Archive of SID

کنترل بیولوژیک آزولا در ایران: چالش‌ها و ظرفیت‌های موجود

آتوسا فرحپور حقانی

مؤسسه تحقیقات برنج کشور، سازمان تحقیقات، ترویج و آموزش کشاورزی، رشت، ایران

مسئول مکاتبات:آتوسا فرحپور حقانی، پست الکترونیک: Hpapiliona@gmail.com

تاریخ دریافت: ۹۸/۰۲/۱۱ ۷(۱)۷۱-۹۲ تاریخ پذیرش: ۹۸/۱۲/۲۱

چکیده

سرخس آبزی آزولا در چند دهه اخیر مشکلات متعددی را در زیستگاه‌های آبی شمال کشور و شالیزارها ایجاد کرده است. علی‌رغم اینکه این گیاه آبزی از جمله گونه‌های مهاجم مهم در دنیا شناخته می‌شود، با مدیریت و استفاده از عوامل کنترل بیولوژیک در زیستگاه‌های طبیعی، می‌تواند به‌عنوان گونه‌ای مفید مورد استفاده قرار گیرد. در مدیریت آزولا آگاهی از مشخصات گیاه از نظر و تکثیر، علل تهاجمی شدن و عوامل کنترل بیولوژیکی این گیاه در منطقه اهمیت بسیار زیادی دارد. در شمال ایران، مهیا بودن شرایط محیطی مناسب از جمله رطوبت بالا، دمای مناسب، عدم وجود دشمنان طبیعی تخصصی سبب گسترش گیاه و تهاجمی شدن آن شده است. بررسی‌های انجام شده در سال‌های اخیر نشان داده که برخی از گونه‌های بومی یا مهاجر در منطقه از جمله *Cataclysta lemnata*، *Nomophila noctuella*، *Diasemiopsis ramburialis* و *Rhopalosiphum nymphaeae* روی آزولا فعالیت کرده و پراکنش گسترده‌ای دارند. همچنین اخیراً فعالیت سرخرطومی *Stenopelmus rufinasus* که گونه‌ای غیربومی است نیز در کشور تایید شده است. بررسی‌ها نشان داد که دو گونهٔ *C. lemnata* و *S. rufinasus* به‌عنوان عوامل کنترل بیولوژیک و سایر گونه‌های یافت‌شده به‌عنوان فاکتورهای مقاومت زیستی می‌توانند در کنترل آزولا در نواحی شمالی مورد استفاده قرار گیرند. با توجه به این یافته‌ها و اطلاعات موجود، منابع لازم برای مهار آزولا شمال کشور وجود دارد و با فراهم آمدن امکانات ضروری می‌توان این گیاه را در شمال کشور به خوبی مهار کرد.

واژه‌های کلیدی: شب‌پره، سرخرطومی، مقاومت زیستی، *Azolla filiculoides* ، *Azolla pinnata*

مقدمه

علف‌هرز آبزی آزولا *Azolla* spp. از جمله گونه‌های مهاجم محسوب می‌شود که در چند دههٔ گذشته مشکلات متعددی را در زیستگاه‌های آبی شمال کشور ایجاد کرده است. آزولا بومی ایران نیست و پس از ورود به ایران با توجه به شرایط محیطی مناسب منطقه به‌سرعت تکثیر یافت و پس از حدود چهار دهه به گونه‌ای مهاجم در منطقه تبدیل شده است که اکوسیستم‌های آبی شمال کشور را مورد حمله قرار داده است (Delnavaz & Azimi, 2009; Sadeghi *et al*., 2012; Farahpour *et al*., 2016a). پوشش یکپارچهٔ آزولا در تالاب‌ها سبب افزایش درجهٔ سمیت و مرگ ماهیان و موجودات دیگر این محدوده می‌شود و بسیاری از گونه‌های آبزی با ارزش مانند عدسک آبی (*Lemna* spp.)، اسپیرودلا (*Spirodela* spp.) و لاله تالابی(*Nelumbo* spp.) زیستگاه‌های آبی گیلان و مازندران تحت فشار قرار گرفته‌اند (Padasht *et al*., 2015). به‌دلیل گستردگی و رشد بسیار زیاد، آزولا در مزارع برنج به علف هرز درجه یک تبدیل شده است، به‌طوری که در شالیزارهایی که در آن‌ها شرایط مناسب است، به‌سرعت رشد و تکثیر پیدا کرده و با ایجاد پوشش یکپارچه در سطح آب در زمان انتقال نشاء، سبب خمیدگی و غوطه‌ور شدن نشاء به داخل آب شده و شالیکاران مجبور به واکاری مزرعه می‌شوند (Mohamad–Sharifi, 2001; Padasht *et al*., 2015). استفاده از سرخرطومی آبزی *Stenopelmus*

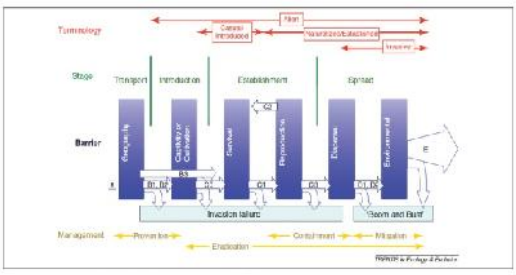
www.SID.ir

Archive of SID

rufinasus Gyllenhal (Coleoptera: Erirhinidae) به‌عنوان عامل کنترل بیولوژیک، موفق‌ترین روش کنترل آزولا می‌باشد که به‌طور وسیع در دنیا مورد استفاده قرار می‌گیرد (McConnachie, 2004; Pemberton & Bodle, 2009; Winston *et al*., 2014; Hill & Coetzee, 2017). با این وجود در ایران روش‌های مکانیکی، زراعی و شیمیایی برای کنترل آزولا مورد استفاده قرار گرفته است (Padasht *et al*., 2015). بررسی‌های متعددی از سال ۱۳۹۰ تا کنون به‌منظور یافتن عوامل بیولوژیک موثر روی آزولا در شمال ایران انجام شده است. در این بحث پس از ارایهٔ توضیحات ضروری در مورد کنترل بیولوژیک آزولا و یافته‌های بدست آمده در سال‌های اخیر، راهکارهای موجود در زمینه کنترل آزولا در منطقه مورد ارزیابی قرار خواهد گرفت.

گونه مهاجم چیست ؟

گونه مهاجم گونه‌ای است که در خارج از زیستگاه بومی خود گسترش یافته و شرایط محیطی و زیستی ناحیه جدید را تحت تأثیر قرار می‌دهد. معمولاً برای تبدیل یک گونه غیربومی به گونه‌ای مهاجم شرایط ویژه‌ای باید فراهم شود که این مراحل توسط بلاکبورن و همکاران (۲۰۱۱) در یک دیاگرام به طور کامل تشریح شده‌اند (شکل ۱).



شکل ۱– نمودار مسیر تبدیل یک گونه غیربومی به گونه مهاجم (Blackburn *et al*., 2011)

Figure 1. Invasion pathway diagram (Blackburn *et al*., 2011)

بر اساس آنچه در دیاگرام فوق قابل مشاهده است تنها زمانی یک گونه غیربومی به گونه‌ای مهاجم تبدیل می‌شود که پس از استقرار در منطقه جدید (Establishment) در آن گسترش یابد (Spread)، به‌نحوی‌که پراکنش آن (Dispersial) شرایط محیطی منطقه (Environmental) را تحت تأثیر خود قرار دهد. در بسیاری از کشورهای دنیا مرحله ورود (Transport) بسیار مورد توجه قرار گرفته و بررسی‌های متعددی در زمینه بهینه‌سازی سیستم‌های حمل‌ونقل انجام شده است (Essl *et al*., 2015; Turbelin *et al*., 2017). اگرچه ورود یک گونه جدید همواره خطر ایجاد گونه مهاجم در منطقه را ایجاد می‌کند (Cassey & Hogg, 2015)، اما برای تبدیل شدن یک گونه جدید به گونه‌ای مهاجم این گونه باید به منطقه دارای شرایط مناسب معرفی شود (Cassy *et al*., 2018). مرحله معرفی دارای اهمیت بسیار بالایی در مدیریت گونه‌های مهاجم است، با این وجود اغلب اطلاعات کافی در مورد این مرحله در دست نیست (Cassy *et al*., 2018) و در مواردی به دلایل متفاوت با مرحله ورود ترکیب می‌شود (Leung *et al*., 2012). اغلب بررسی‌های انجام شده در زمینه گونه‌های مهاجم مربوط به مرحله استقرار بوده (Cassy *et al*., 2018) و بسیاری از عوامل موثر در استقرار یک گونه جدید در یک منطقه شناسایی شده‌اند (Cassey *et al*., 2014; Blackburn *et al*., 2015). حتی پس از استقرار نیز این امکان وجود دارد که گونه مستقر شده با تأخیر و به‌طور محدود در منطقه پراکنش یابد (Lockwood *et al*., 2013; Aagaard & Lockwood, 2014). از سوی دیگر پس از پراکنش نیز عوامل متعددی در تأثیر گونه بر محیط و سایر گونه‌های مستقر در منطقه نقش دارند (Thomsen *et al*., 2011; Ricciardi *et al*., 2013; Maggi *et al*., 2015). تاکنون بالغ بر ۳۵ نظریه عمومی و پذیرفته شده (جدول ۱) در زمینه ایجاد و استقرار گونه‌های مهاجم در یک منطقه ارایه شده است (Jeschke & Heger, 2018). این نظریه‌ها شرایط و علل ایجاد گونه‌های مهاجم در یک منطقه را تشریح می‌کنند که اطلاع ازآنها زمینه‌ساز ابداع روش‌های کنترل بیولوژیکی و اکولوژیکی موجود برای مهار گونه‌های مهاجم در یک منطقه است.

www.SID.ir

Archive of SID

جدول ۱– رایج‌ترین نظریه‌های پذیرفته شده موجود در زمینه شرایط لازم در ایجاد گونه‌های مهاجم

Table 1. List of most common invasion hypotheses.

ردیف	نظریه	مفهوم	منبع
۱	Adaptation	موفقیت گونه‌های غیربومی مهاجم وابسته به سازگاری آن‌ها با شرایط محیطی ناحیه جدید قبل یا بعد از معرفی است و گونه‌های غیربومی که دارای قرابت با گونه‌های بومی هستند موفقیت بیشتری دارند.	Duncan & Williams (2002)
۲	Biotic acceptance aka 'the rich get richer'	اکوسیستم‌ها صرف نظر از وجود و پراکنش گونه‌های بومی اغلب استقرار گونه‌های غیربومی را مورد حمایت بیشتری قرار می‌دهند.	Stohlgren *et al.* (2006)
۳	Biotic indirect effects	گونه‌های غیربومی از تأثیرات غیر مستقیم فرایندهای ایجاد شده توسط گونه‌های بومی سود می‌برند.	Callaway *et al.* (2004)
۴	Biotic resistance aka diversity–invasibility hypothesis	اکوسیستم‌های دارای تنوع زیستی بالا دارای مقاومت بیشتری در برابر تهاجم گونه‌های غیربومی نسبت به اکوسیستم‌های دارای تنوع زیستی کم هستند.	Elton (1958), Levine & D'Antonio (1999)
۵	Darwin's naturalization	موفقیت گونه‌های غیربومی در مناطقی که دارای تعداد کمی از گونه‌های دارای خویشاوندی نزدیک است بیشتر از مناطقی است که تعداد زیادی گونه‌های دارای خویشاوندی نزدیک است .	Darwin (1859)
۶	Disturbance	گونه‌های مهاجم غیربومی در محیط‌های دارای آشفتگی زیاد موفق‌تر از محیط‌های دارای آشفتگی کم هستند.	Elton (1958), Hobbs & Huenneke (1992)
۷	Dynamic equilibrium model	استقرار گونه‌های مهاجم غیربومی وابسته به نوسانات اکوسیستم است که رقابت گونه‌های بومی را تحت تأثیر قرار می‌دهد	Hutson (1979)
۸	Empty niche	موفقیت گونه‌های مهاجم غیربومی با در دسترس بودن زیستخوان‌های خالی در نواحی غیربومی افزایش می‌یابد.	MacArthur (1970)
۹	Enemy inversion	دشمنان طبیعی معرفی شده برای کنترل گونه‌های مهاجم غیربومی در زیست‌گاه‌های غیربومی به علت تأثیرات محیط جدید کارآیی کمتری در مهار گونه‌های مهاجم هدف دارند.	Colautti *et al.* (2004)
۱۰	Enemy of my enemy aka accumulation–of–localpathogens hypothesis	دشمنان طبیعی معرفی شده برای مهار گونه‌های مهاجم غیربومی برای گونه‌های بومی در مقایسه با گونه غیربومی هدف خسارت‌زاتر است.	Eppinga *et al.* (2006)
۱۱	Enemy reduction	رهاسازی و پراکنش ناقص دشمنان طبیعی سبب موفقیت گونه‌های مهاجم می‌شود	Colautti *et al.* (2004)
۱۲	Enemy release	عدم حضور دشمنان طبیعی در نواحی غیربومی عامل موفقیت گونه‌های مهاجم غیربومی است	Keane & Crawley (2002)
۱۳	Environmental heterogeneity	موفقیت گونه‌های مهاجم غیربومی در نواحی دارای ناهمخوانی بالا بیشتر است.	Melbourne *et al.* (2007)
۱۴	Evolution of increased competitive ability	پس از رهایی از فشار دشمنان طبیعی،گونه‌های مهاجم غیربومی توان زیستی خود را صرف رشد و تولیدمثل می‌کنند که سبب می‌شود قدرت رقابت آن‌ها را افزایش یابد	Blossey & Notzold (1995)
۱۵	Global competition	تعداد زیادی از گونه‌های غیربومی موفق‌تر از تعداد کمی از گونه‌های غیربومی هستند	Colautti et al. (2006)
۱۶	Habitat filtering	گونه‌های مهاجم غیربومی در محیط‌هایی که از قبل باآن‌ها سازگاری یافته‌اند موفقیت بیشتری دارند	Darwin (1859)
۱۷	Human commensalism	گونه‌های که نزدیک به جوامع انسانی زندگی می‌کنند دارای قدرت تهاجمی بیشتری در محیط‌های غیربومی هستند.	Jeschke & Strayer (2006)
۱۸	Ideal weed	موفقیت گونه‌های غیربومی مهاجم وابسته به پدیده‌های زیستی آن‌ها (مثلا چرخه زندگی) است.	Elton (1958), Reimanek & Richardson (1996)
۱۹	Increased resource availability	توانایی گونه‌های مهاجم غیربومی با افزایش دسترسی به منابع افزایش می‌یابد	Sher & Hyatt (1999)
۲۰	Increased susceptibility	اگر گونه‌های غیر بومی مهاجم دارای تنوع ژنتیکی کمتری از گونه‌های بومی باشند توانایی استقرار در محیط جدید نخواهند داشت	Colautti *et al.* (2004)
۲۱	Invasional meltdown	حضور گونه‌های غیربومی مهاجم در یک ناحیه شرایط را برای ورود گونه‌های دیگر مناسب کرده و احتمال بقاء یا تأثیرات اکولوژیکی آن‌ها را افزایش خواهد داد	Simberloff & Von Holle (1999), Sax *et al.* (2007)
۲۲	Island susceptibility hypothesis	احتمال استقرار و ایجاد تأثیرات اکولوژیکی قوی توسط گونه‌های غیربومی مهاجم در جزیره‌ها بیشتر از کشورها است.	Jeschke (2008)
۲۳	Limiting similarity	موفیقت گونه‌های غیربومی مهاجم دارای تفاوت زیاد با گونه‌های بومی، بیشتر از گونه‌های مهاجم غیربومی دارای شباهت بالا با گونه‌های بومی است.	MacArthur & Levins (1967)
۲۴	Missed mutualisms	در نواحی غیربومی گونه‌های غیربومی مهاجم فاقد گونه‌های همسان خود هستند.	Mitchell *et al.* (2006)
۲۵	New associations	روابط جدید بین گونه‌های بومی و غیربومی مهاجم می‌تواند در استقرار گونه‌های غیربومی مهاجم تأثیر مثبت یا منفی داشته باشد	Colautti *et al.* (2004)
۲۶	Novel weapons	در نواحی غیربومی گونه‌های غیربومی مهاجم به دلیل داشتن سلاحی جدید می‌توانند دارای یک مزیت بر گونه‌های بومی باشند به‌عنوان مثال وجود صفتی که در زیستگاه جدید تازه بوده و بر	Callaway & Ridenour (2004)

