی به زیستگاه‌های جدید در مناطق مختلف دنیا کشت گردیده‌اند (Pimentel *et al*., 2000). ثبت داده‌های گونه‌های بیگانه و تهاجمات زیستی به‌عنوان نقطه شروع طرح‌های مدیریتی است (Wittenberg & Cock, 2001). تهیه فهرست اطلاعات اکولوژیک گونه‌های معرفی شده و بیگانه در بسیاری از مناطق جهان انجام شده که شاخص‌ترین آن‌ها عبارتند از ارزیابی اکولوژیکی و ارزیابی تهدیدهای گونه‌های گیاهی مهاجم در: کره (Koh *et al*., 2000)، تایوان (Wu *et al*., 2004a)، ایتالیا (Celesti_grapov *et al*., 2013)، اروپا (Keller *et al*., 2011)، جنوب غرب آسیا (Rollins & Al-Shehbaz, 1986.; Musselman, 1986)، مجارستان (Balogh *et al*.,2004) و سوئیس (Wittenberg, 2005). این در حالی است که اکثر مطالعات در زمینه گیاهان معرفی‌شده و مهاجم ایران به‌صورت موردی انجام شده است. رحمانیان و همکاران (۱۳۹۸) در مطالعه‌ای به تفسیر مفاهیم گونه‌های مهاجم پرداخته‌اند و کوچکی و همکاران (۱۳۹۳) گونه‌های مهاجم در زیستگاه‌های طبیعی و کشاورزی استان خراسان را بررسی نموده‌اند. امینی و همکاران (۱۳۹۹) نیز به بررسی گونه های مهاجم و خطرات تهاجمی آن ها بر تنوع زیستی رویش‌های هیرکانی پرداخته‌اند.

کشور ایران با حدود ۷۳۰۰ (Noroozi *et al*., 2008) تا ۸۲۰۰ (Assadi *et al*., 2016) گونه گیاهی آوندی به‌عنوان مرکز مهم اندمیسم جنوب غرب آسیا (Klein, 1990; Hedge & Wendelbo, 1978) ، و یکی از مراکز تنوع گیاهان آوندی دنیا (Davis & Heywood, 1994; Kier *et al*., 2005) و همچنین مرکز تنوع خویشاوندان وحشی محصولات زراعی (Vavilov *et al*., 1992; Sayadi & Mehrabian, 2018a) شناخته می‌شود. بنابراین این منطقه به عنوان یک ذخیره‌گاه ژنتیکی بسیار غنی از منظر گیاهان آوندی محسوب می‌گردد که حفاظت از آن از اهمیت بسیار بالایی برخوردار است. تغییر اقلیم یکی از مهم‌ترین تهدیدهای تنوع

زیستی کشور ایران محسوب می‌گردد. تغییر در رژیم‌های بارندگی و دما و تبعات منفی آن چون خشک‌سالی، سیلاب و آتش‌سوزی (Ziska *et al.*, 1997) تبعات منفی زیادی را در اکوسیستم‌های طبیعی ایران (FAO, 2010) و جهان (IPCC, 2007) ایجاد نموده است. تغییرات اقلیمی جهانی به عنوان یکی از اصلی‌ترین دلایل گسترش گیاهان مهاجم شناخته می‌شود (Dullinger *et al.*, 2017). تغییر اقلیم طی مکانیزم‌های گوناگون از جمله حذف موانع اقلیمی سبب گسترس گونه‌های مهاجم می‌شود (Hellmann *et al.*, 2008; Bradley *et al.*, 2010). به‌علاوه گونه‌های گیاهی مهاجم غالبا انعطاف‌پذیری فنوتیپی بالایی نسبت به گونه‌های بومی دارند که این عامل سبب شده است که غلظت‌های بالای دی‌اکسیدکربن محیطی را بهتر تحمل کنند (Hellmann *et al.*, 2008). با افزایش دی‌اکسیدکربن محیطی، گونه‌های مهاجم با دو رویکرد مستقیم (افزایش رشد گیاه) و غیرمستقیم (افزایش جذب منابع در دسترس) در برابر گرم شدن آب و هوا و افزایش غلظت CO_2 مقاومت می‌کنند (Wolkovich & Cleland 2011; Liu *et al.* 2017). تمام این عوامل سبب عدم پایداری اکوسیستم‌های طبیعی، تغییر توازن رقابتی و کاهش تنوع گونه‌ای و گسترش گونه‌های مهاجم شده است (محرابیان، ۱۳۹۲). این تغییرات در بسیاری از زیستگاه‌های کشور ایران شرایط را برای گسترش گونه‌های مهاجم مساعد نموده است. در طی سال‌ها، گونه‌های متعددی به کشور ایران معرفی شده است که اطلاعات مدونی پیرامون آن‌ها وجود ندارد. به واسطه فقدان بانک اطلاعات اکولوژیکی-جغرافیایی پیرامون گونه‌های بیگانه و معرفی‌شده به ایران، انجام یک مطالعه جهت تدوین اطلاعات اکولوژیکی و جغرافیایی آن‌ها جهت برنامه‌ریزی‌های مدیریتی، ضروری به نظر می‌رسد. اهداف این مطالعه عبارتند از: تهیه نقشه پراکنش و تشریح داده‌های انتشار جغرافیایی، بررسی غنای گونه‌ای گونه‌های معرفی شده به ایران و بررسی شرایط زیستگاهی و تهدیدهای این گونه‌ها در اکوسیستم‌ها. به علاوه این مطالعه می‌کوشد تا با تحلیل شیوه‌های مدیریتی ارائه شده در دنیا، راهکارهای مدیریت و کنترل این گونه‌ها را با توجه به شرایط بومی کشور ارائه نماید.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

این مطالعه در محدوده جغرافیایی کشور ایران به مساحت ۱/۶میلیون کیلومتر مربع در موقعیت جغرافیایی ′۴۲ °۳۲ طول شمالی و ′۶۸ °۵۳ عرض شرقی به انجام رسیده است. ایران بخش گسترده‌ای از فلات ایران را دربر می‌گیرد که واحدهای ژئومورفولوژیک عظیمی چون زاگرس، البرز، کپه‌داغ، شمال غربی و جنوب شرقی، بخش مرکزی آن را احاطه نموده است (اعلایی طالقانی، ۱۳۸۴). رشته کوه زاگرس به‌عنوان بخش مهمی از واحد ارئوگرافیک آلپ-هیمالیا با جهت‌گیری شمال غربی-جنوب شرقی به عنوان گسترده‌ترین واحد کوهستانی ایران محسوب می‌گردد (Homke, 2007). البرز نیز مانند زاگرس حاصل برخورد دو صفحه تکتونیکی اوراسیا و عربستان بوده و با جهت‌گیری شرقی (از گرگانرود و مرز خراسان)-غربی (تالش) به طول ۹۵۰ کیلومتر و ارتفاع متوسط بیش از ۲۰۰۰ متر در امتداد سواحل دریای خزر کشیده می‌گردد (Ghorbani, 2013). رشته‌کوه‌های

کپه‌داغ در فصل مشترک دو ابرقارهٔ اوراسیا و گندوانا نیز در امتداد شرقی رشته کوه‌های البرز دارای ساختارهای زمین‌شناختی و ژئومورفولوژیک متفاوتی است. این رشته‌کوه‌ها از نظر ژئومورفولوژیک جوان بوده و فازهای نهایی تغییرات آلپ-هیمالیا در شکل‌گیری رخساره‌شناسی کنونی آن نقش بنیادی داشته‌اند (Afshar Harb, 1979). متاثر از این واحدهای زمین‌شناختی و ژئومورفووژیکی متنوع، تنوعات اقلیمی و تنوعات خاک‌شناسی بسیار متنوعی در ایران گزارش شده است. بر این اساس رژیم رطوبتی خشک (arid) دربخش‌های مرکزی، شرقی و جنوبی کشور (۶۳ درصد منابع خاک ایران)، رژیم رطوبتی گزریک (xeric) بخش‌های غرب، شمال‌غرب و شمال‌شرق (۲۵ درصد از منابع خاک ایران) و رژیم رطوبتی اوستیک (ustic) در بخش‌های گرمسیری جنوب در نوار ساحلی خلیج فارس و دریای عمان و بخش‌های کم‌ارتفاع خوزستان، بوشهر، هرمزگان و سیستان و بلوچستان (۱۰درصد از منبع خاک کشور) را دربر می‌گیرد (De Pauw *et al.*, 2004). این درحالی است که غالب‌ترین طبقات خاک در ایران انتیوسول (Entisols) با ۲۴/۱ درصد و آریدوسول (Aridisols) با ۲۳/۹ درصد می باشند و طبقات اینسپتیوسول (Inceptisols)، مولیوسول (Mollisols)، آلفاسول (Alfasols)، ورتیسول (Vertisols) و سایر طبقات نسبت‌های پایین‌تری را به خود اختصاص داده‌اند (Dewan & Famouri, 1961; Heap *et al*., 1997).

به دلیل وجود سدهای گسترده کوهستانی ذکرشده، بخش‌های مرکزی ایران معادل یک سوم بارش جهانی (متوسط بارندگی سالیانه در حدود ۲۵۰ میلی‌متر) را دریافت می‌کنند (Shakur *et al*., 2010). به علاوه ایران در زون‌های جنوبی کوه‌های البرز، زاگرس و سایر رشته‌کوه‌های شمال غرب، داخلی و جنوب شرق ایران تحت تاثیر اقلیم زیستی مدیترانه‌ای، در دامنه‌های شمالی البرز و منطقه ارسباران متاثر از اقلیم زیستی معتدله و در نوار ساحلی خلیج فارس و دریای عمان و مناطق کم‌ارتفاع جنوب کشور تحت تاثیر اقلیم زیستی گرمسیری قرار می‌گیرد (Rivas-Martinz, 2004). از سویی دیگر در بخش‌های کم‌ارتفاع سواحل خلیج فارس و دریای عمان در منطقه جغرافیایی سودانو-زامبزین، در دامنه‌های شمالی البرز و ارسباران در حیطه منطقه اروپا-سیبری و در سایر مناطق کوهستانی و بخش‌های مرکزی ایران که غالب مناطق جغرافیایی ایران را در بر می گیرد در قلمرو منطقه ایرانو-تورانی واقع شده است (Takhtajan, 1986).

تهیه پایگاه اطلاعاتی گونه های معرفی شده به ایران

پایگاه اطلاعاتی مربوط به تاکسون‌های گیاهی معرفی شده به ایران با استفاده از نرم افزار Access 2007 ساخته شد. این پایگاه اطلاعاتی شامل: نام تیره، نام علمی گونه، ارتفاع محل، محل جمع‌آوری و طول و عرض جغرافیایی است. داده‌های مربوط به تاکسون‌های مذکور به سه دسته تقسیم می‌شوند: ۱- داده‌های حاصل از مطالعات میدانی تیم نگارنده در استان های گیلان، گلستان، تهران، قم، مازندران، هرمزگان، بوشهر، خوزستان، اصفهان، مرکزی و سیستان و بلوچستان ۲- داده های موجود در منابع مختلف مانند: فلور ایران (اسدی و همکارن، ۱۳۹۸-۱۳۶۳)، فلور ایرانیکا (Rechinger, 1963-2018) درخت‌ها و

درختچه‌های ایران (مظفریان، ۱۳۸۲) و منابع منتشر شده پیرامون گونه‌های گیاهی غیربومی ایران (Mozaffarian, 1994; Mozaffarian, 2003; Fadaie *et al*., 2006; Eslami & Naqinezhad, 2011; Pahlevani & Sajedi, 2011; Tokasi *et al*., 2017; Mamizadeh & Naqinezhad, 2018; Bidarlou *et al*., 2019; Sajedi 2019; Eskandari & Abdi Fouladkolaei 2020).

۳- داده‌های مربوط به نمونه‌های هرباریوم‌های شهیدبهشتی (HSBU) و وین (W).

تعیین مختصات جغرافیایی گونه‌ها

برای تهیه نقشه انتشار گونه‌ها و همچنین نقشه غنای گونه‌ای، مختصات جغرافیایی حضور گونه‌ها باید مشخص گردد. بدین منظور با استفاده از نرم افزار Google earth مختصات جغرافیایی (طول و عرض جغرافیایی) مربوط به محل جمع‌آوری هر نمونه مشخص گردید و وارد پایگاه اطلاعاتی شد. همچنین مختصات جغرافیایی نمونه‌های حاصل از مطالعات میدانی تیم نگارنده قبلا با استفاده از دستگاه GPS ثبت شده بود.

تعیین نقشه انتشار و غنای گونه‌ای

در این مرحله مختصات جغرافیایی هر گونه با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی Arc-GIS ver. 10.3 به نقشه انتشار در ایران تبدیل شد. همچنین با استفاده از خانه‌گریدهای (Grid cells) ۰.۲۵°×۰.۲۵° در محیط نرم افزار Diva-GIS ver. 7.3 و با توجه به اطلاعاتی مانند تعداد گونه‌ها در هر خانه گرید، نقشه غنای گونه‌ای بر پایه گرید رسم گردید. همچنین از آنجایی که قرار گرفتن یک گونه در مرز مشترک خانه گریدها مشکلاتی در تخصیص آن نقطه به یکی از گریدها ایجاد می‌کند، لذا با استفاده از نرم‌افزار DIVA-GIS از روش مجاورت دایره‌ای (Circular Neighbourhood) با شعاع ۵۰ کیلومتر استفاده شد.

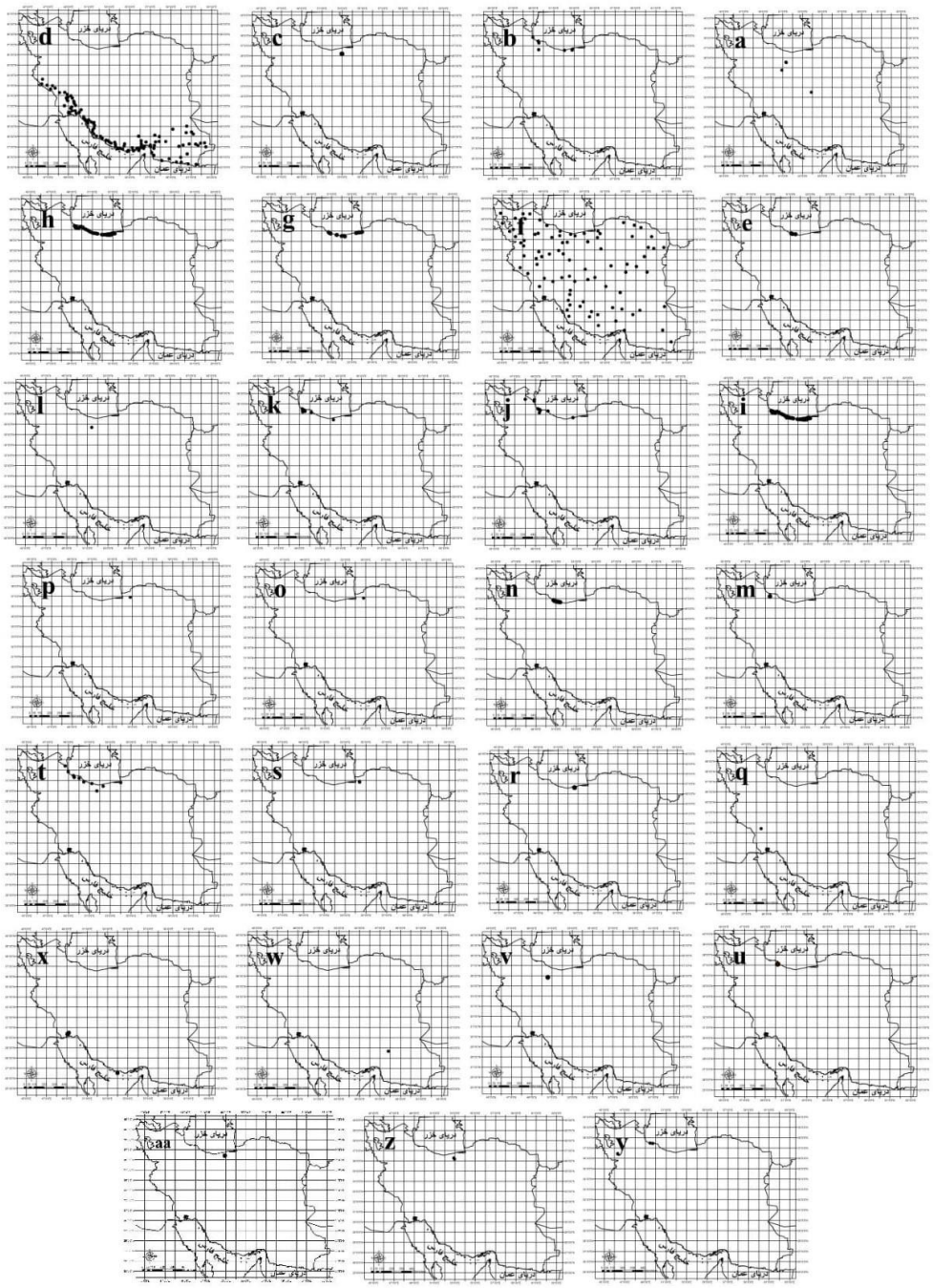
نتایج

نتایج حاصل از بررسی منابع موجود و مطالعات میدانی نشان می‌دهد که تا به امروز ۲۷ گونه گیاهی بیگانه وارد پوشش گیاهی کشور ایران شده است. اطلاعات مربوط به این گونه‌ها در جدول شماره یک آمده است. تیره پیچک (Convolvulaceae) و تیره سیب زمینی (Solanaceae) با چهار گونه بزرگترین تیره گونه‌های معرفی‌شده در ایران هستند. به‌علاوه جنس تاجریزی با چهار گونه دارای بیشترین تعداد گونه های معرفی شده به ایران است (جدول ۱).