www.SID.ir

Archive of SID

		گونه‌های بومی تأثیر منفی داشته باشد.	
Johnstone (1986)	موفقیت گونه‌های غیربومی با افزایش دسترسی به زیستخوان‌های خالی که دسترسی به آن‌ها دارای تناوب‌های فضایی موقت است افزایش می‌یابد	Opportunity windows	۲۷
Richards *et al*. (2006)	گونه‌های مهاجم دارای قدرت سازگاری و انعطاف پذیری بیشتری نسبت به گونه‌های غیر مهاجم یا بومی هستند.	Plasticity hypothesis	۲۸
Lonsdale (1999), Lockwood *et al*. (2013)	فشار انشعابی (یک متغیر ترکیبی شامل تعداد افراد معرفی شده در هر مرحله معرفی و تعداد دفعات معرفی) بالا سبب افزایش موفقیت تهاجم می‌شود	Propagule pressure	۲۹
Simberloff & Gibbons (2004)	یک گونه غیربومی که در مدت کوتاهی پس از ورود بسیار موفق بوده است با گذشت زمان به دلایل متفاوت (مانند رقابت با گونه‌های تازه معرفی شده دیگر یا سازگاری با گونه‌های بومی) ممکن است کاهش جمعیت یافته یا حتی نابود شود.	Reckless invader aka ‘boom–bust’	۳۰
Blumenthal (2006)	گونه‌های غیربومی از دشمنان طبیعی خود رها شده و می‌توانند انرژی بیشتری صرف تولیدمثل نمایند و موفقیت تهاجم با دسترسی به منابع افزایش خواهد یافت.	Resource–enemy release	۳۱
Crawley *et al*. (1999)	به دلیل رقابت درون گونه‌ای احتمال تهاجمی شدن تعداد زیادی از گونه‌های غیربومی متفاوت بیشتر از تعداد کمی از گونه‌های غیربومی است. همچنین در زمینه تهاجم خصوصیت گونه مهم‌تر از تعداد است.	Sampling	۳۲
Doorduin & Vrieling (2011)	پس از رهایی از دشمنان طبیعی تخصصی گونه‌های غیربومی به جای سیستم‌های دفاعی پر هزینه (از نظر انرژی) در مقابل دشمنان طبیعی تخصصی، انرژی خود را صرف سیستم‌های دفاعی کم هزینه‌تر (از نظر انرژی) در مقابل دشمنان طبیعی عمومی می‌کنند و انرژی مازادی که از این شیوه به‌دست می‌آید صرف رشد یا تولیدمثل گونه شده و قدرت رقابت گونه را افزایش می‌دهد.	Shifting defence hypothesis	۳۳
Williamson & Brown (1986), Williamson (1996)	گونه‌های غیربومی در مناطق جدیدی که در آن دشمنان طبیعی تخصصی بوده و گونه‌های مشابه گونه‌های بومی، غیر اختصایی هستند موفقیت بیشتری خواهند داشت.	Specialist–generalist	۳۴
Williamson & Brown (1986), Williamson (1996)	حدود ۱۰٪ گونه‌ها موفق می‌شوند که به حالت تهاجمی نزدیک شوند.	Tens rule	۳۵

کنترل بیولوژیک علف‌های هرز، یک راهکار کارآمد و نوین

کنترل بیولوژیک علف‌های هرز در دنیا دارای سابقه‌ای طولانی بوده (Julien, 1992) و برخلاف آنچه به نظر می‌رسد از زیرمجموعه‌های علم حشره‌شناسی است. پایه‌گذار کنترل بیولوژیک علف‌های هرز حشره‌شناسان هستند و اولین مورد کنترل بیولوژیک علف‌های هرز مربوط به کنترل اتفاقی کاکتوس (*Opuntia monacantha* Haworth (Cactaceae (Wildenow) در سال ۱۷۹۵ به‌وسیلهٔ شپشک‌های گونه‌ی (*Dactylopius ceylonicus* (Green) (Dactylopiidae در هند است. (Muniappan *et al*., 2009; Rabindra & Bhumannavar, 2009). با این وجود، حدود صد سال طول کشید تا کنترل بیولوژیک علف‌های هرز به‌عنوان یک راهبرد کاربردی در کنترل علف‌های هرز مورد استفاده قرار گیرد. اولین مورد استفاده از کنترل بیولوژیک علف‌های هرز با رهاسازی عوامل کنترل بیولوژیک در سال ۱۹۰۲ در جزایر هاوایی انجام شد که ۱۴ گونه حشره از خانواده‌ها و راسته‌های مختلف برای کنترل علف‌هرز (*Lantana camara* L. sens. lat. Verbenaceae) رهاسازی شد و این علف‌هرز را به طور موفقیت‌آمیزی در این نواحی کنترل کردند (Julien, 1992; Winston *et al*., 2014). تا سال ۲۰۱۴ حدود ۲۰۴۲ مورد رهاسازی عوامل کنترل بیولوژیک علف‌های هرز در ۱۳۰ کشور دنیا ثبت شد که در این گزارش‌ها ۵۵۱ عامل کنترل بیولوژیک ۲۴۴ گونه علف‌هرز هدف را (بدون در نظر گرفتن گونه‌های علف‌هرز در مورد گونه‌های مهاجم مربوط به یک جنس) تحت کنترل قرار داده‌اند. امروزه کنترل بیولوژیک علف‌های هرز در بسیاری از نواحی به‌عنوان یک روش اقتصادی و موثر به‌طور وسیعی مورد استفاده قرار می‌گیرد (Winston *et al*., 2014).

www.SID.ir

Archive of SID

مقایسه مبانی کنترل بیولوژیک آفات با کنترل بیولوژیک علف‌های هرز

در برخی از منابع، کنترل بیولوژیک به‌عنوان عملکرد پارازیتوئیدها، شکارگرها و عوامل بیماری‌زا در کاهش تراکم جمعیت یک موجود (آفت) به سطحی پایین‌تر از سطح تراکم آن موجود در شرایط عدم حضور این عوامل در نظرگرفته شده است که بر اساس این تعریف سه راهبرد مشخص در کنترل بیولوژیک ارایه می‌شود (McFadyen, 1998). راهبرد اول شامل حفاظت عوامل کنترل بیولوژیک است. در این راهبرد تراکم جمعیت عوامل کنترل بیولوژیک موجود در محیط نگه‌داری و محافظت می‌شود. راهبرد دوم افزایش تراکم جمعیت عوامل کنترل بیولوژیک داخلی موجود در محیط را در بر می‌گیرد که در این راهبرد به‌منظور تنظیم جمعیت عوامل کنترل بیولوژیک این عوامل به‌طور دوره‌ای رهاسازی می‌شوند یا شرایط محیطی برای افزایش تراکم جمعیت آن‌ها مدیریت می‌شود. راهبرد سوم، کنترل بیولوژیک کلاسیک را توصیف می‌کند که در آن عوامل کنترل بیولوژیک غیربومی از زیستگاه اصلی گونه مهاجم به منطقه آورده می‌شوند که اغلب انتظار می‌رود رهاسازی مجدد عامل کنترل بیولوژیک پس از استقرار ضرورتی نداشته باشد.

از میان سه راهبرد فوق اغلب کنترل بیولوژیک کلاسیک (راهبرد سوم) به‌عنوان روش اصلی کنترل بیولوژیک علف‌های هرز در نظر گرفته می‌شود. از میان دو راهبرد حفاظت و افزایش تراکم، راهبرد حفاظت (راهبرد اول) به‌ندرت در کنترل بیولوژیک علف‌های هرز مورد استفاده قرار گرفته (McFadyen, 1998; Van Driesche *et al.*, 2010) و راهبرد افزایش تراکم (راهبرد دوم) اغلب برای برخی از حشرات و چهارپایان به‌منظور افزایش شدت تغذیه (grazing pressure) در کنترل علف‌های هرز مورد استفاده قرار می‌گیرد (McFadyen, 1998).کنترل بیولوژیک علف‌های هرز اغلب در سه مرحله شناسایی، ارزیابی عملکرد و پایش اجرا می‌شود. در مرحله شناسایی گیاه مهاجم از نظر خاستگاه، میزان خسارت‌زایی و مشخصات گیاه‌شناسی مورد بررسی قرار گرفته و نقشه پراکنش آن در منطقه تهیه می‌شود. علاوه بر این دشمنان طبیعی گیاه مهاجم در زیستگاه‌های بومی آن شناسایی شده و از نظر کارآیی و توانایی سازگاری با منطقه جدید و عدم ایجاد خسارت روی گونه‌های بومی مورد بررسی قرار می‌گیرد. بررسی‌های تعیین دامنه میزبانی اکولوژیکی و فیزیولوژیکی و ترجیح میزبانی در این مرحله اهمیت بسیار دارند (Briese, 2005; Van Driesche *et al.*, 2009). در مرحله ارزیابی عملکرد عامل کنترل بیولوژیک مورد بررسی قرار گرفته و بر اساس این نتایج در مورد رهاسازی گسترده تصمیم‌گیری خواهد شد. علاوه بر این پس از رهاسازی وسیع نیز ارزیابی عملکرد در سطح وسیع ادامه خواهد یافت (Butler *et al.*, 2006; Ireson *et al.*, 2007; Carson *et al.*, 2008). پس از رهاسازی عمومی منطقه به‌طور منظم مورد پایش قرار گرفته و جمعیت عامل کنترل بیولوژیک بررسی خواهد شد تا در صورت نیاز با رهاسازی مجدد تراکم جمعیت عامل کنترل بیولوژیک در منطقه در سطح موثر حفظ شود (Van Driesche *et al.*, 2009; Morin *et al.*, 2009). انتخاب و ارزیابی عوامل کنترل بیولوژیک علف‌های هرز اغلب مانند انتخاب و ارزیابی عوامل کنترل بیولوژیک آفات انجام می‌شود اما تفاوت‌های مشخصی بین کنترل بیولوژیک علف‌های هرز و آفات وجود دارد که قابل‌توجه هستند. انتخاب عوامل کنترل بیولوژیک آفات اغلب بر مبنای تأثیرات کشنده حاد (Lethal effects) انجام می‌شود در حالی‌که در انتخاب عوامل کنترل بیولوژیک علف‌های هرز علاوه بر تأثیرات کشنده حاد، تأثیرات تجمعی غیرکشنده (cumulative stress from non–lethal effects) نیز مورد توجه قرار می‌گیرند. علاوه بر این در کنترل بیولوژیک آفات به منظور کارآیی مناسب، یک یا تعداد معدودی از عوامل کنترل بیولوژیک رهاسازی می‌شوند در حالی‌که این روش تنها در کنترل علف‌های هرز ساده با تولیدمثل نادر مانند گونه‌های *Azolla* spp. و *Salvinia* spp. کارآیی خوبی داشته و در مورد علف‌های هرز پیشرفته با قدرت تولیدمثل جنسی بالا مانند گونه‌های *Lantana* spp. رهاسازی چندین عامل کنترل بیولوژیک ضرورت دارد. همچنین در مقایسه زمان لازم برای انتخاب و مشاهده تأثیر

www.SID.ir

Archive of SID

معمولاً در مورد عوامل کنترل بیولوژیک علف‌های هرز مدت زمان زیادتری لازم است که این مدت در مورد گونه‌های دارای قدرت تولیدمثل جنسی بالا و قدرتمند به ۲۰ سال نیز خواهد رسید (Van Driesche *et al*., 2009). به‌این‌ترتیب علی‌رغم تشابهات موجود، کنترل بیولوژیک علف‌های هرز بسیار پیچیده‌تر از کنترل بیولوژیک آفات بوده و نیاز به دانش پایه بیشتری دارد.