جدول ۱: لیست گونه‌های معرفی شده به ایران

نام علمی گونه	نام تیره	منطقه انتشار در ایران	وضعیت تهاجمی
Solanum eleagnifolium Cavanilles	Solanaceae	ایران مرکزی	مهاجم
Solanum viarum Dynal.	Solanaceae	هیرکانی	-
Solanum sisimbryfolium Lam.	Solanaceae	هیرکانی	مهاجم
Solanum pseudocapsicum L.	Solanaceae	هیرکانی	مهاجم
Prosopis juliflora (Sw.) DC.	Fabaceae	سودانو- زامبزین	مهاجم
Pueraria montana (Lour.) Merr.	Fabaceae	هیرکانی	مهاجم
Alianthus altissima (Mill.) Swingle	Simaroubaceae	تمام مناطق ایران	مهاجم
Sida rhombifolia L.	Malvaceae	هیرکانی	مهاجم
Araujia sericifera Brot.	Apocynaceae	هیرکانی	مهاجم
Lonicera caprifolium L.	Caprifoliaceae	هیرکانی	مهاجم
Azolla filiculoides Lam.	Salviniaceae	هیرکانی	مهاجم
Eichhornia crassipes (Mart.) Solms.	Pontederiaceae	هیرکانی	مهاجم
Anoda cristata (L.) Schltdl.	Malvaceae	ایران مرکزی	-
Pistia stratiotes L.	Araceae	هیرکانی	-
Ipomoea indica (Burm.) Merr	Convolvulaceae	هیرکانی	-
Ipomoea hederacea (L.) Jacq.	Convolvulaceae	هیرکانی	-
Ipomoea triloba L.	Convolvulaceae	هیرکانی	-
Merremia dissecta (Jacq.) Hallier f.	Convolvulaceae	سودانو- زامبزین	-
Lepidium virginicum L.	Brassicaceae	هیرکانی	-
Proboscidea fragrans (Lindl.) Decne.	Martyniaceae	هیرکانی	-
Phytolacca americana L.	Phytolacaceae	هیرکانی	-
Commelina communis L.	Commelinaceae	هیرکانی	-
Amsinckia menziesii (Lehm.) Nelson & J.F. Macbr.	Boraginaceae	ایران مرکزی	-
Trianthema portulacastrum L.	Aizoaceae	سودانو- زامبزین	-
Sesuvium verrucosum Raf.	Aizoaceae	سودانو- زامبزین	-
Ambrosia psilostachya DC.	Asteraceae	هیرکانی	-
Anredera cordifolia (Ten.) Steenis	Basellaceae	هیرکانی	-

بررسی ها نشان می‌دهد که ۱۶ گونه از گونه‌های مورد مطالعه دارای عرصه انتشار محدودی در ایران هستند و خوشبختانه هنوز حالت تهاجمی پیدا نکرده‌اند (جدول ۱ و شکل ۱). گونه سرخاب کولی با نام علمی *Phytolacca americana* L. مدت زمان زیادی است که وارد جنگل های هیرکانی شده است اما خوشبختانه این گیاه نیز تاکنون حالت تهاجمی پیدا نکرده است.



شکل ۱: نقشه انتشار گیاهان معرفی‌شده به ایران: a) *Solanum* b) *Solanum eleagnifolium* Cavanilles, c) *sisimbryfolium* Lam., d) *Solanum pseudocapsicum* L., e) *Prosopis juliflora* (Sw.) DC., f) (Lour.) Merr., g) *Alianthus altissima* (Mill.) Swingle, h) *Sida rhombifolia* L., i) *Araujia sericifera* Brot., j) *Lonicera caprifolium* L., k) *Azolla filiculoides* Lam., l) *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms., m) (L.) Schltdl., n) *Pistia stratiotes* L., o) *Ipomoea indica* (Burm.) Merr, p) *Ipomoea hederacea* (L.) Jacq., q) *Ipomoea triloba* L., r) *Merremia dissecta* (Jacq.) Hallier f., s) *Lepidium virginicum* L., t) *fragrans* (Lindl.) Decne., u) *Phytolacca americana* L., v) *Commelina communis* L., w) (Lehm.) Nelson & J.F. Macbr., x) *Trianthema portulacastrum* L., y) *Sesuvium verrucosum* Raf., z) *Ambrosia psilostachya* DC., aa) *Anredera cordifolia* (Ten.) Steenis, *Solanum viarum* Dynal.

در بین گونه‌های موردمطالعه، ۱۱ گونه به‌صورت گیاه مهاجم در ایران درآمده‌اند. در ادامه به شرح تفضیلی این گونه‌های مهاجم پرداخته می‌شود.

الف- گیاهان معرفی شده به زیستگاه‌های خشکی ایران

Solanum eleagnifolium **Cavanilles**

این گونه متعلق به زیرجنس *Solanum subgenus Leptostemonum* (Dunal) Bitter است که مشهور به تاجریزی برگ نقره‌ای (silver-leaf nightshade)، سیب گزنه (nettle apple) یا سیب تلخ (bitter apple) است. *Solanum eleagnifolium*، گونه‌ای با منشاء گرمسیری و رطوبت‌پسند است (Boyd *et al*., 1984) که بومی شمال شرق مکزیک، جنوب غرب ایالات متحده و آرژانتین است (Robinson *et al*., 1978) (شکل ۲- a). این گونه یکی از خطرناک‌ترین گونه‌های مهاجم است که در بسیاری از نقاط آمریکا، اروپا، آسیا و به‌ویژه شمال آفریقا انتشار یافته است. انتشار آن عمدتا توسط انسان از طریق انتقال بذرهای یونجه، پنبه، غذای خوک و ابزارهای کشاورزی به مناطق مختلف دنیا صورت گرفته است (Tanji *et al*., 1984; Heap *et al*., 1977; Bouhache, 2010). زیرجنس *Leptostemonum* مشتمل بر ۴۵۰-۳۵۰ گونه با انتشار وسیع در سراسر دنیا است که کانون تنوع آن آمریکای جنوبی و مرکزی، استرالیا و آسیا است. این گروه تک‌نیا بواسطه اپیدرم خارداری که سطح برگ‌ها و ساقه‌های آن‌ها را پوشش داده، شناخته می‌گردد (Levin *et al*., 2006).

گونه *Solanum incanum* L. به‌عنوان یکی از گونه‌های بومی این زیرجنس در بخش‌های جنوبی کشور ایران (تحت پوشش منطقه سودانو-زامبزین) (خاتم ساز، ۱۳۷۷) در خاورمیانه ، پاکستان، عربستان سعودی و هند انتشار دارد (Zohary, 1973). *Solanum surattense* Burm. f. به‌عنوان گونه دیگر این زیرجنس خاردار در بخش‌های گرمسیری نوار ساحلی خلیج فارس و دریای عمان و در قلمرو منطقه جغرافیای گیاهی سودانو-زامبزین انتشار دارد. لازم به ذکر است نزدیک‌ترین خویشاوندان این گونه (*S.hindsianum* Benth., *S. mortonii* Hunz, *S. houstonii* Dunal, *S. homalospermum* Chiarini) که با هم در یک کلاد تبارشناختی قرار می‌گیرند به عنوان علف هرز شناخته می‌شوند (Knapp *et al*., 2000). گرده‌افشانی در این گروه توسط زنبور انجام می‌شود (Buchmann et al., 1977). گونه تاجریزی برگ نقره‌ای نخستین بار توسط Mozaffarian (۱۹۹۴) در چاه افضل یزد گزارش شده است. سپس عرب سلمانی و همکاران (۱۳۹۳) آن را در مزارع پنبه استان تهران گزارش نمودند.

محرابیان در سال ۱۳۹۶ در طی مطالعات ارزیابی گیاهان رودخانه کن (شرکت مهندسین مشاور مهاب قدس، ۱۳۹۷) این گونه را در بخش‌های جنوبی رودخانه کن در منطقه کهریزک، خروجی پساب تصفیه خانه فاضلاب جنوب تهران و نیز مسیل های ابتدای جاده قم-تهران گزارش نموده است. مبتنی بر شرایط اکولوژیکی زیستگاه‌ها، رویش بذر این گونه از اوایل بهار تا اواخر تابستان رخ می‌دهد. این گیاه در زیستگاه‌های انسان‌زاد مانند مزارع کشاورزی، حاشیه جاده‌ها، کانال‌های آبیاری، باغچه‌ها، ریل

راه‌آهن، مراتع مدیریت شده، حاشیه کانال فاضلاب‌ها و سایر رویشگاه‌های تخریب شده رشد می‌کند (Brunel, 2011). این گیاه چندساله به‌واسطه قوه نامیه و تعداد بسیار زیاد بذرها (۷۲۰۰-۱۵۰۰بذر در هر گیاه) (Molnar & McKenzie, 1976; Heap & Carter, 1999)، قدرت انتشار بالای بذر به وسیله آب و باد (Boyd & Murray, 1982; Brunel, 2011)، تولیدمثل رویشی گسترده و سریع (Uludag *et al*., 2016)، ریزوم‌های عمیق (Brunel, 2011)، سازگاری گسترده به شرایط خاکی گسترده (Carter, 1999)، مقاومت به خشک‌سالی و نوسانات دمایی (Heap *et al*., 1997; Garrett *et al*., 2006) و مقاومت در برابر آتش (Wink & Wrigth, 2006) از قدرت پایداری و گسترش وسیعی برخوردار است. به‌علاوه اثرات آللوپاتیکی آن به‌ویژه بر محصول مزارع پنبه و خیار گزارش شده است (Reinhardt, 2006; Mkula *et al*., 2006). از سویی دیگر گسترش آن به‌شدت در کاهش محصول در مزارع پنبه، غلات (مانند گندم و سورگوم) در بسیاری از مناطق جهان تاثیر گذاشته است (Molnar & McKenize, 1976; Heap & Carter, 1999; EPPO, 2007). این در حالی است که ترکیبات شیمیایی موجود در گیاه به‌عنوان عامل دفع کننده طیف وسیعی از حشرات آفت در محصولات کشاورزی کاربرد دارد (Hamouda *et al*., 2015). با وجود عدم ترجیح آن جهت مصرف به عنوان علوفه، آلکالوئیدهای سولانین و سولاسونین در مواردی در دام‌های اهلی چون گاو، اسب و به میزان کمتر گوسفند سبب مسمومیت و مرگ شده است (Buck *et al*., 1960; Garland *et al*., 1998). به‌علاوه این گونه در انسان سبب حساسیت‌های پوستی می گردد (Uludag *et al*., 2016). از طرفی گسترش آن در بسیاری از مناطق دنیا سبب کاهش تنوع‌گیاهی شده است (Tscheulin *et al*., 2009; Ganatasas *et al*., 2012). این گیاه دارای دشمنان طبیعی متعددی از سوسک‌ها ، نماتودها، نیم‌بالان و دوبالان است (Sforza& Jones, 2007) اما لاروهای نوعی بید (*Frumenta nephalomicta* Lep.Gelechiidae)، نوعی سوسک (*Lepitinotarsa defecta* L.)، نیم‌بال (col. Chrysomelideae) و نوعی نیم بال ((*Gargaphia arizonia* (Hem.Tingideae)) و نوعی نماتود (Nematoda) (*Orrina phylobia*) به‌عنوان موثرترین عوامل کنترل زیستی این گیاه شناخته شده‌اند (Robinson *et al*., 1979; Wapshere, 1988; Olckers *et al.*, 1999; Olckers *et al*., 1995).

الگوی انتشار در ایران: حاشیه کانال‌های آبرسانی، فاضلاب‌ها، آبراهه‌های خشک، مسیل‌ها در پروانس جغرافیایی ایران مرکزی (شکل ۱- a)

زمان گلدهی: خرداد- مرداد

***Solanum sisimbryfolium* Lam.**

این گونه به تاجریزی برگ‌نقره‌ای چسبنده مشهور بوده و متعلق به زیرجنس *Leptostemonum* است که بومی جنوب و مرکز قاره آمریکا بوده اما به شمال آمریکا، اروپا، آفریقا، استرالیا و آسیا نیز معرفی شده است (Karaer & Kutbay, 2007; Shaha & Data, 2013) (شکل ۲- b). این گونه در حاشیه جاده‌ها، زمین‌های کشاورزی، رویشگاه‌های تخریب شده و چرا شده،

سواحل شنی و مناطق دپوی زباله رویش دارد (Hill & Hullley, 1995;). تولید مثل این گیاه از طریق بذر و نیز رشد ریزوم انجام می‌شود (D'arcy, 1974). گرده‌افشانی این گیاه توسط دامنه وسیعی از زنبورهای خانواده Apidae انجام می‌شود (Saha & Datta, 2017). به‌علاوه گلدهی آن در مناطق مختلف در اغلب فصول سال انجام می‌شود (Saha & Datta, 2013). این گونه نخستین بار توسط اسلامی و نقی‌نژاد (۲۰۱۰) در کیاکلا جویبار و طالش گیلان گزارش شد. این گونه توسط نگارنده نخست در بخش‌های مختلف استان گیلان به ویژه لوشان، رشت و انزلی نیز مشاهده شده است (گزارش‌های منتشر نشده). به‌علاوه کاوسی در ارزیابی مدیریتی منطقه حیات وحش لوندویل در گیلان در سال ۱۳۸۲ این گونه را گزارش و جمع‌آوری نموده است (گزارش های منتشر نشده). این گونه در طی ۱۵ سال اخیر به صورت منفرد یا توده‌ای در سطوح وسیعی از توسکستان، انارستان، لرگ‌ها و نیز رویشگاه‌های ازگیل در استان گیلان را اشغال نموده است (محرابیان، گزارش‌های منتشر نشده). انتشار بذر آن از طریق پرندگان و موش و انسان از طریق انتقال علوفه گزارش شده است (Bryson, 2011). مطالعات مدل‌سازی اکولوژیک نشان می‌دهد که این گونه از توانمندی بالایی جهت اشغال زیستگاه‌های وسیعی در سراسر کره زمین برخوردار است (USDA, 2013). این گیاه بواسطه ترکیبات دارویی به عنوان ضداسهال، دفع سموم و تسکین‌دهنده درد کاربرد دارد (Ferro *et al*., 2005; Serker *et al*., 2013). این گونه با رشد در مزارع سیب‌زمینی از گسترش نماتود آفت سیب‌زمینی جلوگیری می‌نماید (Timmermans *et al*., 2001; Danduran & Kudsen, 2006). میوه‌های این گونه توسط بومیان آرژانتین و پرندگان مصرف می‌گردد. بواسطه ترکیبات استروئیدی در درمان بیماری جنسی و نیز به‌عنوان یک داروی ضدبارداری مورد استفاده قرار می‌گیرد (Hill & Hulley, 1995). روش کنترل مکانیکی شامل قطع بن ریشه و نیز ساقه‌های هوایی جهت جلوگیری از تولید بذر است (Byrne *et al*., 2002). کنترل زیستی آن توسط نوعی سوسک آفت برگ‌خوار (*Gratiana spadicea*) و آفت گل‌خوار (*Anthonomus sisymbrii*. Gratiana spadicea) گزارش شده است (Olckers *et al*., 2002). نتایج ارزیابی ریسک انجام شده نشان می‌دهد که این گونه از توانمندی بالایی جهت نفوذ به زیستگاه‌های جدید برخوردار است اما در صورت نفوذ به زمین‌های کشاورزی و مزارع گوجه‌فرنگی، سیب‌زمینی و بادمجان به‌دلیل قدرت مبارزه با نماتودهای تیره سیب‌زمینی سودمندی و مضرات آن در مزارع و اکوسیستم‌های کشاورزی می‌باید توسط مالکان و کشاورزان با رعایت ملاحظات و دقت مورد تحلیل قرار گیرد (USDA, 2013).

الگوی انتشار در ایران: مراتع تخریب شده حاشیه جنگل در پروانس جغرافیایی هیرکانی (شکل ۱- b)

زمان گلدهی: اردیبهشت- تیر

***Solanum pseudocapsicum* L.**

درختچه‌ای ایستاده و منشعب دارای ترکیبات سمی از خانواده سیب‌زمینی (Solanaceae) که به گیلاس زمستانی (Winter cherry) یا گیلاس اورشلیم (Jerusalem cherry) مشهور است و اغلب به دلیل داشتن میوه‌های زیبا به‌عنوان گیاه

تزئینی کشت می‌شود (Bassett & Munro, 1985). این گیاه بومی مکزیک، آمریکای مرکزی، کارائیب و آمریکای جنوبی است و در جنوب آفریقا، آمریکای شمالی، هاوایی، نیوزیلند و استرالیا نیز گسترش یافته و به گونه‌ای بومی‌شده مبدل شده است (شکل ۲- c). این گیاه در مناطق معتدل و نیمه‌گرمسیری در حاشیه جنگل‌ها و آبراهه‌ها رشد می‌کند اما گاهی در محیط‌های نیمه‌خشک و گرمسیری نیز انتشار دارد. این گیاه در استرالیا و نیوزیلند به‌عنوان علف هرز مزارع کشاورزی گزارش شده است. پراکندگی گیاه عمدتا از طریق بذر انجام می‌شود. از این گیاه برای درمان دردهای حاد شکمی (Boericke, 1927)، درمان جوش و سوزاک (Batten & Bokelmann, 1966) و محافظت از کبد و درمان تومور (Shrishailappa *et al*., 2003) استفاده شده است. میوه‌های آن حاوی ترکیبات آلکالوئیدی و سمی هستند که برای انسان و حیوانات کشنده است (Parisi & Farancia, 2000). حضور نماتود انگلی *Meloidogyne entrolobii* که باعث کاهش محصولات زراعی مانند سیب‌مینی می‌گردد در ریشه این گیاه مطالعه شده است. این گیاه باعث افزایش جمعیت نماتود می‌شود، بنابراین حضور *S. pseudocapsicum* در کنار مزارع از گسترش این نماتود جلوگیری می‌کند (Groth *et al*., 2017). کنترل آن از طریق ریشه‌کنی و حذف بوته‌های گیاه تا قبل از گلدهی برای مقیاس‌های کوچک قابل اجرا بوده (امینی و همکاران، ۱۳۹۹) ولی کنترل زیستی آن نیاز به مطالعات بیشتری دارد.