آزولا چیست؟

آزولا نوعی سرخس آبزی از تیرهٔ Azollaceae است که در برخی از منابع در تیرهٔ Salviniaceae نیز قرار داده می‌شود. با این وجود، در تمامی سیستم‌های رده‌بندی جنس آزولا دارای ۲۵ گونه‌ی فسیل و ۸ گونه‌ی زنده بوده و بر اساس اجزای اندام‌های تولیدمثلی به دو زیرگروه Euazolla و Rhizosperma تقسیم می‌شود. گونه‌های *A. filiculoides*، *A. microphylla*، *A. mexicana*، *A. caroliniana* و *A. rubra* از زیرگروه Euazolla و گونه‌های *A. pinnata*، *A. nilotica* و *A. imbricata* از زیرگروه Rhizosperma به‌عنوان گونه‌های مورد قبول اکثر محققین شناخته می‌شوند (Kannaiyan & Kumar, 2006). گونه‌های آزولا دارای نوعی باکتری همزیست به نام *Anabaena azollae* Moore از گروه سیانوباکتری‌های خانوادهٔ Nostocaceae بوده که دارای قدرت تثبیت نیتروژن هستند و وجود آن‌ها به گیاه امکان می‌دهد که توانایی تثبیت نیتروژن داشته باشد (Lumpkin & Plucknet, 1980; Carrapiço, 2010). به همین دلیل در بسیاری از منابع موجود در موسسهٔ بین‌المللی تحقیقات برنج (IRRI) گونه‌های آزولا، به‌عنوان گیاهی مفید معرفی شده‌اند. با این وجود در پایگاه اطلاعاتی گونه‌های مهاجم (ISC, The Invasive Species Compendium) که از زیرمجموعه‌های سازمان بین‌المللی کشاورزی و علوم زیستی (CABI, Centre for Agriculture & Bioscience International) است، سه گونهٔ *A. filiculoides*، *A. pinnata* و *A. mexicana* به‌عنوان گونه‌های مهاجم بسیار مهم در بسیاری از کشورها در سراسر دنیا شناخته می‌شوند. بر اساس منابع موجود تا چندی قبل گونهٔ *A. filiculoides* به‌عنوان تنها گونهٔ معرفی شدهٔ آزولا در ایران شناخته می‌شد (CABI, 2018). با این وجود، گزارش‌های پراکنده‌ای از وجود گونهٔ *A. pinnata* در ایران در برخی از منابع وجود دارد (Delnavaz & Azimi, 2009; Yaghoubi, 2011). از سوی دیگر در بررسی‌های میدانی صفات ظاهری و اکولوژیکی متفاوتی در آزولا در نواحی شمالی کشور مشاهده شده که می‌تواند ناشی از وجود بیوتیپ‌ها یا گونه‌های متفاوت آزولا در منطقه باشد (Farahpour–Haghani *et al*., 2017).

آزولا برای اولین بار به وسیله Jean–Baptiste Lamarck از آمریکای جنوبی جمع‌آوری شده است، اما تحقیقات دیرین‌شناسی و ژنتیکی نشان داده است که این گونه‌های آزولا از نظر خاستگاه با یکدیگر تفاوت دارند(Carrapiço, 2010). این سرخس آبزی اولین بار در سال ۱۳۶۴ به‌عنوان عامل تثبیت نیتروژن برای شالیزارها به ایران آورده شد (Delnavaz & Azimi, 2009). با توجه به شرایط دمایی مناسب و وجود زیست‌گاه‌های آبی زیاد در نواحی شمالی کشور و به‌علت عدم وجود دشمنان طبیعی اختصاصی و موثر در زمان ورود، این سرخس آبزی به‌سرعت تکثیر یافت (Delnavaz & Azimi, 2009; Sadeghi *et al*. 2012; Farahpour–Haghani *et al*., 2016a). آزولا گیاهی تک‌پایه بوده و به دو روش جنسی و غیرجنسی تکثیر می‌شود. در روش تولیدمثل غیر جنسی، پایه‌های جدید با قطعه‌قطعه شدن پایه‌ی اصلی ایجاد می‌شوند (Lumpkin & Plucknet, 1980; Carrapiço, 2010). در تولیدمثل جنسی Megaspore و Microspore تشکیل می‌شود که گامت‌های جنسی به‌شمار می‌آیند. تولیدمثل جنسی در آزولا یک پدیده‌ی نادر محسوب می‌شود و تکثیر رویشی روش رایج تولیدمثل این گیاه محسوب می‌شود (Carrapiço, 2010).

روش‌های مبارزه با آزولا در دنیا و ایران

با توجه به مشکلات مربوط به تهاجم آزولا به زیستگاه‌های آبی در دنیا روش‌های متعددی برای کنترل آزولا مورد آزمایش قرار گرفته است و برخی از این

www.SID.ir

Archive of SID

روش‌ها به‌عنوان روش‌های مدیریت آزولا در مزارع یا سطوح کوچک مورد استفاده قرار می‌گیرند. در برخی از مناطق از آزولا برای تغذیهٔ دام و طیور و ماهی‌های گیاهخوار استفاده می‌شود (Edwards, 1974; Lumpkin & Pluncknet, 1982). جمع‌آوری آزولا با تورهای مخصوص یکی دیگر از روش‌های کنترل این سرخس آبزی در دنیا است (Hill, 1997). برخی از علف‌کش‌های عمومی مانند گلایفوسیت (Ashton 1992)، پاراکوات و دیکوات (Axelsen & Julien, 1988)، روغن کروسن به همراه سورفکتانت (Diatloff & Lee, 1979) و علف‌کش تربوترین (Wall 1994) در برخی موارد برای کنترل شیمیایی گونه‌های *A. filiculoides* و *A. pinnata* توصیه شده است. استفاده از اغلب روش‌های مذکور مستلزم صرف هزینه‌های بالایی است که از نظر اقتصادی مقرون‌به‌صرفه نیست. همچنین با توجه به‌سرعت تکثیر آزولا، لایهٔ پاک‌سازی شده در مدت کوتاهی جایگزین می‌شود (Lumpkin & Pluncknet, 1982). از سوی دیگر استفاده از برخی از علف‌کش‌های نام برده شده در بسیاری از کشورها ممنوع شده است (Watts 2016).

کنترل بیولوژیک آزولا اولین بار در سال ۱۹۹۷ در آفریقای جنوبی با رهاسازی سرخرطومی‌های آبزی *S. rufinasus* انجام شد. این سرخرطومی بومی آمریکای شمالی بوده و رهاسازی آن به‌وسیلهٔ موسسهٔ تحقیقات گیاه‌پزشکی و مرکز تحقیقات کشاورزی آفریقای جنوبی (ARC–PPRI, Agricultural Research Council-Plant Protection Research Institute, Republic of South Africa) انجام شد (Hill *et al*., 2008; Coetzee *et al*., 2011; Winston *et al*., 2014). امروزه این سرخرطومی در بسیاری از کشورها گزارش شده است (Winston *et al*., 2014) و در سال ۱۳۹۶ فعالیت این گونه در ایران نیز تائید شد (Farahpour–Haghani *et al*., 2018b). در ایران روش‌های کنترل بیولوژیک این علف‌هرز تاکنون مورد استفاده قرار نگرفته (Farahpour–Hagahni, 2018) و با توجه به غیر انتخابی بودن تمامی علف‌کش‌های توصیه شده برای کنترل این سرخس، امکان کاربرد آن‌ها در شالیزارها وجود ندارد. به‌این‌ترتیب در شالیزارها کاهش فاصلهٔ زمانی بین شخم تا نشاکاری، مدیریت مصرف کودهای ازته و فسفات در مناطق آلوده، استفاده از نشاهای بلند و کاهش آب مزرعه به حالت اشباع، جمع‌آوری آزولا به‌وسیلهٔ پمپ‌های مکنده و توری و رهاسازی اردک به‌عنوان روش‌های زراعی و مکانیکی کنترل آزولا مورد استفاده قرار می‌گیرد. همچنین استفاده از علف‌کش‌هایی مانند 2–4–D و گلایفوسیت در کانال‌های آبی از دیگر روش‌های کنترل آزولا در زیستگاه‌های آبی می‌باشد (Padasht *et al*., 2015).

گونه‌های فعال روی آزولا در ایران

گونه‌های متفاوتی از بندپایان در شمال ایران روی آزولا فعال هستند (Alinia, 2017) که بر اساس شیوهٔ فعالیت می‌توان آن‌ها را به سه گروه گونه‌های گیاهخوار دارای خسارت مستقیم، گونه‌های پوسیده‌خوار و گونه‌های دارای تأثیر نامشخص تقسیم کرد. زیست‌شناسی و شیوه فعالیت تمامی گونه‌های گیاهخوار دارای خسارت مستقیم به طور جداگانه مورد بررسی قرار گرفته و مشخص است (Farahpour–Haghani *et al*., 2015; 2016a&c; 2017; 2018a&b; Farahpour–Haghani, 2018) که از میان آنها سه گونه شب‌پره به نام‌های *Cataclysta lemnata* Linnaeus (شکل ۲)، *Nomophila noctuella* Denis & Schiffermüller (شکل ۳) و *Diasemiopsis ramburialis* Duponchel (شکل ۴) از خانواده Crambidae دارای خسارت محسوس و بیشترین تراکم جمعیت لارو روی آزولا بودند.

شکل ۲– حشرات کامل نر و مادهٔ شب‌پرهٔ *Cataclysta lemnata* (سمت راست حشرهٔ نر و سمت چپ حشرهٔ ماده)

Figure 2. *Cataclysta lemnata* adults (right: male, left: female)

www.SID.ir

Archive of SID

شکل ۳– حشرات کامل نر و مادهٔ شب‌پرهٔ *Nomophila noctuella* (سمت راست حشرهٔ نر و سمت چپ حشرهٔ ماده)

Figure 3. *Nomophila noctuella* adults (right: male, left: female)

شکل ۴– حشرات کامل نر و مادهٔ شب‌پرهٔ *Diasemiopsis ramburialis* (سمت راست حشرهٔ نر و سمت چپ حشرهٔ ماده)

Figure 4. *Diasemiopsis ramburialis* adults (right: male, left: female)

از بین این سه گونه، گونهٔ *C. lemnata* (شکل ۲) دارای بالاترین تراکم و بیشترین طول دوره فعالیت روی آزولا است که تأثیرات فعالیت آن روی آزولا در منطقه به‌طور کامل مورد بررسی قرار گرفته است (Farahpour–Haghani *et al.*, 2017; 2018a; Farahpour–Haghani, 2018). بررسی‌های به‌عمل آمده نشان داده که در تراکم مناسب این شب‌پره قادر است سطح پوشاننده آزولا را در مدت زمانی کمتر از ۱۰ روز به‌طور کامل پاک‌سازی نماید (Farahpour–Haghani, 2018). این شب‌پره از زیرخانوادهٔ Acentropinae است که به‌دلیل وجود لاروهای کاملاً آبزی یا نیمه آبزی در این زیر خانواده به آن‌ها شب‌پره‌های آبزی نیز گفته می‌شود. فعالیت این شب‌پره قبلاً از ایران گزارش شده بود (Speidel, 2005) اما هیچ گزارش ثبت‌شده‌ای از فعالیت آن روی آزولا از ایران یا سایر کشورها در سراسر دنیا وجود نداشت. حشرات ماده این شب‌پره در سطح زیرین آزولا تخم‌گذاری می‌کنند. تخم‌ها کروی و شفاف بوده و به‌صورت گروهی قرار داده می‌شوند (شکل ۵–a). لاروهای تازه تفریخ شده به طول تقریباً یک میلی‌متر و به رنگ سفید شفاف هستند و کپسول سر در آن‌ها به رنگ سیاه و کاملاً مشخص است (شکل ۵–b). این لاروها روی سایر گیاهان میزبان به داخل بافت‌های برگ نفوذ کرده و به‌صورت مینوز به تغذیه ادامه می‌دهند، اما روی آزولا با توجه به کوچک بودن برگ‌ها، در جوانه‌های انتهایی که دارای برگ‌های فشرده و مجتمع هستند نفوذ کرده و داخل آن‌ها به تغذیه می‌پردازند. پس از گذشت ۳–۵ روز لاروها، آزولا را تکه‌تکه کرده و اولین لانه‌های لاروی با چسباندن برگ‌های آزولا به‌طول تقریبی دو میلی‌متر آشکار می‌شوند. از این مرحله به بعد کلیهٔ مراحل زندگی تا تبدیل شدن به حشرهٔ کامل در داخل لانه‌های لاروی طی می‌شود. لاروهای سن آخر به‌طول ۱۵–۱۸ میلی‌متر به رنگ خاکستری تیره با کپسول سر روشن هستند (شکل ۵–c). در این حالت، طول لانه‌های لاروی گاهی به بیش از دو سانتیمتر نیز می‌رسد. شفیره در داخل لانه‌های لاروی که با یک پوشش ابریشم مانند پوشانده شده، تشکیل می‌شود (شکل ۵–d).