الگوی انتشاردر ایران: مناطق جنگلی در پروانس جغرافیایی هیرکانی (شکل ۱- c)

زمان گلدهی: اردیبهشت- تیر

***Prosopis juliflora* (Sw.) DC.**

کهور آمریکایی یا کهور پاکستانی به‌عنوان یک گونه درختی همیشه سبز به‌طور طبیعی در مناطق گرمسیری آمریکای مرکزی و جنوبی رویش دارد (Alban *et al*., 2002) (شکل ۲- d). این گونه سریع الرشد در سال ۲۰۰۴ در فهرست ۱۰۰ گونه مهاجم توسط اتحادیه جهانی حفاظت معرفی شده است (Mwangi & Swallow, 2005). به‌علاوه به‌عنوان مهاجم‌ترین گیاه در مناطق خشک و نیمه‌خشک جهان نیز گزارش شده است. تاکنون اثرات منفی این گونه بر غنا، یکنواختی و تراکم فلورستیک به اثبات رسیده است (El-Keblawy & Al-Rawai, 2007). از طرفی اثرات آللوپاتیکی آن بر تنوع و ترکیب فلورستیکی باارزش این مناطق، تاثیرات منفی متعددی را تحمیل نموده است (مصلح آزانی و همکاران، ۱۳۹۱). تاج پوشش گسترده در کنار تاثیرات آللوپاتیک آن سبب کاهش معنادار سطح پوشش گیاهی اشکوب زیرین آن می‌گردد. این گیاه در خاک‌های فقیر با مواد آلی کم، خاک‌های حاصلخیز، خاک‌های خشک و خاک‌های هیدرومورف با pH بالاتر از ۱۰ رشد می‌کند. این گونه حتی در اثر بریده شدن، در خاک‌های شنی قابلیت تجدید حیات دارد (Mwangi & Swallow, 2005). کهور آمریکایی می‌تواند سبب تجمع نمک‌های محلول و فنل کلی خاک گردد (Kaur *et al*., 2012). به‌علاوه با افزایش لاشبرگ‌ها و موادآلی سبب افزایش رطوبت اشباع خاک در بخش‌های زیر تاج پوشش آن می‌گردد (نجفی شبانکاره و همکاران، ۱۳۶۸). این گونه دردهه ۱۹۷۰ میلادی، در ابتدا برای

احیاء مناطق بیابانی، بازسازی خاک‌های فرسایش یافته، تامین هیزم و نیز خوراک دام به شرق آفریقا معرفی شد (Coppock *et al*., 2005; Shackleton *et al*., 2014). هر چند این گونه به سرعت به سراسر جهان به‌ویژه سواحل گرمسیری آسیا، استرالیا و اروپا گسترش یافت (Pasiecznik, 1999). با برداشت نیام‌ها می‌توان قدرت تولیدمثلی آن را کاهش داد. به‌علاوه استفاده آن به عنوان زغال، سبب تعدیل جمعیت‌های آن شده است. اما این شیوه به‌دلیل هزینه‌های زیاد گسترش چندانی را در جهان نداشته است (Wakie *et al*., 2016). در کنیا از آرد تهیه شده از نیام‌ها به‌عنوان یک ماده غذایی حاوی ترکیبات ضدباکتری جهت افزایش تولیدات دامی استفاده می‌شود (Syomiti *et al*., 2015). در پرو از نیام‌ها برای خوراک دام استفاده می‌شود. در آرژانتین، مکزیک و برزیل نیز از آن به‌عنوان علوفه استفاده می گردد (de Barros *et al*., 1988; Felker & Moss, 1996). براساس گزارشات موجود این گونه در بسیاری از مناطق جهان تنوع فلور بومی را کاهش داده اما علی‌رغم این باعث کاهش pH، افزایش پتاسیم، فسفر و ازت خاک شده است (Menzes *et al*., 2002). به‌علاوه قابلیت تثبیت ازت و افزایش حاصل‌خیزی خاک توسط این گونه به نسبت سایر گونه‌های چوبی بسیار بالاتر است (El-Keblawy & Al-Rawai, 2007). این در حالی است که در اثر مدیریت بوم‌شناختی به‌عنوان یکی از موثرترین گونه‌ها در احیاء مناطق بیابانی و جلوگیری از فرسایش خاک در کشورهای سواحل خلیج فارس مانند ایران و امارات متحده عربی شناخته شده است (Western, 1989). این گونه دارای ترکیبات آللوپاتیک موثری است که سبب تاثیرات منفی در رشد گیاهان و فعالیت باکتری‌های خاک می‌گردد (Kaur *et al*., 2012). دانه‌های گرده آن آلرژی‌زا بوده و سبب مشکلات تنفسی شده و خارهای سطح گیاه سبب جراحات و زخم‌های شدید می‌گردد. به‌علاوه تراکم بالای این درخت در یک منطقه و سمیت شیرابه‌های مترشحه توسط گیاه، سبب مستعد شدن منطقه به گسترش مالاریا می‌گردد (Iftikhar *et al*., 2020). ریشه های اصلی این گیاه تا ۳۵ متر قابلیت نفوذ در خاک را داشته و سبب کاهش سطح ایستابی آب‌های زیرزمینی می‌گردد. این گونه در ایران در اوایل دهه ۵۰ (هجری شمسی) توسط دریانوردان به سواحل خلیج فارس معرفی شده است. در نخلستان‌ها و زمین‌های کشاورزی هرمزگان به عنوان یک گونه مهاجم شناخته می‌شود که سبب آسیب‌های شیمیایی (بواسطه ترکیبات شیمیایی) و فیزیکی (بواسطه پوشش سخت نیام‌ها) به جانوران تغذیه‌کننده از نیام‌های آن می‌گردد. مطالعات انجام‌شده توسط نگارنده نخست در استان هرمزگان نشان می‌دهد این گونه در این استان حالت تهاجمی پیدا کرده است و گسترش بی‌رویه آن در زمین‌های کشاورزی، مناطق مسکونی، جاده‌های درون و برون‌شهری و تاسیسات و شبکه های آب‌رسانی و برق‌رسانی به وفور مشاهده می‌شود. اما علیرغم مهاجم بودن، این گونه از مزایای زیادی برخوردار است که می‌توان به موارد زیر اشاره کرد: تثبیت ازت خاک، پرچین و دیواره‌های سبز، بادشکن، جلوگیری از فرسایش خاک و افزایش حاصلخیزی آن و ایجاد سوخت، صمغ و کمپوست (نجفی تیره شبانکاره، ۱۳۶۸; ضعیفی، ۱۳۷۵ ;سلطانی پور، ۱۳۷۲; میرشکار، ۱۳۷۵; طهماسبی، ۱۳۷۹). مطالعات مصلح آزانی و همکاران (۱۳۹۱) نشان می‌دهد که گونه کهور آمریکایی مقاومت بسیار بالایی در برابر تنش خشکی دارد و نسبت

به گونه‌های بومی از سازگاری بسیار بالایی برای گسترش و انتشار برخوردار است بنابراین سبب حذف گونه‌های بومی و کاهش تنوع زیستی در جنوب کشور می‌گردد. مطالعات انجام شده در ایران (شبانکاره و همکاران، ۱۳۶۸) و بسیاری از مناطق دنیا نشان‌دهنده کاهش سطح پوشش گیاهی در زیر تاج پوشش این گیاه است (Pasiecznik *et al*., 2004). تولید بذر فراوان، تثبیت سریع جمعیت، دوره طولانی خواب بذر، قوه نامیه بالای بذرهای دفن‌شده، سازگاری بالا در پراکنش و اندام‌های رویشی تکثیر شونده، این گیاه را به گونه‌ای با اثرات تهاجمی بالا تبدیل نموده است. به‌واسطه این ویژگی‌ها در اتیوپی برخی آن را تنبیه خداوند و برخی آن را بهشت بیابان نامیده‌اند (hailu *et al*., 2004). البته اثرات منفی آن در مناطقی که مهاجم شده و با پوشش متراکم ظاهر می گردد از منافع آن بیشتر است (Rieks *et al*., 2006).

الگوی انتشار در ایران: منطقه جغرافیایی سودانو-زامبزین (شکل ۱- d)

زمان گلدهی: بهمن- اسفند

***Pueraria montana* (Lour.) Merr.**

کودزو گیاهی از خانواده باقلا (Fabaceae) بومی جنوب شرق آسیا، چین و ژاپن است که برای اولین بار درسال ۱۳۹۰ در باغ گیاه‌شناسی نوشهر گزارش شده است (امینی و همکاران ۱۳۹۹) (شکل ۲- e). این گیاه دارای ریشه‌های غده‌ای بزرگ با نشاسته و محتوای بالای آب است. که می‌تواند به‌عنوان یک اندام ذخیره‌کننده آب و کربن عمل نموده و بیش از ۵۰ درصد زی‌توده گیاه را تشکیل دهد (Lamont & Young, 2002). این گونه در نیویورک، فلوریدا، تگزاس و اوکلاهما ایالات متحده نیز گسترش یافته است. این گیاه می‌تواند با شرایط نور شدید و سایه سازگار گردد اما بهترین عملکرد زیستی را در مناطق حاشیه جنگل با نور زیاد نمایان می‌سازد (Abramovitz, 1983). جهت کنترل فرسایش شدید در دامنه های شیب‌دار استفاده شده است (McKee & Stephens,1943). گسترش سریع برگ‌ها، ریشه زدن مکرر ساقه‌ها در تماس با خاک، کارآمدی بالای فتوسنتز، ظرفیت بالای هیدرولیکی در ریشه‌ها و ریزوم‌ها و توانایی تثبیت ازت اتمسفری آن را به گونه‌ای بسیار مقاوم تبدیل نموده است (Witkamp *et al*., 1966). تولیدمثل این گیاه به‌صورت رویشی و زایشی بوده (Dubadghao, 1949) و کنترل آن بسیار دشوار است. به جهت آن‌که انتقال کربن به ریشه غده‌ای برای استقرار گیاه از اهمیت بالایی برخوردار است، ایجاد برش و قطع ساقه سبب ضعف رشد گیاه در سال آینده می‌شود که ادامه آن در بازه زمانی سه تا چهار ساله می‌تواند سبب نابودی و ریشه‌کنی گیاه گردد (Miller & Edwards,1983). این در حالی است که از علف‌کش‌ها نیز برای کنترل این گیاه استفاده شده اما به‌شدت هزینه‌بر و زمان‌بر است (Quimby *et al*., 2003). این گونه در باغ گیاه شناسی نوشهر با قطع شاخه های خزنده، استفاده از علف کش‌ها، شخم عمیق و جمع آوری دقیق مقطوعات ریشه تحت کنترل درآمده است (امینی و همکاران، ۱۳۹۹).

الگوی انتشاردر ایران: پروانس جغرافیایی هیرکانی (شکل ۱- e)

زمان گلدهی: خرداد- مرداد

***Alianthus altissima* (Mill.) Swingle**

این گونه مشهور به درخت بهشتی است که به‌عنوان یکی از مهاجم‌ترین گونه‌های گیاهی در بسیاری از کشورهای جهان به ویژه اروپا وآمریکای شمالی معرفی شده است (USDA, 2014) (شکل ۲- f). این گونه بومی جنوب شرق آسیا است که در قرن ۱۸ به اروپا و شمال آمریکا معرفی شده است. این گونه با رشد گسترده در شهرها سبب آسیب به زیر ساخت‌های شهری و آثار باستانی می‌گردد. به‌علاوه با ایجاد اثرات آلرژی‌زایی سبب مشکلات تنفسی و حساسیت‌های پوستی در انسان می‌شود (Luz-Lezcano Caceres & Gerold, 2009). درخت بهشتی با تغییرات منفی در محیط زیست سبب تغییر پوشش گیاهی و ناپایداری اکوسیستم می‌گردد (Constan-Nava *et al*., 2010). رشد بسیار سریع، تولیدمثل رویشی گسترده به‌ویژه با ریشه‌جوش و پاجوش، تولید بذرهای بسیار زیاد و قابلیت انتشار گسترده بذرها مبارزه با این گیاه را دشوار نموده است (Badalamenti & LaMantia, 2013). این گونه در طب سنتی چین دارای کاربردهای گسترده‌ای در درمان آسم، اسپاسم، صرع، مالاریا و دفع انگل‌ها است (Kowarik & Saumel, 2007; Tamura *et al*., 2003). همچنین از این گیاه ترکیبات علف‌کش و حشره‌کش سازگار با محیط-زیست استخراج شده است (Kozuharova *et al*., 2014). به‌علاوه جهت احیای زیستگاه‌های تخریب شده، تولید الوار و نیز تولید نکتار زنبورعسل و نیز از برگ های آن برای تغذیه کرم ابریشم و نیز تولید رنگ زرد استفاده می‌گردد (Sladonja *et al*., 2015). این گونه سبب آسیب به جاده‌ها، ریل‌های راه‌آهن و کانال‌های آب می‌شود (Kowarik & Saumel, 2007). این گونه با نفوذ به رویشگاه‌های طبیعی سبب کاهش تنوع و غنای گونه‌ای در زیر تاج‌پوشش آن می‌گردد. علی‌رغم این، درخت بهشتی در مناطق تخریب‌شده، جنگل های پاک‌تراشی‌شده و رویشگاه‌های انسان‌ساخت از گسترش بیشتری برخوردار است (Radtke *et al*., 2013). این گونه قابلیت انتشار به زیستگاه‌های متراکم جنگلی را ندارد اما در جنگل‌های کم‌تراکم و یا باز از قابلیت تهاجم و گسترش برخوردار است (Knapp & Canham, 2000). این گونه دارای اثرات آللوپاتیک منفی متعددی در خاک است. درخت بهشتی با تغییر در زنجیره‌های غذایی خاک بر میکروارگانیسم‌ها، باکتری‌ها، قارچ‌ها، حشرات و شکم‌پایان خاک‌زی تاثیرات منفی می‌گذارد و در نهایت باعث تغییرات پوشش گیاهی می‌گردد (Motard *et al*., 2015). همچنین این گونه سبب تغییرات منفی در ویژگی‌های فیزیکی، افزایش pH و کاهش نسبت کربن به نیتروژن می‌گردد (Sladonja *et al*., 2015). به‌دلیل تولید مثل رویشی گسترده گیاه، قطع گیاه روش مناسبی برای کنترل آن نیست. روش‌های توام کنترل شیمیایی، کنترل زیستی (در داخل و خارج شهرها)، چرا توسط دام و سوزاندن (در خارج شهرها) از جمله روش‌های کنترل گسترش این گونه است (Kowarik & Saumel, 2007). البته قطع درخت و تیمار با علف‌کش‌ها (به ویژه گلیکوفسفات) موثرترین شیوه کنترل آن شناخته شده است (Constan-Nava *et al*., 2010; Badalamenti & LaMantia, 2013).

الگوی انتشار در ایران: تمام مناطق ایران (شکل ۱- f)

زمان گلدهی: اردیبهشت- خرداد

***Sida rhombifolia* L.**

گونه‌ای درختچه‌ای به‌ندرت درختی از خانواده پنیرک (Malvaceae) (Baracho, 1998) که در مناطق گرمسیری و نیمه‌گرمسیری، به‌ویژه آمریکای جنوبی رشد می‌کند (Holm *et al*., 1997; Heywood, 1993) (شکل ۲- g). این گیاه برای نخستین بار در ایران توسط امینی و همکاران (Amini *et al*., 2003) از مناطق کم‌ارتفاع جنوب نوشهر گزارش شده است. تولیدمثل این گیاه فقط از طریق بذر گزارش شده است (Cardoso, 1990). ایجاد یک سیستم ریشه‌ای مقاوم و گسترده، قابلیت بازرویشی در اثر قطع تنه و شاخه‌ها سبب گسترش و تبدیل آن به یک گونه مهاجم نیز شده است (Holm *et al*., 1997; Lorenzi, 1991). این گیاه به عنوان علف هرز در مزارع ۳۴ محصول مهم کشاورزی از جمله نیشکر، ذرت، موز، لوبیا، قهوه ،پنبه، سویا و برنج گزارش شده است (Smith *et al*., 1992; Holm *et al*., 1997). میوه‌ها، ریشه‌ها، برگ‌ها و ساقه گیاه سرشار از ساپونین، تانن، اسیدهای آمینه، اسیدهای چرب، ترکیبات استرولیک، آلکالوئیدها، ترپنوئیدها، کربوهیدرات ها، لیگنان‌ها، گلیکوزیدها، فنولیک ها، استروئیدها و فلاونوئیدها است (Rajalakshmy & Pydi, 2011) و در ساخت داروهای هندی، چینی، آفریقایی و آمریکایی استفاده می شود. ترکیبات ضد میکروبی، ضد التهابی، ضد درد، ضد زخم، کاهش فشار خون، آنتی اکسیدان و ضد دیابتی از سایر کاربردهای دارویی این گیاه است (Galal,*et* al., 2015). به‌علاوه الیاف سلولزی آن در صنایع سلولزی کاربرد دارد (Huisken Mejouyo*e* et al., 2020). روش‌های برداشت فیزیکی و وجین و نیز سمپاشی، جهت کنترل آن در مزارع پیشنهاد شده است (Holm *et al*., 1997). در استرالیا و گینه‌نو کنترل زیستی آن توسط سوسک برگ‌خوار *Calligrapha pantherina*، با موفقیت همراه بوده است (Kuniata & Rapp, 2001).