شکل ۵– مراحل نابالغ شب‌پرهٔ *C. lemnata* (a: تخم، b: لارو سن ۱، c: لارو سن آخر، d: شفیره)

Figure 5. immature stages of *C. lemnata* (a: egg, b: first instar larvae, c; last instar larvae, d: pupa)

طول یک نسل کامل از تخم تا حشرهٔ کامل در شرایط آزمایشگاهی حدود ۲۵–۴۷ روز است و حشرات کامل تغذیه نمی‌کنند. حشرات کامل اغلب از نیمهٔ دوم فروردین در مزارع قابل مشاهده هستند و تا پایان فصل زراعی و بعد از آن تا حدود اواخر آبان ماه به فعالیت در حوزه‌های آبی ادامه می‌دهند. این حشره فاقد دیاپوز اجباری است و در صورت وجود دمای مناسب قبل یا بعد از دوره یادشده و حتی در کل طول سال نیز می‌توانند به فعالیت در مزارع ادامه دهند. زمستان‌گذرانی به‌صورت لارو یا شفیره است و لاروها در سراسر طول سال روی آزولا باقی می‌مانند. لاروها از آزولا

www.SID.ir

Archive of SID

برای لانه‌سازی و تغذیه استفاده می‌کنند و تمامی اندام‌های هوایی و حتی ریشه‌ها را مورد استفاده قرار می‌دهند. در شرایط آزمایشگاهی، لاروها در تراکم بالا به‌طور کامل سطح پوشاننده‌ی آزولا را از بین برده و سطح آب را از آزولا پاک‌سازی کردند (Farahpour–Haghani *et al.*, 2017; Farahpour–Haghani, 2018).

شب‌پرهٔ *C. lemnata* در دنیا ابتدا به‌عنوان یک گونه با دامنه‌ی میزبانی محدود (Stenophagous) روی گونه‌های عدسک آبی از خانواده‌ی Lemnaceae معرفی شده بود (Wojtusiak &Wojtusiak, 1960)، اما تحقیقات بیشتر نشان داد که این شب‌پره می‌تواند از برخی از گونه‌های دیگر گیاهان آبزی نیز تغذیه نماید (Pabis, 2014; 2018). با این وجود بررسی‌های به عمل آمده در سال‌های اخیر نشان داده که این حشره قادر به تکمیل نسل روی بسیاری از میزبان‌های معرفی شده نیست (Farahpour–Haghani, 2018). در بررسی‌های به عمل آمده در زمینه فعالیت این شب‌پره روی گونه‌های متفاوت عدسک‌های آبی و گونه‌های نزدیک به آن‌ها مشخص شده بود که این حشره عملکرد یکسانی روی تمامی گونه‌های عدسک آبی نداشته و روی برخی از گونه‌ها بهتر فعالیت می‌کند (Pabis, 2014). همچنین مشخص شده که افزایش دما تنها تا حد مشخصی سبب افزایش فعالیت این گونه می‌شود و پس از آن کاهش فعالیت حشره را به‌همراه خواهد داشت (Van Der Heide *et al.*, 2006). با این وجود بررسی‌های اخیر در منطقه نشان داده که در شرایط محیطی شمال کشور این حشره نمی‌تواند جمعیت‌های با تراکم بالا روی میزبان اصلی ایجاد نماید و تغذیه از میزبان‌های اصلی مانند *Lemna minor* در منطقه باعث ایجاد مرگ‌ومیر شدید در مراحل پایان دوره رشدی حشره خواهد شد (Farahpour–Haghani *et al.*, 2018a; Farahpour–Haghani, 2018). به‌این‌ترتیب جمعیت‌های اصلی حشره روی گونه‌های آزولا ایجاد می‌شود (Farahpour–Haghani, 2018).

پس از گونهٔ فوق، گونهٔ *N. noctuella* (شکل ۳) دارای بالاترین تراکم و بیشترین طول دوره فعالیت روی آزولا در منطقه است (Alinia 2017). این شب‌پره از زیرخانوادهٔ Spilomelinae و خانوادهٔ Crambidae است. گونه‌های متعلق به این زیرخانواده لاروهای خشکی‌زی دارند و نسبت به سایر زیرخانواده‌های خانوادهٔ Crambidae دارای بیشترین تنوع زیستی و ظاهری هستند (Regier *et al.*, 2012). این شب‌پره یک گونهٔ پلی‌فاژ وابسته به میزبان‌های متعدد از جمله *Polygonum* spp. و *Trifolium* sp. از تیرهٔ Polygonaceae، از تیرهٔ Fabaceae *Medicago* sp.، *Zea mays*، از *Triticum* sp. و *Stenotaphrum dimidiatum* از تیرهٔ Poaceae و *Myriophyllum* spp. از تیرهٔ Haloragaceae بوده و به‌عنوان آفت یونجه و چمن در آمریکا گزارش شده و گزارش‌هایی از فعالیت این شب‌پره در سویا کشت شده در توالی با شبدر نیز وجود دارد (Flint, 1922; Drake & Decker, 1927; Smith, 1942). همچنین گزارش‌های متعددی از خسارت این گونه روی گیاهچه‌های اوکالیپتوس *Eucalyptus* sp. از تیرهٔ Myrtaceae نیز وجود دارد (Teixeira *et al.*, 1999; Zanuncio *et al.*, 2001) و در سال ۲۰۱۶ این حشره به‌عنوان آفت یونجه از ترکیه نیز گزارش شد (Gözüaçik & Erol, 2016). در ایران، این گونه از کرج، چابهار،آذربایجان شرقی و شیراز گزارش شده بود (Kohnavard *et al.*, 2011). با این وجود هیچ گونه گزارشی از فعالیت این گونه روی آزولا در دنیا ثبت نشده و فعالیت این شب‌پره روی آزولا برای اولین بار از ایران ثبت شد (Farahpour–Haghani *et al.*, 2016c).

تخم‌گذاری این شب‌پره روی برگ‌های آزولا یا سطوح صاف حاشیه‌ی آبگیرها و مزارع انجام می‌شود. تخم‌ها به قطر تقریبی یک میلی‌متر به رنگ شیری بوده و در دسته‌های دو تا سه تایی قرار داده می‌شوند (شکل ۶–a). مدت زمان لازم برای تفریخ تخم‌ها در شرایط آزمایشگاهی ۲–۴ روز است. لاروهای تازه ظاهر شده به رنگ شیری، به‌طول ۱/۵ میلی‌متر و دارای موهای پراکنده در سطح بدن هستند. کپسول سر در این لاروها به رنگ سیاه و کاملاً متمایز است (شکل ۶–b). این لاروها بسیار فعال بوده و بلافاصله پس از تفریخ شروع به تغذیه از برگ‌های آزولا می‌کنند. با افزایش سن لاروی، رنگ لاروها به تدریج تیره شده و به رنگ قهوه‌ای مایل به سبز تغییر می‌کند. لاروهای سن آخر دارای

www.SID.ir

Archive of SID

صفحات کیتینی و موهای پراکنده در سطح بدن هستند و طول آن‌ها حدود ۱۸ میلی‌متر است. کپسول سر در این لاروها به رنگ سیاه است (شکل ۶–c). طول دورهٔ لاروی در این شب‌پره در حدود ۱۴ روز است و شفیره به رنگ قهوه‌ای به‌طول تقریبی هفت میلی‌متر داخل پناهگاه‌های لاروی یا در سطوح مرتفع کنار محل فعالیت لارو تشکیل می‌شود (شکل ۶–d). طول دوره شفیرگی در شرایط آزمایشگاهی ۴–۵ روز است. حشرات کامل از نیمهٔ دوم اردیبهشت در مزارع قابل مشاهده هستند و تا پایان فصل زراعی به فعالیت خود در مزرعه ادامه می‌دهند. زمستان‌گذرانی به‌صورت تخم می‌باشد و لاروها در سراسر تابستان روی آزولا مشاهده می‌شوند. طول یک نسل کامل این حشره حدود ۲۰ – ۲۲ روز است. لاروها از برگ‌های آزولا تغذیه می‌کنند و در تراکم بالا می‌توانند خسارت شدید روی آزولا ایجاد کنند. با توجه به اینکه لاروهای این شب‌پره آبزی نیستند به منظور باقی ماندن در سطح آب با چسباندن برگ‌های آزولا به یکدیگر اقدام به ساخت پناهگاه می‌کنند. این پناهگاه‌ها به وسیله برگ‌های آزولا و رشته‌های ابریشمی ساخته می‌شوند و اغلب انباشته از فضولات لاروی هستند. وجود فضولات لاروی، با ایجاد شرایط مناسب برای رشد قارچ‌ها و باکتری‌ها سبب ایجاد گندیدگی و بروز خسارت ثانویه روی آزولا می‌شود. در شرایط تراکم بالا سطح رویی آزولا به‌طور کامل پوسیده و سیاه رنگ می‌شود (Farahpour–Haghani *et al*., 2016c; Alinia, 2017).

شکل ۶– مراحل نابالغ شب‌پرهٔ *N. noctuella* (a: تخم، b: لارو سن ۱، c: لارو سن آخر، d: شفیره)

Figure 6. immature stages of *N. noctuella* (a: egg, b: first instar larvae, c; last instar larvae, d: pupa)

شب‌پرهٔ *D. ramburialis* (شکل ۴) سومین گونه دارای تراکم بالا و خسارت محسوس روی آزولا محسوب می‌شود. این شب‌پره نیز از زیرخانوادهٔ Spilomelinae و خانوادهٔ Crambidae است. بر اساس بررسی‌های انجام شده جنس *Diasemiopsis* تنها دارای دو گونهٔ توصیف‌شده به نام‌های *D. ramburialis* و *D. leodocusalis* که مراحل نابالغ هیچ یک از این دو گونه توصیف نشده بود (Nuss *et al*., 2019). همچنین هیچ میزبان مشخص گزارش شده‌ای برای این دو گونه در دنیا ثبت نشده و تنها گزارش‌هایی از فعالیت آن بر روی برخی از گونه‌های Brassicaceae بدون اشاره به نام دقیق گیاه موجود بود (Muus & Corver, 2019) که این گزارش‌ها نیز از سوی منابع معتبر تایید نشده بودند (De Prins & De Prins, 2018; Nuss *et al*., 2019). این گونه یک گونه مهاجر دارای پراکنش جهانی (Cosmopolitan) محسوب می‌شود و آزولا اولین میزبان تایید شده این گونه در دنیا است (Farahpour–Haghani *et al*., 2016a).

حشرات ماده روی سطح آزولا تخم‌گذاری می‌کنند. تخم‌ها کروی شکل و به رنگ نارنجی هستند که در دسته‌های دو تا سه تایی قرار داده می‌شوند (شکل ۷–a). مدت زمان لازم برای تفریخ تخم‌ها در شرایط آزمایشگاهی تقریباً چهار روز است. لاروهای تازه تفریخ شده به رنگ نارنجی تیره یا قهوه‌ای مایل به قرمز به طول ۱/۵ میلی‌متر هستند (شکل ۷–b) و سطح بدن آن‌ها دارای موهای پراکنده است. کپسول سر در این لاروها به رنگ سیاه است و بلافاصله پس از تفریخ، تغذیه از برگ‌های آزولا را آغاز می‌کنند. لاروهای این شب‌پره غیرآبزی هستند و توانایی تنفس در زیر آب را ندارند. به همین دلیل بلافاصله پس از تفریخ با تنیدن تار و چسباندن برگ‌های آزولا به یکدیگر پناهگاه‌هایی روی سطح آزولا ایجاد می‌کنند که لاروها داخل این پناهگاه‌ها به تغذیه ادامه می‌دهند. این پناهگاه‌ها در ابتدا شکل مشخصی ندارند، اما با افزایش سن لارو به صورت دالان‌هایی ساخته شده از رشته‌های ابریشمی و برگ‌های آزولا روی سطح آزولا به خوبی قابل تشخیص هستند. با افزایش سن لارو بدن لارو تیره شده و رنگ

www.SID.ir

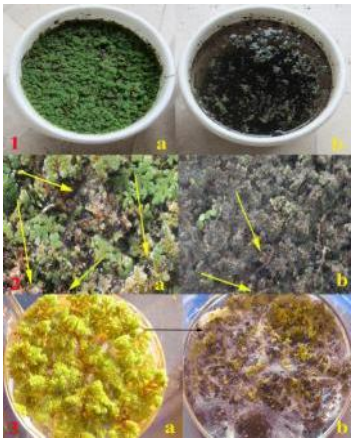
Archive of SID

کپسول سر به رنگ نارنجی روشن تغییر می‌کند. لاروهای سن آخر به رنگ قهوه‌ای مایل به سبز به‌طول تقریباً ۱۸ میلی‌متر بوده و دارای صفحات کیتینی و موهای خارمانند روی سطح بدن هستند (شکل ۷–c). طول دوره رشد لاروی در شرایط آزمایشگاهی ۱۴–۱۵ روز است. شفیره در داخل دالان‌های لاروی روی سطح آزولا تشکیل می‌شود. شفیره این شب‌پره نیمه آزاد بوده و رنگ آن در طول دوره شفیرگی از زرد مایل به قهوه‌ای به قهوه‌ای تیره تغییر می‌کند (شکل ۷–d). طول دوره شفیرگی در این شب‌پره در شرایط آزمایشگاهی در حدود یک هفته است. حشرات کامل اغلب از نیمه‌ی دوم خرداد در مزارع مشاهده شده و تا پایان فصل زراعی و پس از آن تا اواخر آبان ماه به فعالیت در محیط ادامه می‌دهند. زمستان‌گذرانی به‌صورت تخم می‌باشد و لاروها از اواسط تابستان روی آزولا مشاهده می‌شوند و تا اوایل آبان به فعالیت خود روی آزولا ادامه می‌دهند. لاروها از برگ‌های آزولا تغذیه می‌کنند و در تراکم بالا تمامی سطح آزولا به وسیله دالان‌های لاروی پوشانده می‌شود. این دالان‌ها اغلب انباشته از فضولات لاروی هستند که محیط مناسبی برای رشد عوامل گندروی مانند قارچ‌ها و باکتری‌ها ایجاد می‌کند و با ایجاد پوسیدگی و شرایط تخمیری خسارت ثانویه به صورت گندیدگی ایجاد می‌شود (Farahpour–Haghani *et al.*, 2016a).

شکل ۷– مراحل نابالغ شب‌پرهٔ *D. ramburialis* (a: تخم، b: لارو سن ۱، c: لارو سن آخر، d: شفیره)

Figure 7. immature stages of *D. ramburialis* (a: egg, b: first instar larvae, c; last instar larvae, d: pupa)

در مقایسه شیوه فعالیت سه گونه فوق با توجه به اینکه گونه *C. lemnata* دارای لاروهای کاملاً آبزی است پاک‌سازی کامل سطح آب برای لارو مشکل آفرین نخواهد بود و در بررسی‌های آزمایشگاهی نیز به دفعات پاک‌سازی کامل سطح در تراکم‌های بالای لارو در این حشره مشاهده شد. (Farahpour–Haghani *et al.*, 2017; Farahpour–Haghani, 2018) (شکل ۸–۱). در دو گونه *N. noctuella* و *D. ramburialis* با توجه به غیرآبزی بودن لاروها پاک‌سازی کامل سطح سبب غرق شدن و خفگی لارو در آب خواهد شد. در این دو گونه لاروها به منظور اجتناب از تماس با آب با تنیدن تار و چسباندن برگ‌های آزولا به یکدیگر اغلب پوشش یکپارچه‌ای در سطح آب ایجاد می‌کنند که مانند یک پناهگاه شناور لارو را از تماس با آب محافظت می‌کند . این پوشش یکپارچه پس از خروج حشرات کامل به‌دلیل آلودگی بالا به فضولات لاروی پوسیده شده و ته‌نشین خواهد شد (Farahpour–Haghani *et al.*, 2016a & c) (شکل ۸– ۲ و ۳). با این وجود به علت تراکم بالای فضولات و تارهای تولید شده میزان رسوبات تولید شده در اثر فعالیت لاروها به‌شدت افزایش خواهد یافت که می‌تواند یک جنبه منفی در نظر گرفته شود. به‌این‌ترتیب، با توجه به شیوه فعالیت، گونه *C. lemnata* که رسوبات کمتری تولید می‌کند بر دو گونه دیگر برتری دارد.



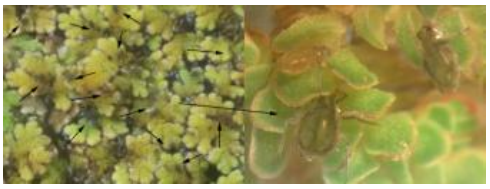
شکل ۸– مقایسه شیوه فعالیت سه گونه شب‌پره فعال روی آزولا در شمال کشور (a: ابتدای فعالیت لارو، b: مراحل پایانی فعالیت لارو)(۱– شب‌پرهٔ *C. lemnata*، ۲– شب‌پرهٔ *N. noctuella*، ۳– شب‌پرهٔ *D. ramburialis*)

Figure 8. Comparing damage symptoms of moths on Azolla in northern regions (a: first days of larvae activity, b: last days of larvae activity)(1– C. lemnata, 2– N. noctuella, 3– D. ramburialis)

www.SID.ir

Archive of SID

علاوه بر سه گونهٔ فوق، مشخص شده که شتهٔ *Rhopalosiphum nymphaeae* L. از خانوادهٔ Aphididae نیز در نواحی شمالی کشور دارای تراکم بسیار بالایی روی آزولا است (شکل ۹). این شته یک گونه‌ی پلی‌فاژ دارای تناوب میزبانی با چرخه زندگی کامل است که بسیاری از گیاهان آبزی را مورد استفاده قرار می‌دهد و می‌تواند زیر آب زنده بماند (Holman, 2009; Blackman & Eastop, 2015). فرم جنسی حشره روی تیره‌ها و گونه‌های مختلف گیلاس تشکیل می‌شود و فعالیت آن در ایران روی برخی از گونه‌های گیلاس و قاشق‌واش گزارش شده بود (Mokhtari *et al*., 2012) اما بررسی‌ها نشان داده که این شته قادر است تمام طول سال روی آزولا باقی‌مانده و حتی فرم جنسی را نیز روی آزولا تشکیل دهد که این اولین گزارش ایجاد فرم جنسی این شته روی میزبان‌های زمستانی آن در دنیا محسوب می‌شود (Farahpour–Haghani *et al*., 2015). با این وجود خسارت این شته روی آزولا محسوس نیست. همچنین گونه‌های پوسیده‌خواری از قاب‌بالان خانوادهٔ Scirtidae و یا راسته دم‌فنری‌ها، شکارگرهایی از راسته عنکبوتیان و دوبالان و یا کنه‌هایی از خانوادهٔ Oribatidae نیز روی آزولا در شمال کشور فعال هستند که تأثیر فعالیت آن‌ها روی آزولا مشخص نیست (Alinia, 2017).



شکل ۹– شته *Rhopalosiphum nymphaeae* روی آزولا
Figure 9. *Rhopalosiphum nymphaeae* on Azolla

از سوی دیگر در بررسی‌های به‌عمل آمده در سال‌های اخیر علاوه بر گونه‌های توصیف شده سرخرطومی *S. rufinasus* نیز در استان گیلان از روی آزولا جمع‌آوری شده است (Farahpour–Haghani *et al*., 2018b). این سرخرطومی که عامل اصلی کنترل بیولوژیک آزولا در دنیا می‌باشد به تازگی وارد کشور شده است. شیوه فعالیت حشره و مراحل مختلف زیستی آن روی آزولا به طور مقدماتی مشخص شده است. اما هنوز اطلاعات کافی در زمینه بیولوژی حشره و پراکنش آن در شمال کشور در دست نیست و بررسی‌ها در این زمینه ادامه دارد.

ظرفیت‌ها و چالش‌های موجود بر اساس یافته‌های چند سال اخیر

با توجه به اینکه آزولا به‌عنوان گونه‌ای مفید برای شالیزارها به ایران معرفی شد اغلب بررسی‌های به‌عمل آمده در مورد آزولا در ایران در زمینه جنبه‌های مثبت این سرخس آبزی از جمله تأثیر آن در جذب فلزات سنگین و ترکیبات آلاینده آب (e. g. Khosravi *et al*., 2005; Mashkani *et al*., 2009; Ahmady–Asbchin & Omran, 2012; Zazouli *et al*., 2014; Balarak *et al*., 2016; e.t.c.)، تأثیرات مثبت آن در رشد برنج و کنترل پشه (e. g. Hu *et al*., 1989; Esmaili *et al*., 2007; Baigi *et al*., 2013; Razavipour *et al*., 2018)، کاربرد آن در رژیم غذایی دام و طیور و ماهی‌ها (e. g. Khalighi & Padasht–Dehkaee, 2000; Fazaeli *et al*., 2008; Nekoubin & Sudagar, 2013;) و حتی تولید سوخت‌های گیاهی (Salehzadeh *et al*., 2014; Salehzadeh & Naeemi, 2017) متمرکز شده و از بین عناوین یاد شده بیشتر تحقیقات روی تأثیر آزولا در جذب آلاینده‌های آب بوده است. تأثیرات مثبت آزولا در شالیزارها و جیره غذایی دام و طیور ماهی‌ها در دنیا مورد تایید قرار دارد (e. g. Watanabe *et al*., 1977; Mandal *et al*., 1999; Fiogbé *et al*., 2004; Ferdoushi *et al*., 2008; Bocchi & Malgioglio, 2010; Murthy *et al*., 2013)، اما اغلب در کشورهایی مانند چین، هند و کشورهای آسیای جنوب شرقی مطرح است که گونه‌های آزولا در آن‌ها به‌عنوان گونه‌های بومی شناخته می‌شود (CABI, 2018). در این کشورها وجود دشمنان طبیعی آزولا که با گذشت زمان به همراه میزبان خود به تکامل و تعادل رسیده‌اند آزولا را در محیط‌های طبیعی به حالت متعادل حفظ می‌کند. به‌عنوان مثال در کشور چین و برخی از کشورهای اطراف آن برخی از گونه‌های دو جنس *Elophila* spp.، *Ephestiopsis* spp. (Crambidae) روی آزولا فعال بوده و به‌عنوان عوامل ایجاد خسارت روی آزولا

www.SID.ir

Archive of SID

در منطقه شناخته می‌شوند (Mochida, 1985; Mochida *et al*., 1987). در کشور هند و برخی از مناطق دیگر نیز برخی از گونه‌های جنس *Cryptoblabes* spp. (Pyralidae) (Sasmal & Kulshreshtha, 1984) به‌عنوان گونه‌های آفت برای آزولا شناخته می‌شوند. آزولا گیاهی با قدرت سازگاری زیاد و توانایی‌های منحصر به فرد بسیار است (Rai & Rai, 1999; Masood *et al*., 2006; Carrapiço, 2010) و می‌تواند به راحتی با شرایط نامساعد محیطی سازگاری یابد و توانایی آن در پاک‌سازی آلاینده‌ها و فلزات سنگین (Stepniewska *et al*., 2005; Zhang *et al*., 2008; Dai *et al*., 2012) به این گیاه اجازه می‌دهد تا در محیط‌هایی که بسیاری از گیاهان دیگر قادر به ادامه حیات نیستند به فعالیت خود ادامه دهد و از این نظر این گیاه بر اساس نظریه‌های Adaptation, Ideal weed, Novel weapons و Plasticity hypothesis (Elton, 1958; Rejmánek & Richardson, 1996; Duncan & Williams, 2002; Callaway & Ridenour, 2004; Richards *et al*., 2006) (جدول ۱) به‌طور بالقوه دارای شرایط لازم برای تبدیل شدن به یک گونه مهاجم است. لذا اغلب از ورود این گونه به نواحی جدید قبل از انجام بررسی‌های دقیق و گسترده در زمینه شیوه‌های مدیریت صحیح گیاه، جلوگیری می‌شود. با این وجود در زمان ورود آزولا به کشور هیچ‌گونه اطلاعاتی قابل استنادی در زمینه شرایط فعالیت این گیاه در شمال کشور یا مدیریت آن در دست نبود. شمال ایران منطقه‌ای است که در گذشته پوشیده از جنگل‌های هیرکانی (Hyrcanian forests) بود و امروزه نیز این جنگل‌ها به‌طور پراکنده در منطقه وجود دارند (Akhani *et al*., 2010). به علت وجود پوشش هیرکانی و وجود دریای خزر، نواحی شمال ایران دارای شرایط اقلیمی ویژه‌ای است (Kendrew, 1961; Khalili, 1973; Alijani & Harman, 1985). نواحی دارای پوشش هیرکانی دارای درصد رطوبت و بارندگی بالایی هستند (Domoers *et al*., 1998) و تأثیرات دریای خزر نیز میزان رطوبت و بارندگی این نواحی را افزایش می‌دهد (Rodwell & Hoskins, 1996). این نواحی دارای آبگیرها، تالاب‌ها و آب‌بندهای متعدد است که سبب می‌شود شرایط محیطی برای رشد آزولا که گیاهی آبزی است در این نواحی بسیار مناسب باشد. به‌این‌ترتیب، آزولا با ورود به شمال ایران به‌عنوان یک زیستخوان خالی دارای شرایط محیطی مناسب، به‌دلیل عدم وجود اطلاعات کافی از شیوه مدیریت آن در شالیزارها، در زیستگاه‌های آبی طبیعی فرصت استقرار و گسترش یافت که از این نظر بر اساس سه نظریه Empty niche, Increased resource availability و Opportunity windows (MacArthur, 1970; Johnstone, 1986; Sher & Hyatt, 1999) (جدول ۱) شرایط مناسب محیطی برای تهاجمی شدن آن در منطقه فراهم بود. از سوی دیگر به‌دلیل عدم وجود دشمنان طبیعی تخصصی در منطقه جدید بر اساس نظریه‌های Enemy release, Specialist–generalist, Evolution of increased competitive ability و Resource–enemy release (Williamson & Brown 1986; Williamson 1996; Blossey & Notzold, 1995; Keane & Crawley, 2002; Blumenthal, 2006) (جدول۱) هیچ مانع مهارکننده زنده‌ای در مقابل گسترش آن در منطقه وجود نداشت. علاوه بر این، شرایط محیطی نااستوار منطقه (فعالیت‌های کشاورزی، آلودگی محیط به فاضلاب‌های صنعتی و کشاورزی و شهری، ساخت و ساز غیر قانونی و غیر اصولی) (JICA, 2005) که به‌دلیل فعالیت‌های انسانی ایجاد شده بود با توجه به نظریه‌های Dynamic equilibrium, Disturbance, Environmental heterogeneity و Human commensalism (Elton, 1958; Huston, 1979; Hobbs & Huenneke, 1992; Jeschke & Strayer, 2006; Melbourne *et al*., 2007) (جدول ۱) شدت گسترش آن را افزایش داد و افزایش شدت گسترش آزولا در زیستگاه‌های طبیعی سبب ورود نابهنگام آن به برخی از شالیزارهای مستعد شده و مشکل آفرینی آزولا در شالیزارها نیز آغاز شد. با توجه به اینکه اطلاعاتی از روابط خویشاوندی آزولای موجود در منطقه با گونه‌های بومی در دست نیست در مورد علل ناشی از عدم وجود گونه‌های خویشاوند و سازگاری ژنتیکی با گونه‌های موجود در منطقه نمی‌توان به درستی نظر داد اما تا همین سطح نیز دلایل متعددی برای تهاجمی شدن آزولا در منطقه وجود داشت. اولین علایم تهاجم آزولا به زیستگاه‌های آبی