الگوی انتشاردر ایران: حاشیه جاده‌ها، اراضی رها شده و مزارع در مناطق کم ارتفاع پروانس جغرافیایی هیرکانی (شکل ۱- g)

زمان گلدهی: مرداد- مهر

***Araujia sericifera* Brot.**

گیاهی چندساله، سریع الرشد و بالارونده از تیره Asclepiadaceae که بومی آمریکای جنوبی (برزیل و آرژانتین) بوده و در قرن ۱۹ به‌عنوان گیاه زینتی وارد کشورهای اروپایی، آمریکا و برخی مناطق دیگر شده و امروزه به‌عنوان یک علف هرز زیان‌آور در باغ‌ها و مزارع شناخته می‌شود (شکل ۲- h). در ایران اولین بار توسط ساجدی و امینی‌راد (۱۳۹۳) از باغ مرکبات ساری در استان مازندران به‌عنوان علف هرز مهاجم گزارش شده است و در حال حاضر در استان‌های مازندران و گیلان، در حاشیه جاده‌های اصلی، سواحل دریا، روی درختان در اراضی بایر و همچنین باغات مرکبات گسترش یافته است (امینی و همکاران

۱۳۹۹). این گیاه در سال ۲۰۰۸ وارد فهرست هشدار و از سال ۲۰۱۲ تحت نظر سازمان حفظ نباتات اروپا (EPPO) قرار گرفته است و بعنوان علف هرز مهاجم درحال گسترش در نظر گرفته می‌شود. محدوده پراکنش این گونه در جهان شامل اروپا (فرانسه، ایتالیا، اسپانیا، یونان و پرتغال)، آفریقای جنوبی، آمریکای شمالی، آمریکای جنوبی (آرژانتین، برزیل، پاراگوئه و اروگوئه)، استرالیا و نیوزیلند می‌گردد (Popay *et al*., 2004) و در کشورهای آمریکا، نیوزیلند و استرالیا، ایتالیا و اسپانیا به‌عنوان علف هرز مهم و تهدید کننده ارزیابی شده است (Winks & Fowler, 2000). آلودگی شدید به این علف هرز موجب جلوگیری از تکثیر و ازدیاد نسل گونه‌های بومی می‌شود (ساجدی و امینی‌راد، ۱۳۹۳). گرده‌افشانی این گونه توسط زنبورهای مختلف انجام می‌شود (Romeo, 1933; Coleman, 1935) و میزان تولید بذر آن بسیار بالا است. بذر آن از طرق مختلف مانند باد، آب و قرار گرفتن روی لباس انسان انتشار می‌یابد و تا ۵ سال قابلیت باروری خود را حفظ می‌کند (Spellman & Gunn, 1976). رویشگاه این گیاه عمدتا در حاشیه دریاچه‌ها و رودخانه‌ها، بستر نهرهای خشک شده، جنگل‌ها و رویشگاه‌های طبیعی درختان به ویژه مرکبات، اراضی زراعی، باغ‌ها (تاکستان‌ها، مرکبات، انواع باغ‌های میوه، تمشک، زیتون)، فضای سبز شهری، حاشیه جاده‌ها و ریل قطار، سایر سطوح مسکونی و اراضی بایر در خاک‌های مرطوب شنی و لومی با pH اسیدی، خنثی و قلیایی است (EPPO, 2012). این گونه خواص دارویی متعددی داشته و برگ، ریشه و میوه آن بصورت جوشانده جهت افزایش شیر و همچنین شیرابه سمی آن که باعث سوزش پوست می‌گردد بعنوان یک ماده ضد درد برای تسکین درد دندان بکار می‌رود (Martínez-Crovetto, 1981). در آمریکای جنوبی و آفریقای جنوبی از شیرابه آن جهت درمان زگیل استفاده می‌شود. کنترل این گیاه برای مقیاس‌های کوچک به روش حذف فیزیکی کامل دانه‌رست‌ها و گیاهان کوچک به‌همراه ریشه، قطع ساقه گیاهان بالغ در سطح زمین و از بین بردن بخش‌های مختلف به‌خصوص میوه و همچنین پایش مستمر مکان‌های پاک‌سازی شده جهت جلوگیری از رشد مجدد آن است. کنترل زیستی آن توسط شته‌های *Aphis nerri* و *Toxoptera aurantii* که در مواردی بر روی این گیاه دیده شده‌اند و همچنین قارچ‌های پاتوژن گیاهی مثل *Phytophthora palmivova* قابل بررسی بوده و نیز ویروس *Araujia mosaic virus* و نوعی قارچ زنگی بنام *Aecidium ascleppiadinum* که باعث بروز بیماری در جنس *Araujia* می‌گردند پتانسیل کنترل این گیاه را دارند. (Winks & Fowler, 2000).

الگوی انتشاردر ایران: اراضی رها شده و جلگه‌ای، حاشیه جاده ها، سواحل دریا و باغات مرکبات در پروانس جغرافیایی هیرکانی (شکل ۱- h)

زمان گلدهی: خرداد- شهریور

***Lonicera caprifolium* L.**

پیچ امین الدوله بومی جنـــوب شـــرق اروپـــا بوده و بیش از یک قرن پیش از اروپا وارد ایران شده و در باغ امین الدوله که نخستین پارک تهران بوده اســـت اســـتقرار یافتـــه است (Majlesi Koupaei *et al*., ۲۰۱۳). این گیاه درختچـــه‌ای برگ‌ریـــز، پیچنـــده و بالارونـــده با ســـاقه های توخالی است که در آلبانی، رومانی، ترکیه و قفقاز نیز کاشته شده است (Mozaffarian, 2005) (شکل ۲- i). نخستین بار توسط قهرمـــان و اغوستین (۱۳۵۷) در منطقه بین کرج و چالوس گزارش شده است. این گیاه در خاکهای سبک (شنی)، متوسط (لومی)، سنگین (گلی) و نیز در خاک های اسیدی، خنثی، قلیایی و ترجیحا مرطوب رشد می‌کند. این گیاه در مناطق شمال شرقی آمریکای شمالی به گونه‌ای بومی‌شده مبدل شده است. در مناطق کمی گرم و آفتابی رشد می‌کند و ریشه‌های آن خاک‌های خنک را ترجیح می‌دهد. به‌علاوه برای رشد مناسب به نور کافی نیاز دارد. میوه‌ها در برخی مناطق مصرف خوراکی دارد و به مقدار کم خورده می‌شود (Kunkle, 1984). و از دم کرده گل‌های بسیار معطر به‌عنوان دمنوش استفاده می‌شود. برگ‌ها و گل‌ها ضد اسپاسم، نرم‌کننده و خلط‌آور و مدر بوده و در درمان کولیت نقش دارد (Chiej, 1984). کنترل این گیاه در مقیاس‌های کوچک از طریق حذف فیزیکی، قطع امتداد رویشی گیاه و از بین بردن ریشه‌ها است. به‌علاوه، جنس *Lonicera* میزبان چندین گونه قارچی نظیر *Cercospora lonicerae*، *Kabatia lonicerae*، *Rhabdospora lonicerae* و *Rhytisma lonicericola* بوده که رشد گیاه را در شرایط مختلف تحت تاثیر قرار داده و باعث بروز بیماری در گیاه می‌شوند، بنابراین پتانسیل کنترل زیستی این گیاه را داشته و نیاز به مطالعات و بررسی بیشتر دارند (Standish, 2002).

الگوی انتشار در ایران: مناطق جنگلی و جلگه‌ای در پروانس جغرافیایی هیرکانی (شکل ۱- i)

زمان گلدهی: اردیبهشت- مرداد

ب- گیاهان معرفی شده به زیستگاه‌های آبی ایران

***Azolla filiculoides* Lam.**

آزولا سرخس آبزی متعلق به تیره Salviniaceae است. این گونه آبزی سریع‌الرشد در دریاچه‌ها، مخازن آب، تالاب‌ها، کانال‌های آبرسانی آب‌های راکد یا آب‌های با جریان ملایم رشد می‌کند(McConnachie *et al*., 2003) و بومی مناطق معتدله گرم، گرمسیری قاره آمریکا، آسیا و استرالیا است (شکل ۲- j). این گونه به‌صورت همزیست با جلبک تثبیت‌کننده ازت آنابنا (*Anabanena azollae*) رشد می‌کند. آزولا به بسیاری از کشورهای آفریقایی، اروپایی، آسیایی و آمریکایی معرفی شده و به شکل

یک گونه مهاجم درآمده است. این گونه غالبا از طریق پرندگان آبزی مانند مرغابی یا از طریق انسان (خواسته یا ناخواسته) مانند توازن کشتی ها، وسایل ورزش‌های آبی و رها شدن توسط نگهداری کنندگان اکواریوم‌ها به مناطق مختلف جهان انتقال یافته است (Akomolafe & Rahmad, 2018). این گونه با تغییر در ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آب، سبب تغییر در ترکیب و تنوع گیاهان آبزی غوطه‌ور و جلبک‌ها می‌گردد (Janes *et al*., 1996). مطالعات انجام شده نشان می‌دهد محدودیت فسفر سبب کاهش رشد این گونه می‌گردد (Kitoh *et al*., 1993). این گونه در دمای بهینه ۲۰-۱۵ درجه سانتیگراد و شدت تابش کم رشد می‌نماید (Tung & Watanabe, 1983). اما بهترین شرایط برای تثبیت ازت در آن دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد است (Wong *et al*., 1978). این در حالی است که این گونه دماهای ۱۰- تا ۱۵- درجه سانتیگراد را نیز تحمل می‌کند و در شرایط انجماد کامل آب تا یک هفته زنده می‌ماند. دمای بالاتر از ۱۰ درجه سانتی‌گراد برای رویش اسپور ضروری است. مطالعات انجام‌شده نشان‌دهنده سرعت بالای تولیدمثل این گیاه است به شکلی که زی‌توده ۸ کیلوگرمی آزولا می‌تواند ۸۵۰۰۰ مگاسپور و ۳۸۰۰۰۰ میکروسپوروکارپ تولید نماید (Janes, 1998). روش‌های کنترل مکانیکی، علف‌کش‌ها و کنترل زیستی توسط قارچ‌ها و نوعی از سخت‌بال‌پوشان (*stenopelmus rufinasus*) انجام شده است (McConnachie *et al*., 2003, 2004). این گونه در سال ۱۳۶۶ از کشور فیلیپین جهت تثبیت ازت در مزارع برنج وارد کشور ایران شده (Banihashemi, 2014) و در حال حاضر در تالاب انزلی به‌عنوان یک گونه مهاجم سبب تاثیرات نامطلوب در کیفیت آب و ایجاد مشکلات اکولوژیکی برای اکوسیستم تالاب شده است (فیلی زاده، ۱۳۸۱). در بسیاری از کشورهای جنوب شرق آسیا با افزایش تثبیت نیتروژن سبب افزایش بازده تولید محصول برنج شده است (Moore, 1969; Mandal *et al*., 1999; Choudhury & Kennedy, 2004; De Macale & Vlek, 2004; Nayak *et al*., 2004; Kimura, 2005). از زی‌توده این گیاه به عنوان کود زیستی جهت پرورش گیاهان زینتی (جهانی و همکاران، ۱۳۹۷)، کود زیستی جهت افزایش محصول گندم (Ripley *et al*., 2003) افزایش عملکرد مزارع برنج و کاهش رشد علف‌های هرز مزارع برنج (نیک نفس و همکاران، ۱۳۸۸) ، منبع پروتئین گیاهی جهت تغذیه ماهی‌های زینتی (حافظیه و همکاران، ۱۳۹۹) استفاده می‌شود. علف‌کش های خانواده پی پریدیلیوم نظیر پاراکوات برای کنترل آن بکار گرفته شده است. توقف ورود فاضلاب و پساب‌های غنی‌شده با حضور آن رابطه مثبت دارد (فیلی زاد، ۱۳۸۱). به‌علاوه علف‌کش اکسادیاژل جهت کنترل آزولا و افزایش عملکرد مزارع برنج استفاده شده است (جلیلی و گنج آبادی، ۱۳۹۶). کاربرد اسیدهای چرب موجود در آن جهت استفاده در دیزل‌های زیستی اثبات شده است (Salehzadeh *et al*., 2014). مطالعات مدل‌سازی آشیان اکولوژیک نشان می‌دهد که قلمرو انتشار این گونه در طی سال های ۲۰۸۰-۲۰۵۰ میلادی در طی سناریوهای خوشبینانه و بدبینانه کاهش می‌یابد (Rodriguez-Merino, 2019). این گونه به‌عنوان یک ارگانیسم موثر در فرایند گیاه‌پالایی در حذف فلزات سنگین به‌ویژه سرب، کروم، کادمیوم شناخته شده است (Gardea *et al*., 2005; Stepniewska *et al*., 2005). به‌علاوه سبب حذف معنادار فسفر و نیتروژن از آب‌های آلوده می‌گردد (Shiny *et al*., 2004; Gardea *et al*., 2005; Stepniewska *et al*., 2005 Golzary *et al*., 2018). به‌دلیل سرعت رشد بالا و دو

برابر شدن زی توده آن در طی ۱۰-۷ روز، استفاده از روش‌های کنترل مکانیکی و برداشت بسیار دشوار بوده و از کارایی مناسبی برخوردار نیستند. استفاده از دشمنان زیستی آن چون برخی از سخت‌بال‌پوشان برگ‌خوار (Hill, 1998; McConnachie *et al*., 2003, 2004) و قارچ‌های آفت (Barreto *et al*., 2000) در کنترل زیستی آن بسیار موثر بوده است.

الگوی انتشار در ایران: کانال های آب، شالیزارها، تالاب ها و آب بندان‌های پروانس جغرافیایی هیرکانی (شکل ۱- j)

زمان گلدهی: خرداد- تیر

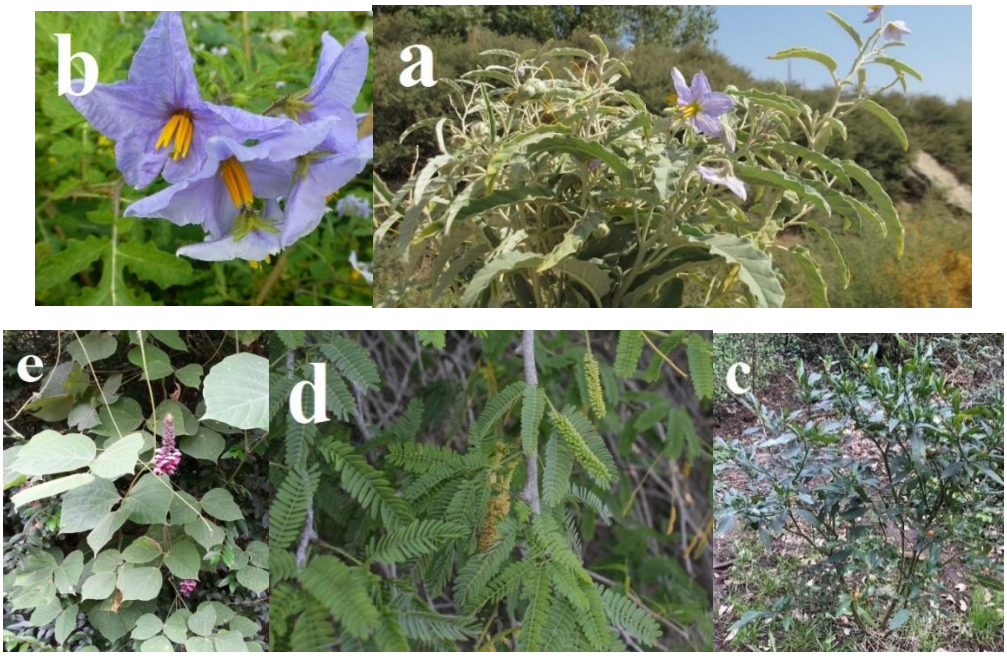
***Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms**.