www.SID.ir

Archive of SID

منطقه در اواخر دهه ۷۰ با ورود یک هیات ژاپنی به منطقه آشکار شده و پس از آن گزارش‌های متعددی از مشکل آفرینی آزولا در زیستگاه‌های آبی و شالیزارها ثبت شد (Mohamad–Sharifi, 2001; JICA, 2005; Delnavaz & Azimi, 2009; Yaghoubi yaghoubi, 2011; Padasht *et al*., 2105; Farahpour–Haghani *et al*., 2016a). علی‌رغم اهمیت آزولا در شمال کشور هنوز نقشه دقیقی از پراکنش آزولا در منطقه در دست نیست که این امر نیز مشکلات زیادی در بررسی روش‌های مدیریت آزولا در منطقه ایجاد کرد. با این وجود، مدل‌های پراکنش آزولا در برخی از مناطق نواحی شمالی کشور قبلاً مورد بررسی قرار گرفته است و مهم‌ترین عوامل غیرزنده (Abiotic factores) موثر در گسترش آزولا در منطقه مشخص شده‌اند (Sadeghi *et al*., 2012; Sadeghi, 2016). همچنین طی سال‌های اخیر تمامی عوامل زنده فعال روی آزولا نیز در منطقه شناسایی شده‌اند (Farahpour–Haghani *et al*., 2015; 2016a,b&c; 2017; 2018a&b; Alinia, 2017; Farahpour–Haghani, 2018). همان‌طور که قبلاً نیز اشاره شد در اجرای برنامه‌های کنترل بیولوژیک علف‌های هرز، شناسایی عوامل کنترل، گام نخست محسوب می‌شود (Briese, 2005; Van Driesche *et al*., 2009). بررسی‌ها نشان داده که برخی از گونه‌های فعال روی آزولا در نواحی شمالی کشور برای اولین بار در دنیا از روی آزولا گزارش شده‌اند (Farahpour–Haghani *et al*., 2016a&c; 2017) که این امر نشان می‌دهد شرایط محیطی خاص سبب شده تا این گونه‌ها فعالیت روی آزولا را آغاز نمایند. این گونه‌ها که عموماً مهاجر یا بومی منطقه هستند به خوبی با فعالیت روی آزولا سازگاری یافته‌اند. البته همان‌طور که قبلاً نیز اشاره شد کنترل بیولوژیک علف‌های هرز اغلب به روش کلاسیک انجام می‌شود. با این وجود، موارد موفقی از استفاده از عوامل کنترل بیولوژیک بومی به منظور کنترل علف‌های هرز مهاجم غیربومی نیز وجود دارد. به‌عنوان مثال، گونهٔ *Euhrychiopsis lecontei* (Dietz) (Curculionidae) که بومی آمریکای شمالی است به منظور کنترل علف‌هرز *Myriophyllum spicatum* L. (Haloragaceae) که یک گونهٔ غیربومی در این مناطق است مورد استفاده قرار گرفت (Sheldon & Creed, 1995; Winston *et al*., 2014). بررسی‌ها نشان داده است که از میان گونه‌های فعال روی آزولا در شمال گونه‌ی *C. lemnata* از این نظر می‌تواند به‌عنوان یک گونه کارآمد در نظر گرفته شود. این گونه بومی دارای جمعیت‌های طبیعی خوبی روی آزولا است و کارآیی خوبی دارد (Farahpour–Haghani, 2018). همچنین مشخص شده که از نظر خسارت‌زایی روی گونه‌های غیر هدف نیز کم خطر است (Farahpour–Haghani *et al*., 2018b; Farahpour–Haghani, 2018). به‌این‌ترتیب، افزایش جمعیت آن در منطقه و حمایت از جمعیت‌های طبیعی آن می‌تواند در مهار آزولا موثر باشد (راهکارهای افزایش جمعیت و حمایت) (McFadyen, 1998). در مورد دو گونه‌ی *N. noctuella* و *D. ramburialis* با توجه به اینکه گونه اول یک گونه آفت است و دامنه میزبانی گونه دوم نیز مشخص نیست افزایش جمعیت راهکار مناسبی نیست اما حمایت از جمعیت‌های طبیعی این دو گونه در مناطق مشخص می‌تواند تا حدودی مفید باشد. البته در مورد گونه *N. noctuella* پرهیز از کشت میزبان‌های زراعی این حشره در نواحی نزدیک به آبگیرها می‌تواند سبب تمرکز جمعیت‌های طبیعی حشره روی آزولا شود که با این کار نه تنها از بروز خسارت در روی سایر میزبان‌های این گونه جلوگیری می‌شود بلکه بدون افزایش تراکم جمعیت‌های طبیعی حشره در منطقه می‌توان از آن در مهار آزولا استفاده نمود (مدیریت علف هرز با افزایش شدت تغذیه یاgrazing pressure). با توجه به استفاده از سموم مختلف در شالیزارها، تأثیر منفی کاربرد این ترکیبات روی گونه‌های یاد شده با توجه به نظریه‌های Biotic indirect effects و Enemy reduction (Callaway *et al*., 2004; Colautti *et al*., 2004) (جدول ۱) می‌تواند یکی از علل عدم کارآیی آن‌ها در شرایط کنونی محسوب شود. از سوی دیگر به تازگی فعالیت سرخرطومی *S. rufinasus* نیز در شمال کشور اثبات شده است (Farahpour–Haghani *et al*., 2018a). لذا شرایط کنترل بیولوژیک کلاسیک آزولا نیز در منطقه وجود دارد که با تکمیل بررسی‌های ضروری

www.SID.ir

Archive of SID

می‌توان این حشره را نیز برای کنترل بیولوژیک آزولا در منطقه مورد استفاده قرار داد.

بر اساس توضیحات ارایه شده به منظور مهار آزولا در کشور ضرورت دارد نکات زیر مد نظر قرار داده شود:

۱– نقشه مناطق پراکنش آزولا در منطقه به طور دقیق تهیه شود.

۲– گونه‌های آزولای موجود در کشور باید با استفاده از روش‌های مولکولی یا استفاده از اسپورهای جنسی به طور دقیق شناسایی شوند.

۳– نقشه پراکنش و تراکم گونه‌های مفید فعال روی آزولا به ویژه سرخرطومی *S. rufinasus* به‌طور دقیق در منطقه تهیه شود.

۴– کاربرد سموم و ترکیبات شیمیایی در شالیزارها باید با مدیریت دقیق انجام شود تا از آسیب دیدن گونه‌های مفید فعال روی آزولا جلوگیری شود (سم‌پاشی لکه‌ای، جلوگیری از سم‌پاشی خارج از فصل، عدم کاربرد دزهای بسیار بالای سموم و جلوگیری از کاربرد سم در کانال‌های آبرسانی).

۵– سرخرطومی *S. rufinasus* در منطقه باید به‌طور دقیق مورد بررسی و پایش قرار گیرد.

۶– در مناطقی که سرخرطومی کارآیی کافی ندارد با تکثیر انبوه، رهاسازی مجدد سرخرطومی انجام شود و به‌طور همزمان گونه‌هایی مانند *C. lemnata* نیز مورد استفاده قرار گیرند.

۶– در زیستگاه‌هایی که دو گونه *N. noctuella* و *D. ramburialis* تراکم مناسبی دارند به منظور افزایش شدت تغذیه، سایر میزبان‌های دو گونه حذف شده و از کاربرد سموم آفت‌کش در این مناطق خودداری شود.

۷– آزولای فعال در شالیزارها باید به خوبی مهار شده و از ورود آن به آبراه‌ها جلوگیری شود. لازم به ذکر است که وجود آزولا در شالیزارها پس از استقرار نشاء (حدود دو هفته پس از نشاکاری) تا پایان فصل در تراکم کم می‌تواند برای رشد برنج مفید باشد، لذا مدیریت صحیح و مهار آزولا در شالیزارها اهمیت بسیاری دارد.

سپاسگزاری

با سپاس بسیار از آقای دکتر فرانسیس کاراپیکو استاد دانشگاه لیسبون پرتغال، بابت راهنمایی‌ها و اطلاعات ارزشمندشان در مورد بیولوژی و شناسایی آزولا، آقای دکتر رودریگو دیاز استاد دانشگاه لوییزیانا آمریکا، بابت راهنمایی‌ها اطلاعات ارزشمندشان در زمینه کنترل بیولوژیک علف‌های هرز، آقایان دکتر برنارد لندری از موزه تاریخ طبیعی ژنو در سوئیس، دکتر دیوید آگاسیز از موزه تاریخ طبیعی لندن در انگلستان، دکتر ایوو توسیوسکی از سازمان جهانی کشاورزی (CABI) در سوییس و دکتر محسن مهرپرور از پژوهشگاه علوم و تکنولوژی پیشرفته و علوم محیطی کرمان بابت همکاری و راهنمایی در شناسایی گونه‌ها و با سپاس از مسئولین و همکاران موسسه تحقیقات برنج کشور بابت فراهم کردن امکانات لازم جهت اجرای بررسی‌های چندین ساله در زمینه کنترل بیولوژیک آزولا و داوران و خوانندگان نوشته حاضر.

References

Aagaard, K. & Lockwood, J. 2014. Exotic birds show lags in population growth. Diversity and Distributions, 20(5): 547–554.

Ahmady–Asbchin, S. & Omran, A.N. 2012. Potential of *Azolla filiculoides* in the removal of Ni & Cu from wastewaters. African Journal of Biotechnology, 11(95): 16158–16164.

Akhani, H., Djamali, M., Ghorbanalizadeh, A. & Ramezani, E. 2010. Plant biodiversity of Hyrcanian relict forests, N Iran: an overview of the flora, vegetation, palaeoecology & conservation. Pakistan Journal of Botany, 42 (Special Issue): 231–258.

Alijani, B. & Harman, J.R. 1985. Synoptic climatology of precipitation in Iran. Annals of the Association of American Geographers, 75(3): 404–416.

Alinia, F. 2017. Studying on insectile bio–control agents of *Azolla* and *potamogeton* in Guilan. Final report, Rice research inistitute of Iran. Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO). (In Persian with English summary)

www.SID.ir

Archive of SID

Ashton, P.J. 1992. Azolla infestations in South Africa: History of the introduction, scope of the problem and prospects for management. Water quality information sheet. Pretoria, South Africa: Department of Water Affairs and Forestry.

Axelsen, S. & Julian, C. 1988. Weed control in small dams. Part II control of Salvinia, Azolla and of water hyacinth. Queensland Agricultural Journal, 114(5): 291–298.

Baigi, M.G., Pirdashti, H., Abbasian, A. & Mazandarani, G.A. 2013. Combined effect of duck & Azolla on dry matter partitioning of rice (*Oryza sativa* L.) in the integrated rice–duck farming.

Balarak, D., Bazrafshan, E. & Kord Mostafapour, F. 2016. Equilibrium, kinetic studies on the adsorption of acid green 3 (Ag3) dye onto *Azolla filiculoides* as adosorbent. American Chemical Science Journal, 11(1): 1–10.

Blackburn, T.M., Dyer, E., Su, S. & Cassey, P. 2015. Long after the event, or four things we (should) know about bird invasions. Journal of Ornithology, 156(1): 15–25.

Blackburn, T.M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R.P., Jarošík, V., Wilson, J.R. & Richardson, D.M. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. Trends in Ecology & Evolution, 26(7): 333–339.

Blackman, R. L. & Eastop, V.F. 2015. Aphids on the World's Plants: An online identification & information guide. Available from: http://www.aphidsonworldsplants.info/ Access Date: 2015.04.19.

Blossey, B. & Notzold, R. 1995. Evolution of increased competitive ability in invasive nonindigenous plants: a hypothesis. Journal of Ecology, 83(5): 887–889.

Blumenthal, D.M. 2006. Interactions between resource availability & enemy release in plant invasion. Ecology Letters, 9(7): 887–895.

Bocchi, S. & Malgioglio, A. 2010. Azolla–Anabaena as a biofertilizer for rice paddy fields in the Po Valley, a temperate rice area in Northern Italy. International Journal of Agronomy.

Briese, D.T. 2005. Translating host–specificity test results into the real world: the need to harmonize the yin & yang of current testing procedures. Biological Control, 35(3): 208–214.

Butler, J.L., Parker, M.S. & Murphy, J.T. 2006. Efficacy of flea beetle control of leafy spurge in Montana & South Dakota. Rangel& Ecology & Management, 59(5): 453–461.

CABI: The Centre for Agriculture & Bioscience International, 2018. https://www.cabi.org/isc/datasheet/8119 & https://www.cabi.org/isc/datasheet/8120

Callaway, R.M. & Ridenour, W.M. 2004. Novel weapons: invasive success & the evolution of increased competitive ability. Frontiers in Ecology & the Environment, 2(8): 436–443.

Callaway, R.M., Thelen, G.C., Rodriguez, A. & Holben, W.E. 2004. Soil biota & exotic plant invasion. Nature, 427(6976), p.731.

Carrapiço, F. 2010. Azolla as a super organism. Its implication in symbiotic studies. Symbioses & Stress (pp. 225–241).

Carson, W.P., Hovick, S.M., Baumert, A.J., Bunker, D.E. & Pendergast, T.H. 2008. Evaluating the post–release efficacy of invasive plant biocontrol by insects: a comprehensive approach. Arthropod–Plant Interactions, 2(2): 77–86.

Cassey, P. & Hogg, C.J. 2015. Escaping captivity: the biological invasion risk from vertebrate species in zoos. Biological Conservation, 181: 18–26.