سنبل آبی گونه‌ای با منشاء آمازون به‌عنوان یکی از ۱۰۰ گیاه مهاجم دنیا توسط اتحادیه جهانی حفاظت معرفی شده است (Lowe *et al*., 2000). این گونه دارای ساختار ریشه‌ای پیچیده، نرخ تولیدمثلی بالا و قابلیت تولید زی‌توده‌های متراکمی مشتمل بر دو میلیون گیاه در هکتار است (Villamagna & Murphy, 2010) (شکل ۲- k). زیستایی بذرهای آن بین ۲۰-۵ سال و انتقال آن توسط پرندگان تا صدها کیلومتر و توسط پستانداران نیز گزارش شده است. جریان باد به عنوان عامل بعدی در انتشار بذرها شناخته شده است (Frezina, 2013). قدرت جذب و بارگیری بالای ترکیبات غذایی آب به ویژه فسفر و نیتروژن سبب رشد سریع و زیاد آن می‌گردد که سبب کاهش جذب نور توسط آبزیان، کاهش فیتوپلانکتون‌ها و زئوپلانکتون‌ها، کاهش اکسیژن آب، کاهش تنوع آبزیان، کاهش تنوع و غنای گونه‌ای و کاهش تنوع ژنتیکی و اکوسیستمی می‌گردد (Dereje *et al*., 2017). به‌علاوه مرگ سنبل آبی و تجمع زی‌توده آن در شرایط فقدان اکسیژن سبب گسترش واکنش‌های بی‌هوازی، تولید گازهای کشنده و کاهش کیفیت آب می‌گردد (Dereje *et al*., 2017). همچنین میزان تبخیر و تعرق به‌دلیل سطح بزرگ برگ‌های این گیاه در اکوسیستم‌های اشغال شده توسط آن به‌مراتب از اکوسیستم‌های آبی باز و بدون سنبل آبی بالاتر است (Gopal, 1987). این گونه به‌عنوان گونه مهاجم، در مناطق گرمسیری و نیمه‌گرمسیری و معتدله پنج قاره دنیا گسترش یافته است (Villamagna & Murphy, 2010). این گونه برای اولین بار توسط Mozaffarian وYaghoubi (2015) در تالاب عینک رشت گزارش شده است. گسترش این گیاه منجر به پیامدهای اکولوژیکی و اقتصادی گسترده‌ای در سطح جهان شده است (Kull *et al*., 2014). این گونه با کاهش نور و اکسیژن در اکوسیستم‌های آبی، سبب کاهش کیفیت آب، افزایش شدت تبخیر و در نهایت اثرات مخرب بر فون و فلور می‌گردد. در بسیاری از زیستگاه‌های آبی سبب کاهش رشد گونه‌های آبزی چون *Ceratophyllum demersum* L., *Myriophyllum spicatum* L. شده است (Zhou *et al*., 2017). به‌علاوه سبب ایجاد مانع در فعالیت‌های صید آبزیان، اختلال در هیدرولوژی و تاثیرات منفی در جوامع محلی می‌گردد (Calvert, 2002). گیاه سنبل آبی سبب ایجاد پناهگاه‌های خرد جهت آفات و ناقلین بیماری چون حلزون، پشه‌هایی چون آنوفل برای مالاریا، شیزوستما، آنسفالیت، فیلاریازیس و وبا (Plummer, 2005; Mangas-Ramirez & Elias-Gutierrz, 2004) و نیز گسترش حضور مارهای سمی گردیده است. بنابراین باتوجه به مطالب ذکر

شده در بالا، این گونه به عنوان عامل تهدید سلامت انسان نیز شناخته شده است (FAO, 2002). به‌علاوه مسدود کردن کانال‌ها، جلوگیری از تردد قایق‌های ماهی‌گیری و آسیب به صنعت ماهی‌گیری و مشکلات اقتصادی به جوامع محلی از سایر مشکلات اجتماعی-اقتصادی گسترش این گونه است (Degaga, 2018). گونه‌های مختلفی از نماتودها و شیوه‌های مختلف کنترل مکانیکی برای کنترل آن بکار گرفته شده است (Charudattan *et al*., 1996; Jianqing *et al*., 2001). مطالعات انجام شده نشان می‌دهد که شوری در کنترل رشد این گونه موثر است اما ایجاد شوری در اکوسیستم‌های آبی چالش‌های دیگری ایجاد خواهد نمود (Mathiventhan *et al*., 2018). گونه‌های *Neochetina eichhorina, N. bruchi* و نیز گونه هایی از بید (*Sameodes abligutalis, Niphograpta albiguttalis, Xubida infusella*) و نیز نوعی نیم‌بال (*Megamelus scutellaris*) در کنترل زیستی این گیاه موثر شناخته شده‌اند (Williams *et al*., 2007; Coetzee *et al*., 2009; Venter *et al*., 2012). به‌علاوه با برداشت این گونه و تهیه کمپوست از زی‌توده آن جهت حاصلخیزی خاک (Viveka & Grace, 2009; John, 2016) و نیز از ترکیبات موجود در آن به‌عنوان مکمل‌های غذایی در آبزی‌پروری استفاده شده است (Kumar-Ravi *et al*., 2019).

الگوی انتشار در ایران: تالاب عینک و تالاب انزلی در پروانس جغرافیایی هیرکانی (شکل ۱- k)

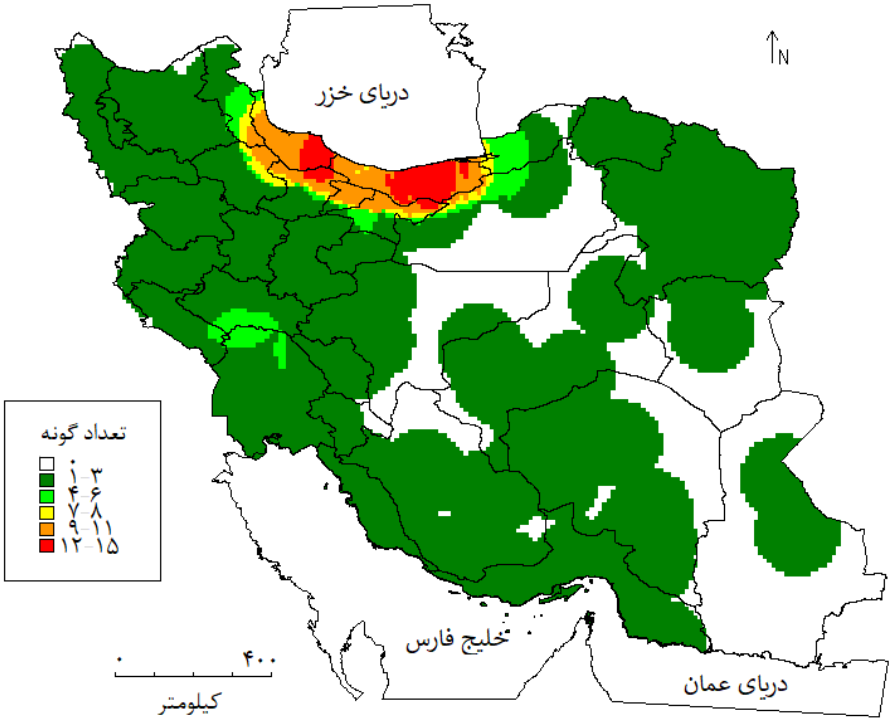
زمان گلدهی: خرداد- تیر



شکل ۲: تصاویر گیاهان معرفی‌شده مهاجم در ایران: (a *Solanum sisimbryfolium* (b *Solanum eleagnifolium* Cavanilles (c *Solanum pseudocapsicum* L. (d *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. (e *Pueraria montana* (Lour.) Merr. (f *Alianthus* (g *altissima* (Mill.) Swingle (h *Sida rhombifolia* L. (i *Araujia sericifera* Brot. (j *Lonicera caprifolium* L. (k *filiculoides* Lam. *Azolla* *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.

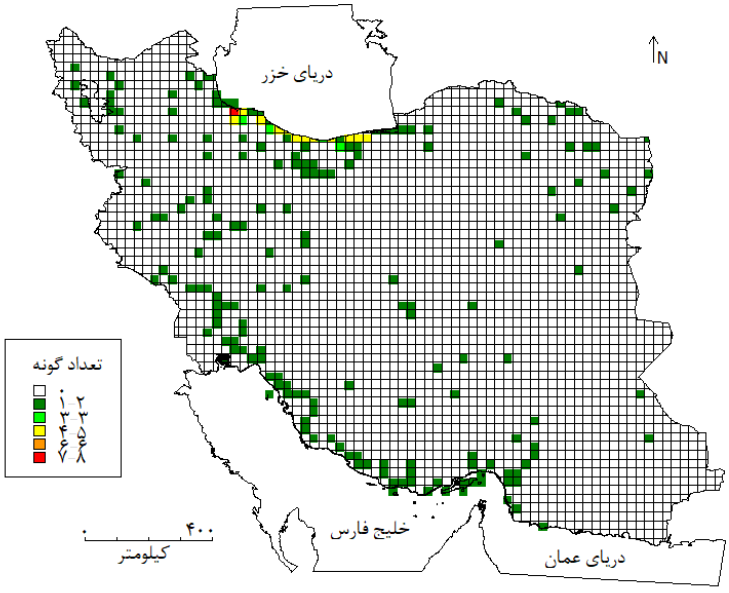
غنای گونه‌ای گیاهان معرفی شده به ایران

نقشه غنای گونه‌ای طیفی نشان می‌دهد که نقطه داغ غنای گونه‌ای (hotspots of species richness) گیاهان معرفی شده در استان مازندران و گیلان و نیز بخش‌های کوچکی از شمال استان تهران و قزوین قرار دارد (رنگ قرمز) و بخش عمده فلور این منطقه تحت تاثیر گیاهان معرفی‌شده به‌ویژه گونه‌های مهاجم قرار گرفته است و پس از آن نقاط داغ دیگری در بخش‌هایی از استان‌های اردبیل، زنجان و البرز رخ داده است (رنگ نارنجی). بنابراین نتایج حاصل از این مطالعه نشان می‌دهد که نقاط داغ غنای گونه‌ای گیاهان معرفی‌شده در پروانس جغرافیایی هیرکانی (استان‌های مازندران و گیلان) رخ می‌دهد (شکل۳).



شکل ۳: غنای گونه‌ای گیاهان معرفی‌شده به ایران (نقشه طیفی)

نقشه غنای گونه‌ای براساس روش گریدسل نشان می‌دهد که یک خانه‌گرید در استان گیلان بیشترین تعداد گونه گیاهان مهاجم را به خود اختصاص می‌دهد (شکل ۴).



شکل ۴: غنای گونه‌ای گیاهان معرفی‌شده به ایران (نقشه گریدسل)

بحث

عدم تعادل اکوسیستمی و گسترش زیستگاه‌های تخریب‌شده از عوامل تسهیل‌کننده گسترش گونه‌های بیگانه و ایجاد پدیده تهاجم است (محرابیان، ۱۳۹۲). نتایج این مطالعه نشان می‌دهد که گونه‌های معرفی‌شده در پروانس جغرافیایی هیرکانی از غنای بالاتری برخوردارند (شکل ۳ و ۴). به‌طوری‌که از ۲۶ گونه معرفی‌شده، ۱۸ گونه (۶۹ درصد) تنها در پروانس جغرافیایی هیرکانی انتشار دارند. این ناحیه از نظر چرای بی‌رویه دام، تغییرات کاربری اراضی، پاک‌تراشی جنگل، سیلاب و آتش‌سوزی، در طبقه کانون‌های بحرانی کشور از نظر تنوع‌زیستی طبقه‌بندی می‌گردد (Akhani *et al*., 2010). بر اساس تحلیل‌های منطبق با فهرست سرخ اکوسیستم‌های جهانی طبیعت (Rodiguerz *et al*., 2014) بسیاری از این مناطق در طبقات در معرض تهدید تا آسیب‌پذیر طبقه‌بندی می‌گردند. این در حالی است که بسیاری از رویشگاه‌های آبی این مناطق در حیطه تالاب‌های بین المللی، ذخیره‌گاه‌های زیست‌کره و مناطق چهارگانه تحت حفاظت (بالی و بهمن پور، ۱۳۹۲) قرار گرفته و از پرتنوع‌ترین مناطق گیاهان آبزی کشور (Mehrabian & Khajoei Nasab, 2021) محسوب می‌گردند که حضور گونه‌های غیربومی مانند آزولا و سنبل آبی در این اکوسیستم‌ها از چالش‌های مدیریت حفاظتی گونه‌های گیاهی در ایران است. به‌علاوه، سیطره انتشار گونه کهور پاکستانی به‌واسطه قدرت سازش‌پذیری و توان رقابتی بالا در میان گونه‌های غیربومی کشور از همه گسترده‌تر بوده و تقریبا درتمامی بخش‌های منطقه جغرافیایی سودانو-زامبزین در ایران به‌ویژه پارک‌های ملی و مناطق حفاظت‌شده گسترش یافته است، بنابراین از بیشترین توان تهاجمی در کشور برخوردار است. در کنار کهور پاکستانی درخت بهشتی نیز با گستره انتشار بسیار وسیع در کشور و آسیب به زیرساخت‌های شهری و نیز نامساعد نمودن شرایط اکولوژیکی زیستگاه برای فلور بومی از گونه‌هایی است که در اولویت طرح‌های کنترل اکولوژیکی قرار دارد. گونه *Sesuvium portulacastrum* نیز در رویشگاه‌های ساحلی جنوب کشور به‌عنوان گونه زینتی معرفی شده که به‌واسطه توان انتشار بالا و قابلیت تهاجم، تهدید مهمی برای این رویشگاه‌ها محسوب می‌گردد (آخانی، ۱۳۹۵). این در حالی است که گونه *Phytolaca Americana* (سرخاب کولی) که در جنگل های شمال کشور انتشار دارد به‌عنوان گونه‌ای با ویژگی‌های غیرمهاجم شناخته می‌گردد. کاربردهای دارویی (Joenog *et al*., 2004; Karami *et al*., 2009) و استفاده از این گیاه در رنگرزی (فقیهان جویباری و حسینی، ۱۳۹۴) از ویژگی‌های مثبت این گیاه معرفی شده است.

کنترل و جلوگیری از گسترش گونه‌های غیربومی مهاجم به رویشگاه‌های جدید از مهم‌ترین شیوه‌های مدیریتی در برابر این تاکسون‌های خطرناک محسوب می‌گردد (Stohlgren *et al*., 2003). اجرای برنامه‌های قرنطینه یکی از شیوه‌های مدیریتی مهم جهت کنترل ورود گونه‌های مهاجم و بیگانه در کشور محسوب می‌شود. سازمان حفظ نباتات با استقرار بیش از ۹۰ پست قرنطینه‌ای در گمرکات، بنادر و فرودگاه‌ها ورود آفات و بیماری‌هایی را که با محموله‌ها و محصولات گیاهی وارد کشور می‌شود کنترل می‌نماید (www.ppo.ir). در اسناد مهم کشور بر حفاظت از تنوع زیستی نیز تاکید شده است. بر اساس سیاست‌های کلی

محیط‌زیست بر پیش‌گیری مؤثر از نفوذ هر گونه آلودگی‌های غیرمجاز، پایش مستمر منابع طبیعی و حفاظت از منابع ژنتیکی تاکید شده است (سیاست های کلی نظام جمهوری اسلامی ایران ۱۳۹۳). به‌علاوه اصل پنجاه قانون اساسی ایجاد هرگونه آلودگی در محیط‌زیست طبیعی را ممنوع اعلام نموده است (منصور، ۱۳۹۹). ارزیابی ناقلین گونه‌های بیگانه مانند باد، آب، بذرهای کشاورزی، جانوران، انسان، ابزارآلات کشاورزی و وسایل نقلیه نیز از مهم‌ترین ملاحظات پیش‌بینانه در این زمینه محسوب می‌گردند (Drake, 2009). متاسفانه عدم کنترل بذور کشاورزی، یکی از عوامل ورود گونه های بیگانه و گسترش بسیاری از این گونه‌ها به عنوان گونه مهاجم در کشور محسوب می‌گردد که می‌باید تحت کنترل شدیدتری قرار گیرد (قادری فر و همکاران، ۱۳۹۶). آموزش کشاورزان، مردم بومی و سایر ذی‌نفعان نقش مهمی در مدیریت گونه‌های بیگانه با قدرت تهاجمی را دارد. به‌واسطه تاثیرات منفی این گونه‌ها و تهدید امنیت غذایی، تهدید اکوسیستم‌های کشاورزی و تبعات اجتماعی-اقتصادی متعدد، کنترل، نظارت و پایش گونه‌های بیگانه با قدرت تهاجمی نیازمند هماهنگی کلیه دستگاه‌های مدیریت منابع طبیعی مانند سازمان محیط‌زیست، وزارت جهاد کشاورزی و نیز سایر بخش‌های مدیریتی مرتبط در سطح ملی و نیز استانی است.

تاکنون سه استراتژی اصلی جهت حذف گونه‌های مهاجم شناخته شده است: روش فیزیکی که گونه‌ها با روش‌های مکانیکی حذف می‌شود، روش شیمیایی که از طریق علف‌کش‌ها گونه‌ها را حذف می‌کنند و روش زیستی که صیادان یا آفات را برای کنترل گونه‌های مهاجم به کار می‌گیرند (Geesing *et al.*, 2004). شیوه های فیزیکی (چرای دام، سوزانیدن، هرس و ریشه‌کن کردن) نیازمند صرف زمان، هزینه و نیروی انسانی گسترده است که در بسیاری از موارد از پایداری لازم برخوردار نبوده و برگشت‌پذیر است. شیوه مبارزه شیمیایی نیز به دلیل مشکلات محیط‌زیستی و مسمومیت در تنوع‌زیستی با ملاحظاتی همراه است. شیوه کنترل زیستی نیز به‌دلیل استفاده از ارگانیسم‌های زیستی، احتمال گسترش گونه‌ای مهاجم دیگر و پیامدهای زیستی آن را درپی دارد. یکی از مهم‌ترین اقدامات در زمینه مدیریت گونه‌های مهاجم تعیین اولویت‌های مدیریتی است. ارزیابی اثرات اکولوژیکی، بهداشتی و اقتصادی گونه معرفی‌شده و قابلیت تهاجم آن، میزان حساسیت و ارزش حفاظتی زیستگاهی (مناطق تنوع، مناطق اندمیسم، اجتماعات گیاهی نادر، زیستگاه‌های حساس و شکننده) که گونه‌های بیگانه به آن معرفی شده، ارزیابی ریسک گونه‌های معرفی شده در سایر مناطق و نیازهای مدیریتی (دسترسی به سایت و ملزومات مدیریتی متناسب) (Randall *et al.*, 2001; Timmins & Owens, 2001) از مهم‌ترین داده‌ها جهت تعیین اولویت‌های مدیریتی این گونه‌ها است. پیش‌بینی قابلیت و نرخ گسترش، پیش‌بینی زمان گسترش و زیستگاه‌های مستعد و آسیب پذیر از سایر ملاحظات مدیریتی در این زمینه است. انجام مطالعات مدل‌سازی آشیان اکولوژیک یکی از ابزارهای مهم جهت ارزیابی قابلیت انتشار و میزان گستره انتشار گونه‌های مهاجم جهت مدیریت حفاظتی زیستگاه‌ها است (Aikio *et al.*, 2010; Suarez-mota *et al.*, 2016). انجام مطالعات مدل‌سازی آشیان اکولوژیک برای گونه‌هایی چون سنبل آبی (Damian & Donna, 2005)، کهور پاکستانی (Asfaw, 2012) و آزولا

(Rodríguez-Merino et al., 2019) داده‌های با ارزشی را جهت کنترل اکولوژیکی گونه‌های معرفی‌شده و مهاجم فراهم نموده است که الگوگیری از آن‌ها در مدیریت اکولوژیکی گونه‌های مهاجم در مناطق مختلف می‌تواند کارآمد باشد. ارزیابی ریسک گونه‌های غیربومی به‌عنوان یکی از مهم‌ترین اقدامات پیش‌گیرانه جهت مدیریت گونه‌های غیربومی است که شامل شناسایی، ارزیابی، گزینش و انجام اقدامات مدیریتی برای کاهش ریسک گونه‌های معرفی‌شده است. ارزیابی ریسک گونه‌های غیربومی شامل دوسطح است. نخست ارزیابی گونه‌های غیربومی با احتمال تهاجم و نیز شناسایی عوامل انتقال دهنده آن‌ها و دوم شیوه‌های مدیریتی پیش‌گیرانه جهت کنترل آن‌ها (NRC ,1996; Andersen *et al*., 2004). بنابراین این مطالعه ضمن معرفی اولویت های مدیریتی گونه‌های معرفی شده مهاجم راهکارهای کلی جهت مدیریت اکولوژیکی آن‌ها را معرفی نموده است تا بتواند به‌عنوان یک منبع پایه جهت برنامه‌های مدیریت تنوع زیستی کشور بکار گرفته شود.

پی‌نوشت‌ها

گونه بومی (Native species): گونه‌های وحشی که بدون دخالت انسان در یک یا تعدادی از زیستگاه‌های معین انتشار داشته و زادآوری طبیعی دارند.

گونه بومی محدودشده (Endemic): گونه‌های وحشی که به‌دلیل انزوای جغرافیایی، شرایط کلان و خرد طبیعی مانند خاک، اقلیم و زمین شناسی به زیستگاه‌های معینی محدود شده‌اند که شامل اندمیک‌های دیرین (گونه‌هایی که در گذشته انتشار وسیع داشته و امروز محدود شده‌اند) و گونه های اندمیک جدید (که جدیدا در اثر فرایندهای تکاملی ایجاد شده‌اند و هنوز فرصت انتشار نیافته‌اند) هستند.

گونه‌های بومی‌شده (Naturalized): گونه‌های معرفی‌شده‌ای که از زیستگاه‌هایی خارج از دامنه انتشار خود به زیستگاه‌های جدید معرفی شده‌اند و با ایجاد یک جمعیت مستقل (غالبا از فرایندهای طبیعی و یا با اقدامات انسانی) حداقل به مدت ۱۰ سال زادآوری (رویشی یا زایشی) داشته باشند.

گونه‌های غیربومی(Alien, Exotic, non native or Introduced species): گونه هایی را دربر می‌گیرند که فراتر از دامنهٔ زیستگاه طبیعی خود انتشار دارند و معمولاً بر اثر فعالیت‌های انسانی یا وقایع تصادفی به زیستگاه‌های جدید گسترش یافته‌اند.

گونه‌های مهاجم (Invasive species): گروهی از گونه‌های غیربومی که به‌دلیل تغییرات شرایط اکولوژیکی یا پتانسیل ژنتیکی ویژه خود در زیستگاه طبیعی جمعیت‌های بارور گسترده‌ای تولید می‌کنند و غالبا سبب اختلالات و عدم تعادل

اکوسیستمی ویژه مانند کاهش جمعیت یا حذف گونه‌های بومی، اختلال در چرخ‌های هیدرولوژیکی و تغییر رژیم‌های آتش‌سوزی در زیستگاه‌ها می‌گردند.

گونه هرز (Weed): گیاهان هرز مجموعه‌ای از گونه‌های بومی و غیربومی اند که غالبا در زیستگاه‌های مطلوب انسانی رشد نموده و سبب ایجاد اختلال، تزاحم و زیان به منافع انسانی می‌گردند. بسیاری از اعضای این گروه به عنوان علف‌های هرز مزارع کشاورزی سبب مشکلات اقتصادی متعددی می‌گردند.

منابع

اسدی، م. (۱۳۹۸ -۱۳۶۳). فلور ایران (شماره ۱تا ۱۴۴)، انتشارات موسسه تحقیقات جنگلها و مراتع کشور

اعلایی طالقانی، م. (۱۳۸۴). ژئومورفولوژی ایران. انتشارات قومس، ۳۶۰ ص.

امینی اشکوری، ط.، جلیلی، ع. و زارع، ح. (۱۳۹۹). بررسی گونه‌های مهاجم و خطرات تهاجمی و زیستی آنها برتنوع زیستی رویش‌های هیرکانی و معرفی گونه *Ipomoea indica* به عنوان گونه مهاجم برای اولین بار از ایران. نشریه طبیعت ایران، دوره ۵(۳): ۳۵-۴۸.

آخانی، ح. (۱۳۹۵). گیاهان و پوشش گیاهی شمال غربی خلیج فارس: سواحل و جزایر خور موسی، ماهشهر و مناطق مجاور، انتشارات دانشگاه تهران، ۵۱۲ ص.

جلیلی، ا. و گنج آبادی، ف. (۱۳۹۶). مطالعه اثر برهمکنش علفکش و اسید هیومیک در کنترل آزولا به منظور افزایش عملکرد برنج (Oryza Sativa). مجله دانش علفهای هرز، ۱۳ : ۱۴۵-۱۳۵.

جهانی، ح. ، تدین، م.س. و معاف پوریان، غ. (۱۳۹۷) . تاثیر کودهای زیستی جلبک دریا و آزولا بر گیاه زینتی اطلسی. مجله علمی پژوهشی اکوفیزیولوژی گیاهی، ۱۰: ۹-۱.

حافظیه، م. ، صیدگر، م.، قائی، ع.، محمدی، م. و آبکنار، ع.م. (۱۳۹۹). استفاده از پودرآزولا (*Azolla filiculoides*) تالاب انزلی به‌عنوان منبع پروتئین گیاهی در تغذیه ماهی زینتی سیچلاید ایرانی (*Iranocichla hormuzensis*). فصلنامه علمی پژوهشی محیط زیست جانوری، ۱۲: ۳۳۹-۳۳۱.

خاتم ساز، م. (۱۳۷۷). فلور ایران تیره سیب زمینی جلد (۲۴)، انتشارات موسسه تحقیقات جنگلها و مراتع کشور.

رحمانیان، س.، اجتهادی، ح.، فرزام، م. و معماریانی، ف. (۱۳۹۸). لزوم تجدید نظر در کاربرد واژه "مهاجم" توسط محققان اکولوژی ایران. نشریه علمی پژوهشی مرتع، سال سیزدهم، شماره چهارم، ۶۹۰-۶۳۷.

ساجدی، س. و امینی راد، م. (۱۳۹۳). نخستین گزارش علف هرز مهاجم *Araujia* از ایران. رستنیها ۱۵: ۷۴-۷۱.

سلطانی پور، م.ا. (۱۳۷۲). بررسی ویژگی های بوم شناختی کهور آمریکایی در استان هرمزگان. مرکز تحقیقات منابع طبیعی هرمزگان.

شرکت مهندسین مشاور مهاب قدس. (۱۳۹۷). گزارش ارزیابی اکولوژیکی رودخانه کن. شرکت مهندسین مشاور مهاب قدس.

ضعیفی، م. (۱۳۷۵). بررسی محدودیت‌های گونه کهور آمریکایی در استان هرمزگان. مرکز تحقیقات منابع طبیعی هرمزگان.

طهماسبی، م.ر. (۱۳۷۹). ارزیابی بوم شناختی کهور پاکستانی و بررسی قابلیت های آن برای تهیه کمپوست در استان هرمزگان. اقتصاد کشاورزی: ۸: ۱۹-۱.

عرب سلمانی، م.، فراهانی، ا. و سعیدی، ح.ر. (۱۳۹۳). معرفی و شناسایی علف هرز تاج ریزی برگ نقره ای در مزارع پنبه. پژوهش های پنبه ایران. ۲: ۵۴-۳۵.

فقیهان جویباری، م. و بارانی، ح.(۱۳۹۴). بررسی تاثیر دندانه ها و کسب شید قرمز با گیاه سرخاب کولی، دانشگاه بیرجند.

فیلی زاده، ی. (۱۳۸۱). بررسی اکولوژیکی رشد بیش از اندازه آزولا درتالاب انزلی و چگونگی کنترل آن. مجله منابع طبیعی ایران. ۵۵: ۸۱-۶۵.

قادری فر، ف.، گرزین، م. و عالیمقام، م. (۱۳۹۶). بررسی روند تحقیقات بذر در ایران: از گذشته تا حال. نشریه تولید گیاهان زراعی، ۵۰ :۳۳ -۱۰.

کوچکی، ع.، قربانی، ر.، اسدی، ق.، ملتی، ف و فلاح پور، ف. (۱۳۹۳). شناسایی و ارزیابی گونه های مهاج در بوم سازگان های زراعی و طبیعی استان های خراسان با توجه به تغییرات اقلیمی جهانی. مجله بوم شناسی کشاورزی ۴(۲): ۹۳-۸۱.

محرابیان، ا.ر. (۱۳۹۲). مبانی حفاظت از گیاهان: چالش ها و روش ها، انتشارات دانشگاه شهید بهشتی.

مصلح آرانی، ا.، سلیمانی، ز. و سودایی زاده، ح. (۱۳۹۱). بررسی تاثیر تنش خشکی در سه گونه کهور در مراحل جوانه زنی، دانه رست و بلوغ. فصلنامه علمی پژوهشی تحقیقات جنگل و صنوبر ایران، ۲۰: ۱۳۶-۱۲۳.

مظفریان، و. (۱۳۸۲). رده بندی گیاهی: مرفولوژی تاکزونومی (جلد ۱)، انتشارات فرهنگ معاصر. ۵۱۲ ص.

منصور، ج. (۱۳۹۹). قانون اساسی جمهوری اسلام ایران، انتشارات دوران، ۱۲۷ص.

میرشکار، ا. (۱۳۷۵). بررسی خصوصیات اکولوژیک کهور پاکستانی در استان سیستان و بلوچستان. مرکز تحقیقات منابع طبیعی سیستان و بلوچستان.

نجفی تیره شبانکاره، ک. (۱۳۶۸). جمع بندی اجمالی کاشت گونه کهور آمریکایی در سواحل جنوب کشور با تاکید برمحدودیت‌های آن. مرکز تحقیقات منابع طبیعی هرمزگان.

نیک نفس، پ.، فیلی زاده، ی. و ناجی، ا.م. (۱۳۸۸). بررسی اکولوژیکی گیاه آزولا و کلش جو بر جوانه زنی و رشد گیاهچه علف‌های هرز شالیزارهای شمال ایران سومین همایش علوم علف های هرز ایران، بابلسر، ایران.

Abramovitz, J.N. (1983). Pueraria lobata Willd. (Ohwi) Kudzu: Limitations toSexual Reproduction. Master's Thesis, University of Maryland, College Park, MD.

Afshar Harb, A. (1979). The stratigraphy, tectonics and petroleum geology of the Kopet Dagh region, Northern Iran.

Aikio, S., Duncan, R.P. and Hulme, P.E. (2010). Herbarium records identify the role of long distance spread in the spatial distribution of alien plants in New Zealand. Journal of Biogeography. 37:1740–1751.

Akhani, H., Djamali, M., Ghorbanalizadeh, A. and Ramezani, E. (2010). Biodiversity of Hyrcanian Relict Forests, N. Iran: An Overview of the Flora, Vegetation, Paleoecology and Conservation. Pakistan Journal of Botany, 42: 231–258.

Akomolafe, G.F. and Rahmad, Z.B. (2018). A Review on Global Ferns Invasion: Mechanisms, Management and Control. Journal of Research in Forestry, Wildlife & Environment, 10: 42–54.

Alban, L., Matorel, M., Romero, J., Grados, N., Cruz, G. and Felker, P. (2002). Cloning ofelite multipurpose trees of the Prosopis juliflora/pallida complex in Piura, Peru. Agrofor. Syst, 54: 173–182.

Amini, T., Zare, H., and Pakravan, M. (2003). *Sida rhombifolia* L. (Malvaceae), a new Record for the flora of Iran. Iranian Journal of Botany, 10 (1): 55–57.

Andersen, M.C., Adams, H., Hope, B. and Powell, M. (2004). Risk Assessment for Invasive Species. Risk Analysis, 24: 1–7.

Badalamenti, E. and LaMantia, T. (2013). Stem-injection of herbicide for control of *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle: a practical source of power for drilling holes in stems. IFOREST, 6:123–126.

Balogh, L., Dancza, I., Király, G. (2004). Actual list of neophytes in Hungary and their classification according to their success. In: Mihály B, Botta-Dukát Z, editors. Biological invasions in Hungary: Invasive plants. Budapest: Természet BÚVÁR Alapítvány Kiadó. pp. 61–92.

Banihashemi, Z. (2014). Rhizoctonia Blight of *Azolla filicoluides* in rice paddy fields in Northern Iran. Irnian Journal of Plant Pathology, 50:189–190.

Baracho, G.S. (1998). Taxonomy of the genus *Sida* L. section *cordifolia* (DC.) Fryxell (Malvaceae) in Brazil. Dissertation (Master in Botany), Recife-PE.

Barreto, R., Charudattan, R., Pomella, A. and Hanada, R. (2000). Biological control of neotropical aquatic weeds with fungi. Crop Protection, 19: 697–703.

Bassett I.J. and Munro D.B. (1985). The biology of Canadian weeds: *Solanum ptycanthum* Dun, S. nigrum L. and S. sarrachoides Sendt. Canadian Journal of Plant Scince, 65: 401–414.

Batten, A. and Bokelmann, H. (1966). Wild flowers of the Eastern CapeProvince. Cape and Transvaal Printers Limited Cape town p.129.

Bidarlou, M., jalili, A. and Zamamani, R. (2019). First record of *Pistia stratiotes* (water lettuce) from Gilan province (North of Iran). Rostaniha, 20(2):182–187.

Boericke, W. (1927). Pocket Manual of Homeopathic Materia Medica IX Ed., Boericke and Runyon, N.Y. 598 pp.

Bouhache, M. (2010). *Solanum elaeagnifolium* Cav.: a threat to agriculture and environment in mediterranean region. Moroccan Journal of Plant Protection 1: 1–11.

Boyd, J.W. and Murray, D.S. (1982). Growth and development of silverleaf nightshade (*Solanum elaeagnifolium*). Weed Science, 30:238–243.

Boyd, J.W., Murray, D.S. and Tyrl, R.J. (1984). Silverleaf nightshade, *Solanum elaeagnifolium*, Origin, Distribution, and Relation to Man. Economic Botany, 38: 210–217.

Brunel, S. (2011). Pest risk analysis for *Solanum elaeagnifolium* and international management measures proposed. EPPO Bull, 41:232–42.

Buchmann, S.L., Jones, C.E. and Colin, L.J. (1977). Vibratile pollination of *Solanum douglasii* and *S. xanti* (Solanaceae) in southern California. Wasmann Journal of Biology, 35: 1–25. Sandra Knapp1, Eva Sagona1, 2.

Byrne, M.J., Currin, S. and Hill, M.P. (2002). The influence of climate on the establishment and success of the biocontrol agent Gratiana spadicea, released on *Solanum sisymbriifolium* in South Africa. Biological Control, 24: 128–134.

Cardoso, V.J.M. (1990). Germination studies on dispersal units of *Sida rhombifolia* L. Revista brasileria de Botanica, 13(2): 83–88.