Cassey, P., García–Díaz, P., Lockwood, J.L. & Blackburn, T.M. 2018. Invasion Biology: Searching for Predictions & Prevention, & Avoiding Lost Causes. Invasion Biology: Hypotheses & Evidence, 9: 1–11.

Cassey, P., Prowse, T.A. & Blackburn, T.M. 2014. A population model for predicting the successful establishment of introduced bird species. Oecologia, 175(1): 417–428.

Coetzee, J.A., M.P. Hill, M.J. Byrne & Bownes, A. 2011. A review of the biological control programmes on *Eichhornia crassipes* (C. Mart.) Solms (Pontederiaceae), *Salvinia molesta* DS Mitch. (Salviniaceae), *Pistia stratiotes* L.(Araceae), *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. (Haloragaceae) and *Azolla filiculoides* Lamarck(Azollaceae) in South Africa. African Entomology, 19(2): 451–468.

Colautti, R.I., Ricciardi, A., Grigorovich, I.A. & MacIsaac, H.J. 2004. Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? Ecology Letters, 7(8): 721–733.

Dai, L.P., Dong, X.J. & Ma, H.H. 2012. Antioxidative & chelating properties of anthocyanins in Azolla imbricata induced by cadmium. Polish Journal of Environmental Studies, 21(4).

De Prins, J. & De Prins, W. 2018. Afromoths, online database of Afrotropical moth species (Lepidoptera). World Wide Web electronic publication (www.afromoths.net) [accession date]

Delnavaz Hashemloian B. & Ataei Azimi A. 2009. Alien & exotic Azolla in northern Iran. African Journal of Biotechnology, 8 (2): 187–190.

Diatloff, G. & Lee, A.N. 1979. A new approach for control of *Azolla filiculoides*. Proceedings of the 7th Asian–Pacific Weed Science Society Conference, Sydney, Australia, 253–255.

www.SID.ir

Archive of SID

Domroes, M., Kaviani, M. & Schaefer, D. 1998. An analysis of regional & intra–annual precipitation variability over Iran using multivariate statistical methods. Theoretical & Applied Climatology, 61(3–4): 151–159.

Drake, C.l. & Decker, G.C. 1927. Some caterpillars frequently mistaken for European corn borer. Iowa State College of Agriculture & Mechanic Arts. Agricultural Experiment Station Circular, 16 pp.

Duncan, R.P. & Williams, P.A. 2002. Ecology: Darwin's naturalization hypothesis challenged. Nature, 417(6889), p.608.

Edwards, D.J. 1974. Weed preference and growth of young grass carp in New Zealand. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 8(2): 341–350.

Elton, C.S. 1958. The Ecology of Invasions by Animals & Plants. Methuen, London.

Esmaili, M., Mobaser, H.R., Heydari, S.H., Akbarpour, R.N. & Eftekhari, A. 2007. The study on the effect of plant residue management methods, azolla and duck on weed characteristics, yield and harvest index in integrated culture of rice ratoon (*Oryza sativa*).

Essl, F., Bacher, S., Blackburn, T.M., Booy, O., Brundu, G., Brunel, S., Cardoso, A.C., Eschen, R., Gallardo, B., Galil, B. & García–Berthou, E. 2015. Crossing frontiers in tackling pathways of biological invasions. BioScience, 65(8): 769–782.

Farahpour–Haghani, A., Jalaeian, M. & Mehrparvar, M. 2015. First report of Rhopalosiphum nymphaeae (L.)(Hem.: Aphididae) on Azolla filiculoides from Iran & its male formation on secondary host plant. Journal of Crop Protection, 4(4): 557–561.

Farahpour–Haghani, A., Jalaeian, M. & Landry, B. 2016a. Diasemiopsis ramburialis (Duponchel) (Lepidoptera, Pyralidae sl, Spilomelinae) in Iran: first record for the country & first host plant report on water fern (Azolla filiculoides Lam., Azollaceae). Nota lepidopterologica, 39(1): 1–11.

Farahpour–Haghani, A., Jalaeian, M. & Tosiveski, I. 2016b. First report of *Tanysphyrus lemnae* Fabricius (Coleoptera: Erirhinidae) on Duckweed in Guilan Province, Iran. 3rth national meeting on biocontrol in agriculture & natural resources in Iran. Mashhad.

Farahpour–Haghani, A., Jalaeian, M., Alinia, F. and Majidi–shilsar, F. 2016c. First report of Rush Veneer *Nomophila noctuella* (Lepidoptera: Crambidae: Spilomelinae) on Water Fern in wetlands and rice fields, Proceeding of 22nd Iranian Plant Protection Congress, 27–30 August, College of Agriculture and Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran. (In Persian with English summary)

Farahpour–Haghani, A., Hassanpour, M., Alinia, F., Nouri–Ganbalani, G., Razmjou, J. & Agassiz, D. 2017. Water ferns *Azolla* spp. (Azollaceae) as new host plants for the small China–mark moth, *Cataclysta lemnata* (Linnaeus, 1758) (Lepidoptera, Crambidae, Acentropinae). Nota Lepidopterologica, 40:1–13.

Farahpour–Haghani, A. 2018. Studying on possibility of use of a rice fields active aquatic moth in biological control of aquatic weeds, *Azolla filiculoides* Lamarck and *Azolla pinnata* R. Brown in paddy fields of northern Iran, Phd thesis, University of Mohaghegh Ardabili.

Farahpour–Haghani, A., Tosiveski I., Yaghoubi, B., Jalaeia, M. & Pouramir, F. 2018a. First report of the exotic weevil *Stenopelmus rufinasus* (Coleoptera: Curculionidae) occurrence in Iran. Journal of Crop Protection, 7(2): 243–246.

Farahpour–Haghani, A., Hassanpour, M., Alinia, F., Nouri Ganbalani, G. & Razmjou, J. 2018b. *Cataclysta lemnata Linnaeus*, 1758 (Lepidoptera: Crambidae) expanded its host range feeding on invasive aquatic ferns, species of *Azolla* Lamarck, 1783 (Hydropteridales: Azollaceae): fitness factors & costs. Aquatic Insects, 40(1): 1–22.

Fazaeli, H., Mohammadian, T.H., Ghorbani, A., Asadpour, Y. & Afzali, M. 2008. Effect of diets containing azolla (*Azolla filiculoides*) sugar beet pulp silage on the fattening performance of guilani native male calves.

Ferdoushi, Z., Haque, F., Khan, S. & Haque, M., 2008. The effects of two aquatic floating macrophytes (Lemna & Azolla) as biofilters of nitrogen & phosphate in fish ponds. Turkish Journal of Fisheries & Aquatic Sciences, 8(2): 253–258.

Fiogbé, E.D., Micha, J.C. & Van Hove, C. 2004. Use of a natural aquatic fern, *Azolla microphylla*, as a main component in food for the omnivorous–phytoplanktonophagous Tilapia, *Oreochromis niloticus* L. Journal of Applied Ichthyology, 20(6): 517–520.

Flint, W. 1922. Studies of the life history of Nomophila noctuella. Annals of the Entomological Society of America, 15(2): 154–156.

Gözüaçik, C. & Erol, A.T.A.Y. 2016. A new pest: Rush veneer, Nomophila noctuella Denis & Schiffermüller, 1775 (Lepidoptera: Crambidae) on alfalfa (Medicago sativa L.) & its larval parasitoids in Iğdır province of Turkey. Türkiye Entomoloji Bülteni, 6 (4):321–326.

Hill, M.P. & Coetzee, J. 2017. The biological control of aquatic weeds in South Africa: Current status and future challenges. Bothalia–African Biodiversity and Conservation, 47(2): 1–12.

Hill, M.P. 1997. The potential for the biological control of the floating aquatic fern, *Azolla filiculoides* Lamarck (red water fern/rooivaring) in South Africa. WRC.

www.SID.ir

Archive of SID

Hill, M.P. 2003. The impact and control of alien aquatic vegetation in South African aquatic ecosystems. African Journal of Aquatic Science, 28(1): 19–24.

Hill, M.P., McConnachie, A.J. & Byrne, M.J. 2008. *Azolla filiculoides* Lamarck (Pteridophyta: Azollaceae) control in South Africa: a 10–year review. Proceedings of the XII International Symposium on Biological Control of Weeds, 566–568. CAB International.

Hobbs, R.J. & Huenneke, L.F., 1992. Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. Conservation biology, *6*(3): 324–337.

Holman, J. 2009. Host Plant Catalog of Aphids, Palaearctic Region. Springer Science and Business Media B. V. 1216 pp.

Hu, Y. F, Li, H. M., Guo, S. Z., Xu, R. M. & Lu, B. L. 1989. Cultivation of a fern, *Azolla filiculoides*, in rice fields for mosquito control. Chinese Journal of Biological Control 5, 104–106.

Huston, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. The American Naturalist, 113(1): 81–101.

Ireson, J. E., Davies, J. T., Friend, D. A., Holloway, R. J., Chatterton, W.S., Van Putten, E.I. & McFadyen, R.E.C. 2006. Weeds of pastures & field crops in Tasmania: economic impacts & biological control. CRC for Australian Weed Management.

Jeschke J. M. & Heger T. eds. 2018. Invasion Biology: Hypotheses & Evidence. CABI.

Jeschke, J.M. & Strayer, D.L. 2006. Determinants of vertebrate invasion success in Europe & North America. Global Change Biology, 12(9): 1608–1619.

JICA (Japan International Cooperation Agency). 2005. The study on integrated management of Anzali Wetland in the Islamic Republic of Iran, Final report 2.

Johnstone, I.M. 1986. Plant invasion windows: a time-based classification of invasion potential. Biological Reviews, 61(4): 369–394.

Julien, M.H. 1992. Biological Control of Weeds: A World Catalogue of Agents and Their Target Weeds.Wallingford, Oxford: CAB International, 3rd edition.

Kannaiyan, S. & Kumar, K. 2006. Biodiversity of Azolla & its algal symbiont Anabaena azollae". NBA Scientific Bulletin, 2: 1–31.

Keane, R.M. & Crawley, M.J. 2002. Exotic plant invasions & the enemy release hypothesis. Trends in ecology & evolution, 17(4): 164–170.

Kendrew. W.G. 1961. The Climates of the Continents. Oxford University Press, Oxford 1961. 610 s. 15 X 23 cm. 55 sh. Geografisk Tidsskrift.

Khalighi, A. & Padasht–Dehkaee, M.N. 2000. Effect of media produced by tree bark, tea waste, rice hull & azolla as a substitute for peat, on growth & flowering of marigold (Tagetes patula" Golden Boy"). Iranian Journal of Agricultural Sciences, 31(3): 557–565.

Khalili, A. 1973. Precipitation patterns of central Elburz. Archiv für Meteorologie, Geophysik und Bioklimatologie, Serie B, 21(2–3): 215–232.

Khosravi, M., Ganji, M.T. & Rakhshaee, R. 2005. Toxic effect of Pb, Cd, Ni & Zn on Azolla filiculoides in the international Anzali wetl&. International Journal of Environmental Science & Technology, 2(1): 35–40.

Kohnavard, F., Pashaii–Rad, Sh., Alipanah, H., Kohansal, A. 2011. A faunistic study of subfamilies crambinae, cybalominae, odontiinae (lepidoptera: crambidae) in fasa & jahrom regions, fars province. Iranian Journal of biology 24(1): 143–154. (In Persian with English summary)

Leung, B., Roura-Pascual, N., Bacher, S., Heikkilä, J., Brotons, L., Burgman, M.A., Dehnen-Schmutz, K., Essl, F., Hulme, P.E., Richardson, D.M. & Sol, D. 2012. TEASIng apart alien species risk assessments: a framework for best practices. Ecology Letters, 15(12): 1475–1493.

Lockwood, J.L., Hoopes, M.F. & Marchetti, M.P. 2013. Invasion ecology. John Wiley & Sons.

Lumpkin, T. A. & Plucknett, D. L. 1982. Azolla as a green manure: use & management in crop production. Westview Press.

Lumpkin, T.A. & Plucknett, D.L. 1980. Azolla: botany, physiology, & use as a green manure. Economic Botany, 34(2): 111–153.

MacArthur, R., 1970. Species packing & competitive equilibrium for many species. Theoretical population biology, 1(1): 1–11.

Maggi, E., Benedetti–Cecchi, L., Castelli, A., Chatzinikolaou, E., Crowe, T.P., Ghedini, G., Kotta, J., Lyons, D.A., Ravaglioli, C., Rilov, G. & Rindi, L. 2015. Ecological impacts of invading seaweeds: a meta–analysis of their effects at different trophic levels. Diversity & Distributions, 21(1): 1–12.

Mandal, B., Vlek, P.L.G. & Mandal, L.N. 1999. Beneficial effects of blue–green algae & Azolla, excluding supplying nitrogen, on wetl& rice fields: a review. Biology & Fertility of Soils, 28(4): 329–342.

Mashkani, S.G. & Ghazvini, P.T.M. 2009. Biotechnological potential of Azolla filiculoides for biosorption of Cs & Sr: Application of micro–PIXE for measurement of biosorption. Bioresource technology, 100(6): 1915–1921.

www.SID.ir

Archive of SID

Masood, A., Shah, N.A., Zeeshan, M. & Abraham, G. 2006. Differential response of antioxidant enzymes to salinity stress in two varieties of Azolla (Azolla pinnata & Azolla filiculoides). Environmental & Experimental Botany, 58(1–3): 216–222.

McConnachie, A.J. 2004. Post release evaluation of *Stenopelmus Rufinasus* Gyllenhal (Coleoptera: Curcilionidae): a natural enemy released against the red water fern, *Azolla filiculoids* Lamarck (Azollaceae) in South Africa. PhD thesis, Rhodes University.

McFadyen, R.E.C., 1998. Biological control of weeds. Annual review of entomology, 43(1): 369–393.

Melbourne, B.A., Cornell, H.V., Davies, K.F., Dugaw, C.J., Elmendorf, S., Freestone, A.L., Hall, R.J., Harrison, S., Hastings, A., Holl&, M. & Holyoak, M. 2007. Invasion in a heterogeneous world: resistance, coexistence or hostile takeover? Ecology letters, 10(1): 77–94.

Mochida, O. 1985. Taxonomic & biological studies on pyralid moths on Azolla (Lepidoptera). International Rice research institute (IRRI)

Mochida, O., Yoshiyasu, Y. & Dimaano, D. 1987. Insect pests ofAzolla in the Philippines. In *Azolla* Utilization: Proceedings of the Workshop on Azolla Use, Fuzhou, Fujian, China, 31 March–5 April 1985 (p. 207). International Rice research institute.

Mohamad–Sharifi, M. 2001. A field guide for rice weed in Iran, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO). (In Persian with English summary)

Mokhtari A., Nozari J., Rezwani A., Rasolian G., Petrović–Obradović O. & Rakhshani E. 2012. Aphids (Hemiptera: Aphididae) associated with grassl&s of central Alborz, Iran. Acta Entomologica Serbica, 17 (1/2): 1–22.

Morin, L., Reid, A.M., Sims–Chilton, N.M., Buckley, Y.M., Dhileepan, K., Hastwell, G.T., Nordblom, T.L. & Raghu, S. 2009. Review of approaches to evaluate the effectiveness of weed biological control agents. Biological control, 51(1): 1–15.

Muniappan, R., Reddy, G.V. & Raman, A. 2009. Biological control of tropical weeds using arthropods. Cambridge University Press.

Murthy, T.N.K., Ashok, M., Thirumalesh, T., Umesh, B.U. & Nataraju, O.R. 2013. Effect of partial replacement of Azolla for concentrate supplement on lactating crossbred cows. Environment & Ecology, 31(2): 415–417.

Muus, T.S.T. & Corver, S.C. 2019. Microlepidoptera.nl, atlas van de kleine vlinders in Nederl&. http://www.microlepidoptera.nl

Nekoubin, H. & Sudagar, M., 2013. Effect of Different Types of Plants (*Lemna* sp., *Azolla filiculoides* & Alfalfa) & Artificial Diet (With Two Protein Levels) on Growth Performance, Survival Rate, Biochemical Parameters & Body Composition of Grass Carp (*Ctenopharyngodon idella*). Journal of Aquaculture & Research Development, 4(2).

Nuss, M., Landry, B., Mally, R., Vegliante, F., Tränkner, A., Bauer, F., Hayden, J., Segerer, A., Schouten, R., Li, H., Trofimova, T., Solis, M. A., De Prins, J. & Speidel, W. 2003–2019: Global Information System on Pyraloidea. – www.pyraloidea.org.

Pabis, K. 2014. Life cycle, host plants & abundance of caterpillars of the aquatic moth Cataclysta lemnata (Lepidoptera: Crambidae) in the post–glacial lake in central Pol&. North–Western Journal of Zoology, 10(2): 441–444.

Pabis, K. 2018. What is a moth doing under water? Ecology of aquatic & semi–aquatic Lepidoptera. Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems, (419), p.42.

Padasht–Dehkaii, F., Tajadoditalab, K., Hosseini– Chaleshtare, M., Rabiei, M., Sharafi, N., Shokrivahed, H., Alizadeh, M. R., Alinia, F., Omrani, M., Kavosi, M., Majidi–Shilsar, F., Nahvi, M., Yazdani, M. R., Afshar, A. H., Seydi, D., Alijani, M., Mohamadi, M & Naseri–Malki, Z. 2015. Paddy rice cultivation guide. Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO). In Persian.

Pemberton, R.W. & Bodle, J.M. 2009. Native north American Azolla weevil, *Stenopelmus rufinasus* (Coleoptera: Curculionidae), uses the invasive old world *Azolla pinnata* as a host plant. *Florida Entomologist*, *92*(1): 153–155.

Popay, I. & Field, R. 1996. Grazing animals as weed control agents. *Weed Technology*, 10(1): 217–231.

Rabindra, J. & Bhumannavar, B.S. 2009. Biological control of weeds in India. Biological Control of Tropical Weeds Using Arthropods. Cambridge University Press.

Rai, V. & Rai, A.K., 1999. Growth behaviour of Azolla pinnata at various salinity levels & induction of high salt tolerance. Plant & Soil, 206(1): 79–84.

Razavipour, T., Moghaddam, S.S., Doaei, S., Noorhosseini, S.A. & Damalas, C.A., 2018. Azolla (*Azolla filiculoides*) compost improves grain yield of rice (*Oryza sativa* L.) under different irrigation regimes. Agricultural Water Management, 209: 1–10.

Regier, J.C., Mitter, C., Solis, M.A., Hayden, J.E., L&ry, B., Nuss, M., Simonsen, T.J., YEN, S.H., Zwick, A. & Cummings, M.P., 2012. A molecular phylogeny for the pyraloid moths (Lepidoptera: Pyraloidea) & its implications for higher-level classification. Systematic Entomology, 37(4): 635–656.

www.SID.ir

Archive of SID

Rejmánek, M. & Richardson, D.M. 1996. What attributes make some plant species more invasive? Ecology, 77(6): 1655–1661.

Ricciardi, A., Hoopes, M.F., Marchetti, M.P. & Lockwood, J.L., 2013. Progress toward underst&ing the ecological impacts of nonnative species. Ecological Monographs, 83(3): 263–282.

Richards, C.L., Bossdorf, O., Muth, N.Z., Gurevitch, J. & Pigliucci, M. 2006. Jack of all trades, master of some? On the role of phenotypic plasticity in plant invasions. Ecology Letters, 9(8): 981–993.

Rodwell, M.J. & Hoskins, B.J., 1996. Monsoons & the dynamics of deserts, Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, 122: 1385–1404.

Sadeghi Pasvisheh, R. 2016. Azolla: an invasive fern in wetlands (Iran). LAP LAMBERT Academic Publishing.

Sadeghi, R., R. Zarkami, K. Sabetraftar & Van Damme, P. 2012. Application of classification trees to model the distribution pattern of a new exotic species *Azolla filiculoides* (Lamarck) at Selkeh Wildlife Refuge, Anzali wetl&, Iran. Ecological Modelling, 243: 8–17.

Salehzadeh, A. & Naeemi, A.S. 2017. Biodiesel production from *Anabaena variabilis* cyanobacterium.

Salehzadeh, A., Naeemi, A.S. & Arasteh, A., 2014. Biodiesel Production from Azolla filiculoides (water fern). Tropical Journal of Pharmaceutical Research, 13(6): 957–960.

Sasmal, N., & Kulshreshtha, J. 1984. Cryptoblabes gnidiella (Mill.), a pest of 'Azolla'infests rice. Rice Research

Sheldon, S.P. & Creed Jr, R.P. 1995. Use of a native insect as a biological control for an introduced weed. Ecological Applications, 5(4): 1122–1132.

Sher, A.A. & Hyatt, L.A. 1999. The disturbed resource–flux invasion matrix: a new framework for patterns of plant invasion. Biological Invasions, 1(2–3): 107–114.

Smith R. C. 1942. Nomophila Noctuella as a Grass & Alfalfa Pest in Kansas (Lepidoptera. Pyralididae). Journal of the Kansas Entomological Society, 15(1): 25–34.

Stepniewska, Z., Bennicelli, R.P., Balakhina, T.I., Szajnocha, K., Banach, A.M. & Wolinska, A., 2005. Potential of *Azolla caroliniana* for the removal of Pb & Cd from wastewaters.

Teixeira, C.A.D., J.C. Zanuncİo, M.F. Sossai & Pratissoli, D. 1999. Biologia da lagarta–rosca *Nomophila* sp. (Lepidoptera: Pyralidae) em mudas de *Eucalyptus grandis* (Myrtaceae): fases do ovo e larva. Revista Árvore, Viçosa–MG, 23(1): 65–68.

Thomsen, M.S., Wernberg, T., Olden, J.D., Griffin, J.N. & Silliman, B.R. 2011. A framework to study the context–dependent impacts of marine invasions. Journal of Experimental Marine Biology & Ecology, 400(1–2): 322–327.

Turbelin, A.J., Malamud, B.D. & Francis, R.A. 2017. Mapping the global state of invasive alien species: patterns of invasion & policy responses. Global Ecology & Biogeography, 26(1): 78–92.

Van Der Heide, T., R.M. Roijackers, E.T. Peeters & Nes, E.H. 2006. Experiments with duckweed–moth systems suggest that global warming may reduce rather than promote herbivory. Freshwater Biology, 51(1): 110–116.

Van Driesche R. G., Carruthers R. I., Center T., Hoddle M. S., Hough–Goldstein J., Morin L., Smith L., Wagner D. L., Blossey B., Brancatini V., Casagr&e R., Causton C. E., Coetzee J. A., Cuda J.,Ding J., Fowler S. V., Frank J. H., Fuester R., Goolsby J., Grodowitz M., Heard T. A., Hill M. P., Hoffmann J. H., Huber J., Julien M., Kairo M. T. K., Kenis M., Mason P., Medal J., Messing R., Miller R., Moore A., Neuenschw&er P., Newman R., Norambuena H., Palmer W. A., Pemberton R., Perez P&uro A., Pratt P. D., Rayamajhi M., Salom S., S&s D., Schooler S., Schwarzländer M., Sheppard A., Shaw R., Tipping P. W. & Van Klinken R. D. 2010. Classical biological control for the protection of natural ecosystems, Review. Biological Control, 54: 2–33.

Van Driesche, R. & Hoddle, M. 2009. Control of pests & weeds by natural enemies: an introduction to biological control. John Wiley & Sons.

Wall, H. 1994. Water Facts–Control of Azolla (Red Water Fern). Queensland, Australia: Rural Water Advisory Services, Department of Natural Resources.

Watanabe, I., Espinas, C.R., Berja, N.S. & Alimagno, B.V. 1977. The utilization of the Azolla–Anabaena complex as a nitrogen fertilizer for rice.

Watts, M. 2016. Highly Hazardous Pesticides in the Pacific. National Toxics Network (NTN). Australia

Williamson, M. 1996. Biological invasions Chapman & Hall London 244.

Williamson, M.H. & Brown, K.C. 1986. The analysis & modelling of British invasions. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences, 314(1167): 505–522.

Winston, R. L., Schwarzländer, M., Hinz, H. L., Day, M. D., Cock, M. J. & Julien, M. H. 2014. Biological control of weeds: a world catalogue of agents & their target weeds. (Ed. 5).

Wojtusiak, H. & Wojtusiak, R. J. 1960. Biologia, występowanie i użytkowność motyli wodnych z podrodziny Hydrocampinae w stawach doświadczalnych PAN Ochaby. Polskie Archiwum Hydrobiologii, 8: 253–260.

Yaghoubi, B. 2011. Syudy of some herbicides effect on causing dwarfism in rice, PhD thesis, University of Tehran.

www.SID.ir

Archive of SID

Zanuncio, J.C., Sossai, M.F., Zanuncio, T.V. & Teixeira, C.A.D. 2001. Influência da idade da muda de Eucalyptus gr&is no desenvolvimento da lagarta–rosca Nomophila sp. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 36(5): 743–750.

Zazouli, M.A., Mahvi, A.H., Dobaradaran, S., Barafrashtehpour, M., Mahdavi, Y. & Balarak, D. 2014. Adsorption of fluoride from aqueous solution by modified *Azolla filiculoides*. Research report Fluoride, 47(4): 349–358

Zhang, X., Lin, A.J., Zhao, F.J., Xu, G.Z., Duan, G.L. & Zhu, Y.G. 2008. Arsenic accumulation by the aquatic fern Azolla: comparison of arsenate uptake, speciation & efflux by *A. caroliniana* & *A. filiculoides*. Environmental Pollution, 156(3): 1149–1155.

www.SID.ir

Archive of SID

Biological control of *Azolla* spp. in Iran: existing challenges and opportunities

Atousa Farahpour-Haghani

Rice Research Institute of Iran (RRII), Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Rasht, Iran
Corresponding author: Farahpour-Haghani, Hpapiliona@gmail.com

Received: May, 11, 2019 7(1) 71-92 Accepted: Mar., 11, 2020

Abstract

Waterferns have caused many problems in aquatic ecosystems and rice fields of northern regions during recent decades. Despite the fact that *Azolla* spp. are known as one of the most important invasive species worldwide, with management and applying biological control agents in natural habitats they can be used as beneficial species. For *Azolla* management, it is very important to have enough knowledge about the reproduction, substantial conditions for invasion and biological control agents of the plant in the area. . In northern regions favorable environmental conditions such as high humidity, suitable temperature, absence of specific natural enemies and etc, caused *Azolla* spp. expansion and invasion. In recent years, it has been demonstrated that some of the native and migratory species such as *Cataclysta lemnata*, *Nomophila noctuella*, *Diasemiopsis ramburialis* and *Rhopalosiphum nymphaeae* feed on *Azolla* spp. in the area and have high dispersal. Recently, exotic weevil, *Stenopelmus rufinasus*, has been recorded in the area as well. Studies indicated that *C. lemnata* and *S. rufinasus* as biological control agents and other species as biotic resistance factors can be used for *Azolla* spp. management in northern regions. According to these findings and existing knowledge we have enough resources to control *Azolla*, and by providing of the necessary facilities it can be controlled in northern regions of Iran.

Keywords: moth, weevil, biotic resistance, *Azolla filiculoides*, *Azolla pinnata*

www.SID.ir