Celesti-Grapow, L., Alessandrini, A., Arrigoni, P.V., Banfi, E., Bernardo Bovio, M., Brundu, G., Cagiotti, M.R., Camarda, I., Carli, E., Conti, F. and Fascetti, S. (2009). Inventory of the non-native flora of Italy, Plant Biosystems, 143: 386–430.

Charudattan, R., Labrada, R. Center, T.D. and Kelly-Begazo, C. (eds.) (1996). Strategies for Water Hyacinth Control. FAO, Rome, Italy.

Chiej, R. (1984). Encyclopaedia of Medicinal Plants. MacDonald, ISBN 0–356–10541–5 Covers plants growing in Europe. Also gives other interesting information on the plants. Good photographs.

Clout, M.N. and Williams , P.A. (2009). Invasive Species Management: A Handbook of Principles and Techniques (Techniques in Ecology & Conservation) 1st Edition, Oxford University Press Pp 320.

Coleman, E. (1935). Pollination in Australia of Araujia sericifera Brothero. The Victorian Naturalist 52: 3–7.

Consta´n-Nava, S., Bonet, A., Pastor, E. and Jose´ Lledo´, M. (2010). Long-termcontrol of the invasive tree *Ailanthus altissima*: insights from Mediterranean protected forests. Forest Ecology and Management, 260:1058–1064.

Coppock, D.L., Aboud, A.A. and Kisoyan, P.K. (2005). Agro-pastoralists' Wrath for the Prosopis Tree: the Case of the Il Chamus of Baringo District, Kenya. Research Brief 05–02–PARIMA. Global Livestock Collaborative Research Support Program. University of California Davis, 3 pp.

Cox, G.W. (2004). Allien Species nad Evolution: The Evolutionary Ecology of Exotic Plants, Animals, Microbes, and Interacting Native Species. Island Press Pp 400.

D'arcy, W.G. (1974). *Solanum* and Its Close Relatives in Florida. Annals of the Missouri Botanical Garden, 61 (3): 819–867.

De Barros, N.A.M.T, Bai, C.A.G. and Fonseca, F.C.E. (1988). Use of *Prosopis juliflora* (Sw) DC and cassava (*Manihot utilissima* Pohl) for confined sheep feeding during the dry season. In: Mario A. Habit and Julio C. Saavedra (eds): The current state of knowledge on *Prosopis juliflora*. 1988. II International Conference on

Prosopis. 25th-29th August (1986), Recife, Brazil. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Plant Production and Protection Division.

De Pauw, E., Ghaffari, A. and Ghasemi, V. (2004). Agroclimatic Zones Map of Iran. Explanatory notes. Technical Report, ICARDA, Syria and DARI, Iran, p 45. (Link https://dl.dropboxusercontent.com/u/33140444/Publications/ACZ_Map_Iran_explanatory%20notes.pdf)

Degaga, A.H. (2018). Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) Biology and its Impacts on Ecosystem, Biodiversity, Economy and Human Well-being. Journal of Life Science and Biomedicine, 8: 94–100.

Dereje, T., Erkie, A., Wondie, Z. and Brehan, M. (2017). Identification of impacts, some biology of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and its management options in Lake Tana, Ethiopia. Net Journal of Agricultural Science, 5: 8–15.

Dewan, M.L. and Famouri, J. (1961). The soils of Iran. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Didham, RK, Tylianakis, JM and Hutchison, MA. (2005). Are invasive species the drivers of ecological change? Trends Ecology and Evolution, 20:470–474.

Drake, E.J. (2009). Management of Invasive Weeds. Springer Sciences.

Dubadghao, P.M. (1949). Seed setting in the Kudzu vine, Pueraria thunbergiana. Curr. Science, 18: 379–380.

Dunbar, K.R. and Facelli, J.M. (1999) The impact of a novel invasive species, *Orbea variegata* (African carrion flower), on the chenopod shrublands of South Australia. Journal of Arid Environments, 41: 37–48.

Durigan, G., Ivanuskas, N.M., Zakia, M.J. and de Abereu, R.C.R. (2013). Control of Invasive Plants: Ecological and Socioeconomic Criteria for the Decision Making Process Natureza & Conservação. 11:23–30.

El-Keblawy, A. and Al-Rawai, A.W. (2007). Impacts of the invasive exotic *Prosopis juliflora* (Sw.) D.C. on the native flora and soils of the UAE. Plant Ecology, 190:23–35.

EPPO .(2007). *Solanum elaeagnifolium*. Bulletin OEPP/EPPO, 37: 236– 245.

EPPO. (2012). *Araujia sericifera* (Apocynaceae), Cruel plant. EPPO RS 2008/068. https://www.eppo.int/INVASIVE_PLANTS/observation_list/Araujia_sericifera.htm**.**

Eskandari, M. and Abdi Fouladkolaei, N. (2020). *Solanum viarum*, a new invasive plant for Iran. Rostaniha, 21(2): 299–302

Eslami, B. and Naqinezhad A. (2011). A new shrubby *Solanum* (Solanaceae) species for the flora of Iran. Iranian Journal of Botany, 12:1–3.

ESRI .(2000). ArcView Gis Ver. 3.2a. Environmental Systems Research Institute Inc., California.

Fadaie, F., Attar, F. and Ghahreman, A. (2006). A new record of *Aizoaceae* (*Sesuvium verrucosum* Raf.) for the Flora of Iran. Iranian Journal of Botany, 12 (1): 87–89.

FAO .(2002). Management of problematic aquatic weeds in Africa FAO efforts and achievements during the period 1991–2001, Rome, Italy.

Felker, P. and James, M. (editors). (1996). *Prosopis*: semi-arid fuel wood and forage: tree building consensus for the disenfranchised. A workshop. 13th–15th march, 1996. US National Academy of Science.

Ferro, E.A., Alvarenga, N.L., Ibarrola D.A., Hellion – Ibarrola, M.C. and Ravelo, A.G. (2005). A new steroidal saponin from Solanum sisymbrifolium roots. Fitoter. 76: 577 – 579.

Frezina, N.C.A. (2013). Assessment and utilization of water hyacinth in the water bodies of Tamil Nadu. IJSRP, 2: 58–77.

Galal, A., Raman, V. and Khan, I.A. (2015). Sida cordifolia, a Traditional Herb in Modern Perspective–A Review. Current Traditional Medicine, 1:5–17.

Gardea-Torresdey, J.L., Peralta-Videa, J.R., De La Rosa, G. and Parsone, J.G. (2005). Phytoremediation of heavy metals and study of the metal coordination by X-ray absorption spectroscopy. Coordination Chemistry Reviews, 249: 1797–1810.

Garrett, K.A., Dendy, S.P., Frank, E.E., Rouse, M.N. and Travers, S.E. (2006). Climate change effects on plant disease: genomes to ecosystems. Annual Review of Phytopathology, 44:489–509.

Ghorbani, M. (2013). Economic geology of Iran (Vol. 581). Berlin: Springer.

Golzary, A., Tavakoli, O., Rezaei, Y. and Karbassi, A.R. (2018). Wastewater Treatment by *Azolla filiculoides* (A Study on Color, Odor, COD, Nitrate, and Phosphate Removal).

Gopal, P. (1987). Aquatic Plant studies 1: Water hyacinth. Netherlands Elsevier Science Publishers B. V.

Groth, M.Z., Belle, C., Cocco K.L.T., Kaspary T.E., Casarotto G., Cutti L. and Schmitt J. (2017). First report of *Meloidogyne enterolobii* infecting the weed Jerusalem cherry (*Solanum pseudocapsicum*) in Brazil. Plant Disease, 101: 510.

Hailu, S., Teketay, D. and Assefa, F. (2004). Some biological characteristics that foster the invasion of *Porsopis juliflora* (SW.) DC. At Middle Awash Rift valley area, north-eastern Ethiopia, NorthCentral. Weed Science Proceedings, 59:118.

Hamouda, A.B., Zarrad, K., Laarif, A. and Chaieb, I. (2015). Insecticidal effect of *Solanum elaeagnifolium* extracts under laboratory conditions. Journal of Entomology and Zoology Studies. 3: 187–190.

Heap, J., Honan, I. and Smith, E. (1997). Silverleaf Nightshade: A Technical Handbook for Animal and Plant Control Boards in South Australia. Primary Industries South Australia, Animal and Plant. Control Commission, Naracoorte (AU). Soil and Water Research Institute, SWRI (2000) Soil resources and use potentiality map of Iran (1:1000, 000). Tehran, Iran.

Heap, J.W. and Carter, R.J. (1999). The biology of Australian weeds. 35. *Solanum elaeagnifolium* Cav. Plant Protection Quarterly, 14: 2–12.

Hedge, I.C. (1986). Labiatae of SouthWest Asia: diversity, distribution and endemism. Proceedings of the Royal Society of Edinburgh. Section B. Biological Sciences, 89, pp 2335.

Heywood, V.H. (1993). Flowering Plants on the World, Ed. B. T.Batsford Ltda., London.

Hill, M.P. (1998). Life history and laboratory host range of Stenopelmus rufinasus, a natural enemy for *Azolla filiculoides* in South-Africa. BioControl, 43: 215–224.

Hill, M.P. and Hulley, P.E. (1995). Biology and Host Range of Gratiana spadicea (Klug, 1829) (Coleoptera: Chrysomelidae: Cassidinae), a Potential Biological Control Agent for the Weed *Solanum sisymbriifolium* Lamarck (Solanaceae) in South Africa. Biological Control, 5: 345–352.

Holm, L., Doll, J., Holm, E., Pancho, J. and Herberger, J. (1997) World weeds. New York, John Wiley & Sons.

Homke, S. (2007). Timing of shortening and uplift of the pusht-e kuh arc in the zagros fold-and-thrust belt (Iran). A combined magnetostratigraphy and apatite thermochronology analysis (Doctoral dissertation, Universitat de Barcelona).

Huisken Mejouyo, P.W. (2020). Physical and Tensile Properties of Handmade *Sida rhombifolia* Paper, Hindawi International Journal of Biomaterials, Article ID 3967641, https://doi.org/10.1155/2020/3967641.

Hughes, C.E. (1994). Risks of species introductions in tropical forestry. Commonwealth Forestry Review, 73: 243-252.

IPCC. (2007). The physical sciencebasis. contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, NY.

Janes, R. (1998). Growth and survival of *Azolla filiculoides* in Britain. 2. Sexual reproduction. New Phytologist, 138: 377–384.

Janes, R.A., Eaton, J.W. and Hardwick, K. (1996). The effects of floating mats of *Azolla filiculoides* Lam. and Lemna minuta Kunth on the growth of submerged macrophytes. Hydrobiologia, 340۲۶–۲۳ :.

Jianqing, D., Ren, W., Weidong, F. and Guoliang, Z. (2001). Water hyacinth in China: Its distribution, problems and control status. In: Biological and Integrated Control of Water Hyacinth, *Eichhornia crassipes*. M. H. Julien, M. P. Hill, T. D.Center and D. Jianqing (eds.), pp 29–32. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra, Australia.

John, M. (2016). Production of Organic Compost from Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) in the Lake Victoria Basin: A Lake Victoria Research Initiative(VicRes). Journal of Agriculture and Allied Sciences. 5: 50–59.

Karaer, F. and Kutbay, H.G. (2007). *Solanum sisymbriifolium* Lam. (Solanaceae), a new record for Turkey. Turkish Journal of Botany, 31: 481–483.

Karami, M., Saeidnia, S., Shahabi majd.N., Ebrahimzadeh, M.A., Omrani, N. and Salarian, A. (2009). Anti-nociceptive Activity of Aqueous-methanolic Extract of *Phytolacca americana* Growing in Iran. Iranian Journal of Pharmaceutical Research, 8: 223–226.

Keller, R.P., Geist, J., Jeschke, J.M. and Kühn, I. (2011). Invasive species in Europe: Ecology, status, and policy. Environmental Sciences Europe, 23: 23.

Kier, G., Mutke, J., Dinerstein, E., Ricketts, T. H., Küper, W., Kreft, H. and Barthlott, W. (2005). Global patterns of plant diversity and floristic knowledge. Journal of Biogeography, 32: 1107–1116.

Kitoh, S., Shiomi, N. and Uheda, E. (1993). The growth and nitrogen fixation of *Azolla filiculoides* Lam. in polluted water. Aquatic botany, 46: 129–139.

Klein, J.C. (1990). Endemisme a l'etage alpin de l'Alborz (Iran). In Contributiones selectae ad floram et vegetationem orientis: proceedings of the Third Plant Life of southwest Asia Symposium, held pp. 3–8.

Knapp, L.B. and Canham, C.D. (2000). Invasion of an old-growth forest in New York by *Ailanthus altissima*: sapling growth and recruitment in canopy gaps. Journal of the Torrey. Botanical Society, 127:307–315.

Koh, K.S., Na, J.G., Suh, M.H., Kil, J.H., Ku, Y.B., Yoon, J.H. and Oh, H.K. (2000). The effects of alien plants on ecosystem and their management. The Plant Taxonomic Society of Korea, Korea.

Kowarik, I. and Saumel, I. (2007). Biological flora of Central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. Perspec Plant Ecology Evolution Systematic, 8:207–237.

Kull, C.A., Tassin, J. and Carrière, S.M. (2014). Approaching invasive species in Madagascar. Madagascar Conservation & Development, 9: 60–70.

Kumar Ravi, O.P., Kumar, S., kumari, S., Kolhe, S.S. and. Singh, A.K. (2019). A Brief Review on *Eichlornia* Extract as Liquid Fertilizers for Aquaculture Pond. International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences 8: 1044–1051.

Kuniata, L. and G. Rapp. (2001). Biocontrol of *Sida rhombifolia* in Papua New Guinea. http://w ww.nt.gov.au/dpif/pubcat/agnotes/ 542.htm. 4 pp.

Lamont, E.E. and Young, S.M. (2002). Noteworthy plants reported from theTorrey Range—2001. J. Torrey Botanical Society, 129: 363–371.

Lorenzi, H. (1991). Plantas daninhas do Brasil. Sao Paulo, Ed. Plantarum.

Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. and De Poorter. (2000). 100 of the World's Worst Invasive Alien Species. A Selection from the Global Invasive Species database. Invasive Species Specialist Group, Auckland, New Zealand.

Luz-Lezcano Caceres, H. and Gerold, G. (2009). The Cost of Invasion Control Measures Subtropical *Ailanthus altissima* (Mill) Swingle in Hesse. In: Tielkes E (ed) Tropentag, Conference on International Research on Food Security, Natural Resource Management and Rural Development, Book of abstracts. University of Hamburg.

Majlesi Koupaei, A., Ansari, M., Bemanian, M. and Fakhar Tehrani, F. (2013). Features of earliest park in Tehran, Amin-o-Dolleh park. In: The Scientific Journal of Nrc. For Art, Architecture & Urbanism 10: 99–112.

Mamizadeh, L. and Naqinezhad, A.R. (2018). *Lepidium virginicum* L. (Brassicaceae), a new record for the flora of Iran. Nova Biologica Reperta, 5 (3): 324–328.

Mangas-Ramirez, E. and Elias-Gutierrez, M. (2004). Effect of mechanical removal of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) on the water quality and biological communities in a Mexican reservoir. Journal of Aquatic Health and Management, 7: 161–168.

Mathiventhan, T., Jayasingam, T. and Umaramani, M. (2018). Salinity would be an option to control *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms [Water Hyacinth]: Sri Lanka perspective. Tropical Plant Research, 5: 331–335.

McConnachie, A.J., de Wit, M.P., Hill, M.P. and Byrne, M.J. (2003). 'Economic evaluation of the successful biological control of *Azolla filiculoides* in South Africa'. Biological Control, 28: 25–32.

McConnachie, A.J., Hill, M.P. and Byrne, M.J. (2004). Field assessment of a frond-feeding weevil, a successful biological control agent of red waterfern, *Azolla filiculoides*, in southern Africa. Biological control, 29: 326–331.

McKee, R. and Stephens, J. L. (1943). Kudzu as a farm crop. USDA. 1923.

Mehrabian, A.R., Amini Rad, M. and Pahlevani, A.H. (2015). The Map of Distribution patterns of Iranian Endemic Monocotyledons. Shahid Beheshti University.

Mehrabian, A. and Khajoei Nasab, F. (2021) Distribution Patterns, Diversity Centers, and Priorities for Conservation of Aquatic Plants in Iran. In: Jawad L.A. (eds) Southern Iraq's Marshes. Coastal Research Library, vol 36. Springer, Cham.

Miller, J. and Edwards, B. (1983). Kudzu, Pueraria lobata where did it come from and how can we stop it? Southern Journal Appl. Forestry, 7: 165–169.

Mkula, N.P. (2006). Allelopathic interference of silverleaf nightshade (*Solanum elaeagnifolium* Cav.) with the early growth of cotton (*Gossypium hirsutum* L.). At internet: http://upetd.up.ac.za/thesis/ available/etd-08232007181656/unrestricted/dissertation.pdf [accessed on 07 August 2014].

Molnar, V.M. and McKenzie, D.N. (1976). Progress Report on Silver leaf Nightshade Research. Pamphlet no. 61. Keith Turnbull Research Institute, Victoria (AU).

Motard, E., Dusz, S., Geslin, B., Akpa-Vinceslas, M., Hignard, C., Babiar, B., Clair-Maczulajtys, D. and Michel-Salzat, A. (2015). How invasion by Ailanthus altissima transforms soil and litter communities in a temperate forest ecosystem. Biological Invasion, 1–17.

Mozaffarian, V. (1994). Studies on the flora of Iran, new species and new records. Iranian Journal of Botany, 6: 235–243.

Mozaffarian, V. (2005). Trees and shrubs of Iran. Farhang Moaser Pp: 453-479, Tehran.

Mozaffarian, V., and Yaghoubi, B. (2015). New record of *Eichhornia crassipes* (Water Hyacinth) from north of Iran. Rostaniha, 16: 208–211.

Muller, S. editor. (2004). Plantes invasives en France. Patrimoines naturels 62. Paris: Muséum national d'Histoire naturelle. p. 168.

Musselman, L.J. (1986). Parasitic plants and their impacts on SW Asia. Proceeding of Royal Society of Edinburgh, 89B: 283–288.

Mwangi, E. and Swallow, B. (2005). Invasion of *Prosopis juliflora* and local livelihoods: Case study from the lake Baringo area of Kenya. ICRAF Working Paper – no. 3. Nairobi: World Agroforestry CentreInvasive Mesquite (Prosopis juliflora), an Allergy and Health Challenge. Plant, 9: 1–13.

Myers, J. H. and Bazely, D.R. (2003). Ecology and control introduced plants. Cambridge University Press.

Olckers, T., Hoffmann, J.H., Moran, V.C., Impson, F.A.C. and Hill, M.P. (1999). The initiation of biological control programmes against *Solanum elaeagnifolium* Cavanilles and *S. sisymbriifolium* Lamarck (Solanaceae) in South Africa. African Entomology Memoir, 1: 55–63.

Olckers, T., Medal, J.C. and Gandolfo, D.E. (2002). Insect Herbivores Associated with Species of *Solanum* (Solanaceae) in Northeastern Argentina and Southeastern Paraguay, with Reference to Biological Control of Weeds in South Africa nd the United States of America. Florida Entomologist, 85: 254–260.

Olckers, T., Zimmermann, H.G. and Hoffmann, J.H. (1995). Interpreting ambiguous results of host specificity tests in biological control of weeds: assessmentof two *Leptinotarsa* species (Chrysomelidae) for the control of *Solanum elaeagnifolium* (Solanaceae) in South Africa. Biology Control, 5: 336–344.

Pahlevani, A.H. and Sajedi, S. (2011). Alerting occurrence of several noxious weeds and invasive plants in arable lands in Iran. Rostaniha, 12: 129–134.

Parisi, P. and Francia, A. (2000). A female with central anticholinergic syndrome responsive to neostigmine. Paediatric Neurology, 23: 185.

Pasiecznik, N., Felker, P., Harris, P.J.C., Harsh, L.N., Cruz, G., Tewari, J.C., Cadoret, K. and Maldonado, L.J. (2001). The Prosopis juliflora-Prosopis pallida complex: A monograph. HDRA, Coventy, UK.

Pasiecznik, N.M., Harris, P.J.C. and Smith, S. (2004). Identifying Tropical Prosopis species: A Field Guide. HDRA, Coventry, UK, 30p.

Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R., and Morrison, D. (2000) Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. Bioscience, 50: 53–66.

Popay, I., Champion, P. and James, T. (2004). *Araujia sericifera* - moth plant, Royal New Zealand Institute of Horticulture. An Illustrated Guide to Common Weeds of New Zealand.

Quimby, J.R., DeLoach, C.J., Wineriter, S.A., Goolsby, J.A., Sobhian, R., Boyette, C. D. and Abbas, H. K. (2003). Biological control of weeds: research by the United States Department of Agriculture-Agricultural Research Service: selected case studies. Pest Management Science, 59: 671–680.

Radtke, A., Ambrass, S., Zerbe, S., Tonon, G., Fontana, V. and Ammer C. (2013). Traditional coppice forest management drives the invasion of Ailanthus altissima and *Robinia pseudoacacia* into deciduous forests. For Ecol Manage, 291:308–317.

Rajalakshmy, R and Pydi, S.K. (2011) Cardio protective medicinal plants. Intl J Pharm Inv 1: 24–41.

Randall, J.M., Benton, N. and Morse, L.E. (2001). Categorizing invasive weeds: the challenge of rating the weeds already in California. In: Groves RH, Panetta FD, Virtue JG (eds) Weed risk assessment. CSIRO Publishing, Collingwood, Australia.

Rechinger, K.H. (1963-2018). Flora Iranica, vol 1–157, Akademische Druck- u. Verlagsanstalt, Austria.

Reinhardt, C.F. (2006). Influence of soil on the allelopathic effects of silverleaf nightshade extract solutions on cotton. University of Pretoria.

Rieks, D., Graham, J., and Flack, L. (2006). Population Ecology of Hybrid Mesquite (*Prosopis* Species) in Western Australia: How does it differ from Native Range Invasions and What are the Implications for Impacts and Management. Biological Invasions, 8: 727–741.

Ripley, B.S., Kigulim, L.N. and Barker, NP. (2003). *Azolla filiculoides* as a biofertiliser of wheat under dry-land soil conditions. South African Journal of Botany, 69: 295–300.

Rivas-Martínez, S. (2004). Global bioclimatics. Classificación Bioclimática de la Tierra.

Robinson, A.F., Orr, C.C. and Heintz, C.E. (1978). Distribution of *Nothanguina phyllobia* and its potential as a biological control agent of silverleaf nightshade. Journal of Nematology, 10: 361–366.

Robinson, A.F., Orr, C.C. and Abernethy JR. (1979). Behavioural response of Nothanguina phyllobia to selected plant species. Journal of Nematology, 11: 73–77.

Rodríguez-Merino**,** A., Fernández-Zamudio**,** R., García-Murillo, P. and Muñozz, J. (2019). Climatic Niche Shift during *Azolla filiculoides* Invasion and Its Potential Distribution under Future Scenarios. Plants, 8: 424.

Rollins, A.C. and Al-Shehbaz, I. A. (1986). Weeds of SW Asia n North America with special refrenve to Cruciferae. Proceeding of Royal Society of Edinburgh, 89B: 289–299.

Romeo A. (1933). Contributo alla biologia fiorale dell '*Araujia sericifera'* Brot. La pianta catturatrice d'insect. Annali del Regio Instituto Superiore Agrario di Portici, 6: 79–97.

Saha, M. and Datta, B.K. (2017). Reproductive biology of *Solanum sisymbriifolium* Lamk. (Solanaceae) in Tripura, North-east India. The International Journal of Plant Reproductive Biology, 9: 59–62.

Saha, M. and Datta, B.K. (2013). New distributional record of *Solanum sisymbriifolium* Lamarck (Solanaceae) from Tripura, India. Pleione, 579–582.

Sajedi, S. (2019). First report of the *Commelina communis* from Iran. Rostaniha 20(2): 192–194 (2019) – Short Report.

Salehzadeh, A., Naeemi, A.S. and Arasteh, A. (2014). Biodiesel Production from *Azolla filiculoides* (Water Fern). Tropical Journal of Pharmaceutical Research, 13: 957–960.

Serker, A., Bhuyan, S.H., Matin, M., Hossain, F. Md., Khatun, F. and Jamaluddin, T. Md. (2013). Analgesic, neuropharmacological, anti-diarrheal, and cytotoxic activities of the extract of *Solanum sisymbriifolium* Lam. Leaves. Avicenna Jornal of Phyto, 3: 302 – 312.

Sforza, R. and Jones, W.A. (2007). Potential for classical biocontrol of silver leaf night shade in the Mediterranean Basin Bulletin OEPP/EPPO Bulletin, 37:156–162

Shackleton, R.T., Le Maitre, D.C., Pasiecznik, N.M. and Richardson, D.M. (2014). *Prosopis*: a global assessment of the biogeography, benefits, impacts and management of one of the world's worst woody invasive plant taxa. AoB PLANTS 6, plu027.

Shakur, A., Roshan, Gh., Najafe, R.and Kanei, A. (2010). Evaluating climatic potential for palm cultivation in Iran with emphasize on degree-day index, African. Journal of Agricultural Research 13: 99–118.

Shiny, K.J., Remani, K.N., Jalaja, T.K. and Sasidharan, V.K. (2004). Removal of chromium by two aquatic pteridophytes. Indian Journal of Environmental Health, 46: 249–251.

Shrishailappa B, Reddy S.A.M., Kumar E.P., Vijayan P., Suresh, B. (2003). Anti-tumour properties of total Alkaloid Fraction of *Solanum pseudocapsicum* leaves. Phyto ther, 17(9): 1001–1004.

Sladonja, B., Sus, M. and Guillermic, J. (2015). Review on Invasive Tree of Heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) Conflicting Values: Assessment of Its Ecosystem Services and Potential Biological Threat. Environmetal Management, 23:1–26.

Smith, C.A., Shaw, D.R. and Newsom, L.J. (1992). Arrowleaf sida (*Sida rhombifolia*) and prickly sida (*Sida spinosa*): germination and emergence. Weed Res, 32: 103–109.

Spellman, D.L. and Gunn, C.R. (1976). *Orrenia odorata* and *Araujia sericofera* (Asclepiadaceae): Weeds in Citrus Groves. *Castanea* 41(2): 139–148. Southern Appalachian Botanical Society.

Standish, R. J. (2002). Prospects for Biological Control of Japanese honeysuckle *Lonicera japonica* Thunb. (Caprifoliaceae). Landcare Research Contract Report: LC0102/104.

Stepniewska, Z., Bennicelli, R.P., Balakhnina, T.I., Szajnocha, K., Banach, A. and Wolinska, A. (2005). Potential of *Azolla caroliniana* for the removal of Pb and Cd from wastewaters. International Agrophysics, 19: 251–255.

Suarez-Mota, M., Ortiz, E., Vilasenor, L. and Espinosa-Garcia, F.J. (2016). Ecological niche modeling of invasive plant species according to invasion status and management needs: the case of *Chromolaena odorata* (Asteraceae) in South Africa. Polish Journal of Ecology, 64:369–383.

Syomiti, M., Hoag, H., Getachew, G., Beatrice, M. and Wamae, D. (2015). Medicated *Prosopis* spp -based feed blocks- for anthelmintic efficacy and performance ofweaner lambs. Livest. Res. Rural Dev, vol. 27, 50

Takhtajan, A., Crovello, T.J. and Cronquist, A. (1986). Floristic regions of the world (Vol. 544). Berkeley: University of California press.

Tamura, S., Fukamiya, N., Okano, M., Kayama, J., Koike, K., Tokuda, H., Aoi, W., Takayasu, J., Kuchide, M. and Nishino, H. (2003). Three new quassinoids, ailantinol E, F, G, from *A. altissima*. Chem Pharm Bull, 51:385–389.

Tanji, A., Boulet, C. and Hammoumi, M. (1984). Contribution to the study of the biology of *Solanum elaeagnifolium* Cav. (Solanaceae), a weed of crops in the irrigated perimeter of the Tadla (Morocco). Weed Research, 24: 401–409.

Timmins, S.M. and Owens, S.J. (2001). Scary species, superlative sites: assessing weed risk in New Zealand's protected natural areas. In: Groves RH, Panetta FD, Virtue JG (eds) Weed risk assessment. CSIRO Publishing, Collingwood, Australia.

Tokasi, S., Yaghoubi, B., Oveisi, M., Rahimian Mashadi, H. and Muller-Scharer, H. (2017). First report of *Ambrosia psilostachya* from Iran: An invasive plant species establishing in coastal area of Gilan province (N Iran). Rostaniha, 18: 222–226.

Tscheulin, T., Petanidou, T., Potts, S.G. and Settele, J. (2009). The impact of *Solanum elaeagnifolium*, an invasive plant in the Mediterranean, on the flower visitation and seed set of the native co-flowering species Glaucium flavum. Plant Ecology, 205: 77–85.

Tung, H.F. and Watanabe, I. (1983). Differential response of *Azolla-Anabaena* associations to high temperatures and minus phosphorus treatments. New Phytologist, 93: 423–431.

Uludag, A., Gbehounou, G. and Kashefi, J. (2016). Review of the current situation for *Solanum elaeagnifolium* in the Mediterranean Basin. EPPO Bulletin, 46: 139-147.

USDA, NRCS. (2014). *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. http:// plants.usda.gov/core/profile?symbol=aial. Accessed 25 June 2014.

USDA. (2013). Weed Risk Assessment for *Solanum sisymbriifolium* Lam. (Solanaceae) – Sticky nightshade. Plant Epidemiology and Risk Analysis Laboratory Center for Plant Health Science and Technology.

Vavilov, N. I., Vavilov M. I. and Dorofeev V.F. (1992). Origin and geography of cultivated plants. Cambridge University Press Pp 536.

Venter, N., Hill, M., Hutchinson, S. and Ripley, B. (2012). Weevil borne microbes contribute as much to the reduction of photosynthesis in water hyacinth as does herbivory. Biological Control, 64: 138–142.

Villamagna, A.M. and Murphy, B.R. (2010). Ecological and socioeconomic impacts of invasive water hyacinth (*Eichlornia crassipes*): a review. Freshwater biology, 55: 282–298.

Viveka, S. and Grace, B.L. (2009). Conversion of Water Hyacinth (*Eichlornia crassipes*) into Nutrient-Rich Fertilizer by Pit Methods Dynamic soil. Dynamic Plant, 12:1–4.

Walker, B. and Steffen, W. (1997). An Overview of the Implications of Global Change for Natural and Managed Terrestrial Ecosystems. Conservation Ecology, 1: 2.

Wakie, T.T., Hoag, D., Evangelista, P.H., Luizza, M. and Laituri, M. (2016). Is control through utilization a cost effective *Prosopis juliflora* management strategy? Journal of Environmental Management, 168: 1–13.

Wapshere, A.J. (1988). Prospects for the biological control of silver-leaf nightshade, *Solanum elaeagnifolium*, in Australia. Australian Journal of Agricultural Research, 39: 187–197.

Western, R.A. (1989). The Flora of the United Arab Emirates: an introduction. UAE University Publications, Al-Ain, UAE.

Williams, A., Hecky, R. and Duthie, H. (2007). Water hyacinth decline across Lake Victoria-Was it caused by climatic perturbation or biological control? A reply. Aquatic Botany, 87:94–96.

Winks, C.J. and Fowler, S.V. (2000). Prospects for Biological Control of Moth Plant, *Araujia sericifera* (Asclepiadaceae). Landcare Research Contract Report: LC9900/100. Auckland, New Zealand.

Witkamp, M., Frank, M. L., and Shoopman, J. L. (1966). Accumulation and biota in a pioneer ecosystem of Kudzu vine at Copperhill, Tennessee. Journal of Appl. Ecology, 3: 383–391.

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

Wittenberg, R., editor. (2005). An inventory of alien species and their threat to biodiversity and economy in Switzerland. Bern CABI Bioscience Switzerland Centre report to the Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape. p. 416.

Wong Fong Sang, H.W., Vu, Van Vu, Kijne, J.W., Vu, T.T. and Planque, K. (1987). Use of *Azolla* as a test organism in a growth chamber of simple design. Plant and Soil, 99: 219–230.

Wu SH, Hsieh CF, Chaw SM, and Rejma´nek, M (2004b) Plant invasions in Taiwan: insights from the flora of casual and naturalized alien species. Diversity and Distribution, 10:349–362.

Wu, S.H., Hsieh, C.F. and Rejma´nek, M. (2004a). Catalogue of the naturalized flora of Taiwan. Taiwania, 49:16–31.

Zhou, J., Pan, X., Xu, H., Wang, Q. and Lijuan, C. (2017). Invasive *Eichhornia crassipes* Affects the Capacity of Submerged Macrophytes to Utilize Nutrients sustainability. 9: 2–10.

Ziska, L.H. and Bunce, J.A. (1997). Influence of increasing carbon dioxide concentration on the photosyntheticand growth stimulation of selected C4 crops and weeds. Photosynth. Res, 54:199–208.

Distribution patterns of introduced plants to Iran

A. Mehrabian[1]*, F. Khajoei Nasab[2], S. Naghizadeh[3], L. Malek Mohammadi[4]

Received:2020.11.25
Accepted:2021.6.14

Abstract

During the past decades, several plant species have been introduced to Iran wich there is no compiled data about them. Due to the lack of an ecological-geographical database on introduced plant species to Iran, a study to compile and analyze their information for management planning seems necessary. In this study, a databace related to mentioned plant taxa introduced to Iran was prepared using data from field studies and review of available resources. Dissemination maps using Arc-GIS was drawn. Also using 0.25٠/٢٥° × ° Grid cells species richness maps was drawn. The results of this study showing that 27 introduced species of the index are found in Iran and the Hyrcanian geographical province has a higher richness. Therefore, this study, while introducing the management priorities of the introduced species, has introduced general strategies for their ecological management so that it can be used as a basic scientific resource for biodiversity management programs in Iran.

Keywords: *Alien species, Invasive plants, Phytogeography, SW Asia*

1-Assistant Professor, Department of Plant Sciences and Biotechnology, Faculty of Life Sciences and Biotechnology, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran
*(Corresponding author: a_mehrabian@sbu.ac.ir)
2-PhD, Department of Plant Sciences and Biotechnology, Faculty of Life Sciences and Biotechnology, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran
3-PhD Student, Department of Plant Sciences and Biotechnology, Faculty of Life Sciences and Biotechnology, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran
4-PhD Student, Department of Plant Sciences and Biotechnology, Faculty of Life Sciences and Biotechnology, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran