بررسی تأثیرعلف‌کش‌های گلایفوسیت، گلایفوزینات آمونیوم و بیس‌پیریباک‌سدیم به کار رفته در کنترل گیاه سنبل آبی بر فراوانی و تنوع جوامع پلانکتونی

علیرضا میرزاجانی[۱]، سیامک باقری[۱*]، جلیل سبک آرا[۱]، مرضیه مکارمی[۱]، سپیده خطیب[۱]، نوشین نظام آبادی[۲]، رودابه روفچایی[۱]، صاحبعلی قربانی[۱] و فریبا مددی[۱]

(تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۱۰/۲۷ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۰۲/۱۰)

چکیده

گیاه سنبل آبی بومی آمازون بوده و یکی از بدترین گونه‌های مهاجم در جهان به شمار می‌رود. این گیاه از سال ۱۳۹۰ به بعد اکثر عرصه‌های آبی شمال کشور را اشغال نمود. استفاده از علف‌کش‌ها به‌عنوان یکی از روش‌های کنترل گیاه، رایج بوده و تلاش می‌گردد تا فرمولاسیونی با کمترین تأثیر بر محیط‌زیست انتخاب گردد. در این مطالعه سه نوع علف‌کش گلایفوسیت، گلایفوزینات آمونیوم و بیس‌پیریباک‌سدیم برای کنترل گیاه سنبل آبی مورد استفاده قرار گرفت و اثرات استفاده از آنها روی فراوانی و تنوع جوامع پلانکتونی مورد بررسی قرار گرفت. گلایفوسیت روی سنبل آبی اثرمهار کنندگی فوری داشته درحالی که دو علف کش دیگر در زمان طولانی‌تری اثر داشتند. نتایج بررسی نشان داد که حدود ۹۰ درصد فراوانی فیتوپلانکتون مربوط به شاخه دیاتومه‌ها و حدود ۷۱ درصد فراوانی زئوپلانکتون مربوط به راسته پروتوزوآ بود. تنوع جنس‌های فیتو و زئوپلانکتونی بعد از اعمال تیمار تغییری نداشته و تعداد جنس‌ها در استخرهای شاهد تقریباً ثابت بود. در انتهای دوره فراوانی فیتوپلانکتون با اعمال تیمارها به‌ویژه در تیمار رانداپ وضعیت بهتری داشت. غلظت مورد استفاده علف‌کش‌ها علاوه بر اثرگذاری مطلوب روی گیاه سنبل آبی تأثیر منفی معنی‌داری بر تنوع و فراوانی جوامع پلانکتونی نداشت.

واژه‌های کلیدی: کنترل شیمیایی، سنبل آبی، علف‌کش، رانداپ، باستا، نومینی، پلانکتون

۱. سازمان ترویج،آموزش و تحقیقات کشاورزی، موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، پژوهشکده آبزی پروری آبهای داخلی کشور، بندر انزلی، ایران.

۲. سازمان ترویج،آموزش و تحقیقات کشاورزی، موسسه تحقیقات گیاه پزشکی کشور، تهران، ایران.

*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: Siamakbp@gmail.com

مقدمه

گیاه سنبل‌آبی با نام علمی *Eichhornia crassipes* (Mart.)، در زمره گیاهان آبزی و آب دوست به شمار رفته، بومی کشورهای آمریکای جنوبی خاصه برزیل بوده اما امروزه به اغلب کشورهای دنیا درتمامی قاره‌ها وارد شده است (۱۷). این گیاه جزء ۱۰۰ گونه مهاجم خطرناک دنیا و به‌عنوان یکی از ۱۰ گونه علف هرز سمج جهان گزارش شده است (۲۷ و ۵۸). از ویژگی‌های این گیاه، نرخ رشد سریع، قابلیت انتشار وسیع وتحمل زیاد شرایط سخت محیطی می‌باشد، که از طریق رویشی هم زایشی تکثیر می‌کند، طی ۶ الی ۱۸ روز دو برابر شده، هر گیاه هزارها دانه در سال تولید کرده که بلافاصله می‌توانند جوانه بزنند یا اینکه برای مدت طولانی تا ۲۸ سال به حالت کمون باقی بمانند (۱۴ و ۵۹).

تراکم بالای سنبل‌آبی که تا ۵۰۰ تن در هکتار در سال نیز می‌رسد (۲۲) مشکلات محیط‌زیستی، اقتصادی، اجتماعی و سیاسی متعددی برای بسیاری از کشورها ایجاد می‌کند (۶۲). آثار سنبل آبی بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آب مشهود است؛ برای نمونه، گاهی کاهش اکسیژن محلول آب در اندازه‌ای است که مرگ‌ومیر انبوهی از ماهیان را موجب می‌شود. این گیاه در دریاچهٔ ویکتوریا، دردسرهای بوم‌شناختی زیادی به وجود آورد؛ راه‌های دسترسی به بنادر را مسدود کرد؛ ذخایر ماهی را از بین برد و به معیشت ساکنان محلی صدمهٔ شدید وارد کرد (۵۹).

پیشگیری و ممانعت از ورود و حضور این گونه بهترین راه کنترل و حفاظت از منابع آبی می‌باشد. روش‌های مختلف مقابله با سنبل‌آبی در مناطق آلوده شده مورد توجه است که شامل برداشت دستی یا مکانیکی، کنترل شیمیایی ،کنترل زیستی و عمدتا تلفیقی از روش های مذکور می‌باشد (۳۴). بهترین و ایمن‌ترین راه مقابله جمع آوری گیاه از عرصه های طبیعی بوده اما در بسیاری موارد هزینه‌های جمع آوری بسیار زیاد می باشد. ضمن آنکه ساماندهی و کاربرد توده گیاهان جمع آوری شده، بر حسب شرایط محلی باید مشخص گردد. مهمترین کاربردهای گیاهان جمع آوری شده در تولید بیوگاز، کمپوست، استخراج ترکیبات فنلی و تولید علف کش‌های زیستی می‌باشد (۳۱، ۳۴، ۴۶، ۵۲ و ۵۴).

روش کنترل شیمیایی روشی مؤثر است که امکان کنترل مناطق وسیع را در دوره زمانی کوتاه فراهم می‌کند. همچنین تنها راه کنترلی برای مناطق غیر قابل دسترس به شمار می‌رود (۲۴). استفاده از علف‌کش‌ها مشکلات جانبی خود را داشته می‌تواند تأثیر منفی بر اکوسیستم آبی یا سایر جانوران غیر هدف داشته باشد. در گذشته کنترل شیمیایی گیاه مذکور با علف کش توفوردی و مواد شیمیایی مثل سولفات مس انجام میگرفته، اما بواسطه اثرات خطرناک آن بر موجودات غیر هدف توصیه نشده (۲۰، ۲۱ و ۵۳) و لذا فقط سمپاشی اندام هوایی با علف کش های کم خطرتر مثل گلایفوسیت و گلایفوزینات آمونیوم مورد توجه قرار گرفته است (۱۳).

علف‌کش گلایفوسیت بیشترین استفاده را در دنیا در حد ۱/۴ بیلیون پوند (۶۳۵ میلیون تن) در سال داشته که در مدیریت علف‌های هرز بسیاری از محصولات باغی و زراعی تغییر ژنتیکی یافته و زمین‌های بایر و چمن استفاده می شود، به‌طوری که فقط در ایالت کالیفرنیا بیش از ۵ میلیون هکتار از اراضی با این علف کش سم پاشی می‌شود. گزارشاتی از وجود این علف‌کش در آب را می‌توان به مصرف زیاد آن مربوط دانست. علف‌کش‌هایی مثل گلایفوسیت و گلایفوزینات آمونیوم برای کنترل شیمیایی گیاه مهاجم سنبل آبی مورد استفاده قرار می‌گیرند، هرچند علف کش‌های دیگری نیز برای کنترل این گیاه مورد مطالعه قرار گرفته اند و برای جایگزینی نیزتوصیه شده‌اند (۳۳). به هرحال تأثیر این علف‌کش‌ها بر گونه‌ها و موجودات زنده دیگر مثل جلبک‌ها و چرخه غذایی اکوسیستم آبی (۶۷) نیز باید مورد توجه قرار گیرد؛ چرا که در بسیاری از موارد رفتار متفاوتی از جوامع پلانکتونی و کفزیان مشاهده شده است (۵۳). برآورد سمیت مشتقات علف کش گلایفوسیت و تعیین LC_{50} آنها روی گونه‌های زئوپلانکتون Cladocera نیز بررسی گردید (۳۵). تأثیر زیاد گلایفوسیت و گلایفوزینات آمونیوم بر کنترل گیاه سنبل آبی و

اثرات جانبی غیر قابل مشهود آن بر روی موجودات غیر هدف در بررسی Adekoya (۱) گزارش شده است. Nwani و همکاران (۵۲) اثر علف‌کش رانداپ را بر ماهی *Channa punctatus* را بررسی کرده و علی رغم وجود برخی تغییرات رفتاری و تنش در ماهی، کمترین اثرات را نسبت به سموم دیگر مشاهده کردند. همچنین Zhang در مقاله خود بر بی خطری این علف کش اذعان داشته است (۷۱).

گیاه سنبل آبی برای اولین بار در سال ۱۳۹۰ در ایران از آب‌بندان عینک شهرستان رشت گزارش شد (۴۱) و طی مدت کوتاهی به بسیاری از آبگیرها و مناطق آبی شمال کشور از جمله تالاب انزلی راه یافت (۲ و ۴۰) و امروزه فراوانی بسیار انبوهی در این مناطق دارد.

همزمان با جمع آوری گیاه از مناطق آلوده شده در استان گیلان، مطالعه امکان مبارزه شیمیایی با گیاه سنبل نیز انجام گرفت. برای این منظور، سه علف کش گلایفوسیت (رانداپ)، گلایفوزینات آمونیوم (باستا) و بیس پیریباک سدیم (نومینی یا وجین) در نظر گرفته شدند که در مناطق آلوده حاشیه تالاب انزلی و محیط‌های آزمایشی تحت شرایط کنترل شده مورد بررسی قرار گرفتند. علف کش‌های مورد مطالعه جزء رایج ترین علف کش های مورد استفاده برای کنترل علف های هرز اراضی کشاورزی و مزارع برنج به شمار رفته که کارایی بسیار خوبی نیز در کنترل گیاه سنبل آبی نشان دادند (۳۷، ۴۳، ۴۴ و ۶۵). به‌واسطه اهمیت تأثیر سموم بر جوامع زیستی غیر هدف، در این مطالعه سعی گردید تا اثرات علف کش‌های مذکور بر تنوع و فراوانی جوامع پلانکتونی مورد بررسی قرار گیرد.

مواد و روش‌ها

برای بررسی کارایی علف‌کش‌ها روی گیاه سنبل آبی و اثرات آن روی جوامع پلانکتونی، تعداد ۱۲ حوض یا استخر بتونی دایره‌ای شکل به قطر ۴۳۰ و ارتفاع ۱۲۲ سانتی متر (مساحت تقریبی ۱۷/۷ مترمربع) آماده گردید. نمونه‌های گیاهی حاوی اندام‌های تکثیرشونده سنبل‌آبی از پهنه‌های آبی آلوده جمع‌آوری شده و طی خرداد ۱۳۹۶ در این استخرها قرار داده شدند. استخرها تا انتهای شهریور رها شده تا تراکم حداکثری گیاه حاصل گردد.

آزمایش در قالب طرح بلوک‌های کاملا تصادفی با ۳ تکرار انجام شد. تیمارها شامل ۱-گلایفوسیت با نام تجاری رانداپ (41%SL) به‌میزان مصرف ۳ لیتر ماده تجاری در هکتار، ۲-گلایفوزینات آمونیوم با نام تجاری باستا (15%SL) به‌میزان مصرف ۵ لیتر ماده تجاری در هکتار، ۳-بیس‌پیریباک‌سدیم نام تجاری نومینی (12.5%SC) به‌میزان مصرف ۳۰۰ میلی‌لیتر ماده تجاری در هکتار و ۴-شاهد بدون اعمال تیمار علف‌کش بودند. به غیر از تیمار باستا، در سایر تیمارها اعمال سم پاشی دو بار با فاصله زمانی ۱۰ روز انجام گرفت. در یکی از استخرهای شاهد تراکم سنبل آبی تمام سطح استخر را پوشش نداده و بخاطر نفوذ نور در آب و تأثیر احتمالی در رشد پلانکتونی به عنوان گروهی جداگانه در نظر گرفته شد.

تأثیر علف کش‌ها بر سنبل آبی در تیمارهای مذکور در مقاله نظام آبادی و همکاران (۴۴) نشر یافته است و بنابراین در اینجا از بیان روش کار مربوط به آن خود داری می‌گردد. در مقاله حاضر تنها تأثیر علف کش‌های بکار رفته، بر جامعه پلانکتونی استخرها مورد بررسی قرار خواهد گرفت.

بررسی پلانکتونی استخرها در ۴ دفعه انجام گرفت. نمونه برداری ها یک روز قبل از اعمال تیمار اول (۱۵ مهر ۱۳۹۶)، ۱۰ روز پس از اعمال تیمار اول (۲۶ مهر ۱۳۹۶)، ۳ روز پس از سم پاشی دوم (۱ آبان ۱۳۹۶) و در انتها حدود ۵۴ روز پس از آخرین اعمال تیمار(۲۲ آذر ۱۳۹۶) انجام گرفت.

نمونه برداری پلاتکتونی با کنار زدن پوشش گیاهی سنبل آبی از سطح استخرها میسر گردید. برای نمونه برداری فیتو پلانکتون یک سطل ۱۰ لیتری آب از لایه زیرین پوشش سنبل آبی برداشته شده و پس از همگن شدن، یک لیتر از آن برداشته و با فرمالین ۴٪ تثبیت شد (۴). در نمونه برداری زئوپلانکتون نیز ۱۰ لیتر آب برداشته شده و با نمونه بردار Juday net با اندازه چشمه ۳۰ میکرون و قطر ۲۰ سانتی متر فیلتر گردید.

زئوپلانکتون جمع آوری شده به ظروف ۲۵۰ میلی لیتر منتقل شده و با فرمالین ۴٪ تثبیت گردید (۴) و جهت بررسی کمی و کیفی به آزمایشگاه منتقل گردید.

در آزمایشگاه اجازه داده شد تا نمونه‌های فیتو پلانکتون ته‌نشین گردد و پس از تغلیظ شدن و همگن سازی در محفظه های ۵ میلی‌لیتری رسوب داده شدند. نمونه‌های زئوپلانکتون نیز در آزمایشگاه پس از همگن سازی، با استفاده از پیپت ۵ میلی‌لیتر در محفظه‌های ۵ میلی‌لیتری (Hydro-Bios KIEL) منتقل شدند و بعد از ۲۴ ساعت رسوبدهی با استفاده از میکروسکوپ اینورت (Leitz- LABOVERT F-S) شناسائی شدند. شناسایی جنس‌های پلانکتونی با استفاده از منابع (۹، ۲۳، ۲۵، ۴۲، ۴۹ و ۶۰) انجام شد وتعداد آنها در چند زیر نمونه ۵ سی سی شمارش شد. تراکم کلی پلانکتون‌ها در واحد حجم (یک لیتر) محاسبه گردید.

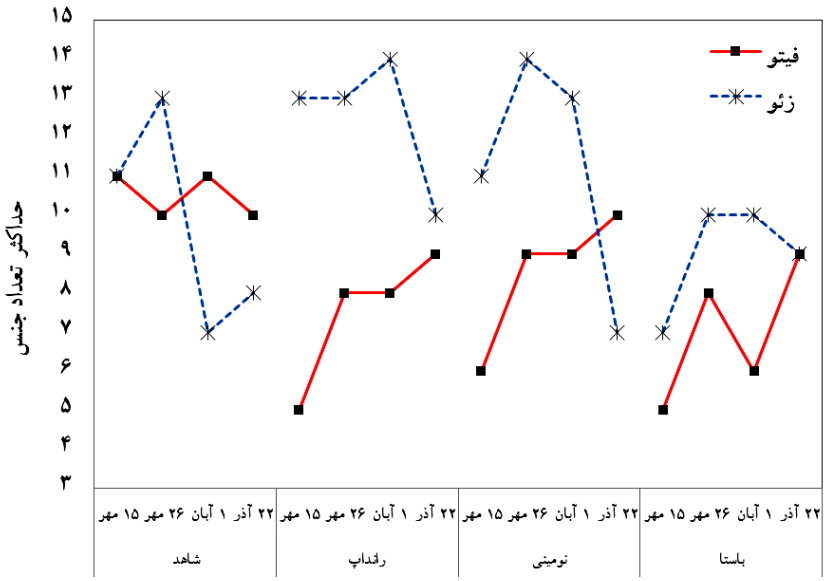
میانگین تغییرات جوامع پلانکتونی در زمان‌های مختلف در تیمارهای آزمایشی با استفاده از تجزیه واریانس (ANOVA) آزمون گردید و در صورت معنی‌دار بودن، مقایسه میانگین‌ها به روش توکی انجام گرفت. برای تجزیه واریانس داده‌ها و مقایسات میانگین‌ها از نرم‌افزار SPSS ver.18 استفاده شد.

نتایج

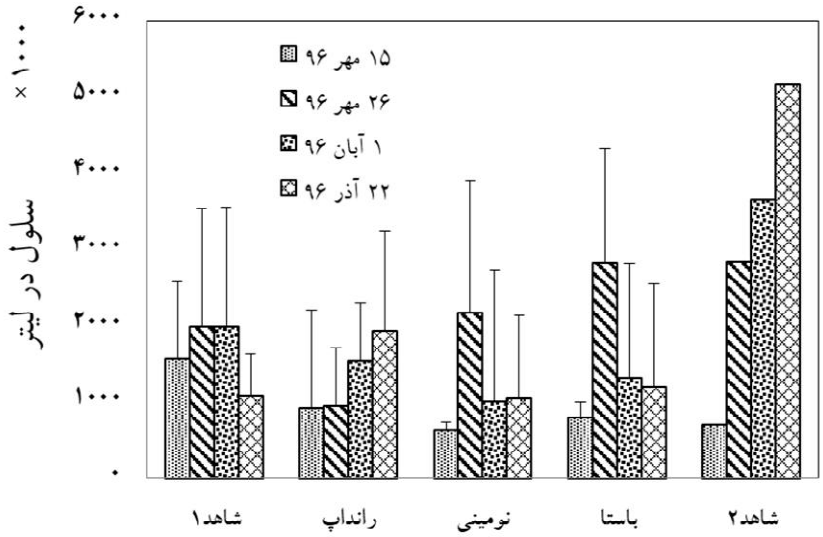
طی انجام آزمایش تنوع جنس‌های فیتوپلانکتونی نسبت به قبل از اعمال تیمارکاهش نیافت و تعداد جنس‌های فیتوپلانکتونی در استخرهای شاهد نیز تقریبا ثابت بود (شکل ۱). ۱۰ روز پس از اعمال اولین تیمار کمترین تغییر فراوانی فیتوپلانکتون در علف کش رانداپ مشاهده گردید. افزایش فراوانی در استخر شاهد ۲ حدود ۴ برابر و استخرهای تحت تیمار علف کش باستا و نومینی حدود ۳/۵ برابر بود (شکل ۲). تغییرات فراوانی فیتوپلانکتون در استخرهایی که از تیمار دوم برخوردار بودند متفاوت بود؛ به‌طوری که در تیمار رانداپ افزایش ۱/۶ برابری و در تیمارهای نومینی و باستا کاهش فراوانی در حد ۲/۱- برابر مشاهده شد. روند فراوانی فیتوپلانکتونی در استخر شاهد ۲ نیز افزایشی بوده است. پایش استخرها ۶۶ روز پس از آزمایش (۲۲ آذر) تشابه تقریبی فراوانی فیتوپلانکتون را نسبت به نمونه‌برداری‌های قبلی (۱ آبان) نشان داده است (شکل ۲). حدود ۹۰ درصد فراوانی فیتوپلانکتون مربوط به شاخه اکروفیتا (دیاتومه‌ها) بوده پس از آن شاخه‌های سیانوفیت (۶/۴٪) و کلروفیت‌ها (۳/۲٪) قرار داشتند. تغییرات عمده جامعه فیتوپلانکتونی نیز مربوط به شاخه دیاتوم‌ها بوده است (جدول ۱).

تنوع جنس‌های زئوپلانکتونی نیز پس از اعمال تیمار کاهش نداشته است. کاهش تعداد جنس‌های مشاهده شده پس از ۶۶ روز در کلیه استخرها مشاهده شده است (شکل ۱). تغییرات فراوانی زئوپلانکتون نیز دارای الگوی مشخصی نبود. کاهش تعداد زئوپلانکتون ۱۰ روز پس از اعمال اولین تیمار در تیمارهای رانداپ و باستا دیده شده که در تیمار باستا حدود ۵ برابر بوده است. در تیمار نومینی تغییر چندانی در فراوانی زئوپلانکتون مشاهده نشد. کاهش تعداد پس از اعمال تیمار دوم در تیمار نومینی (۲/۲ – برابر) مشاهده شده در حالی که در تیمار رانداپ افزایش تعداد دیده شده است (شکل ۳). وضعیت استخرها ۶۶ روز پس از آزمایش تشابه نسبی تعداد نسبت به استخرهای شاهد نشان داد. تعداد آنها در تیمارها از میانگین ۹۵ تا ۵۵۴ عدد در لیتر بوده در حالیکه در شاهد ۱ در حد ۲۱۳ عدد در لیتر و در شاهد ۲ در حد ۳۸۴ عدد در لیتر شمارش گردید (شکل ۳).

تغییرات جوامع پلانکتونی در زمان های مختلف نیز مورد بررسی قرار گرفت، به‌طوری که ۱۰ روز پس از اعمال تیمار، عدم تفاوت معنی‌دار فراوانی فیتوپلانکتون ($F=0.899, p>0.05$) نسبت به روز اول وجود داشت. تغییرات زئوپلانکتون در ده روز اول تفاوت معنی‌دار نشان داد ($F=13.15, p<0.05$) که تیمارهای رانداپ و باستا در گروه جداگانه‌ای نسبت به شاهد و نومینی قرار گرفتند. تغییرات جوامع پلانکتونی در روز ۱۶ نسبت به روز دهم عدم تفاوت معنی‌دار در هر دو گروه فیتوپلانکتون ($F=0.66, p>0.05$) و زئوپلانکتون ($F=2.35, p>0.05$)



شکل ۱. تعداد جنس‌های مشاهده شده فیتوپلانکتون و زئوپلانکتون در تیمارهای آزمایشی با علف کش‌های مختلف



شکل ۲. فراوانی فیتوپلانکتون در تیمارهای آزمایشی با علف کش‌های مختلف

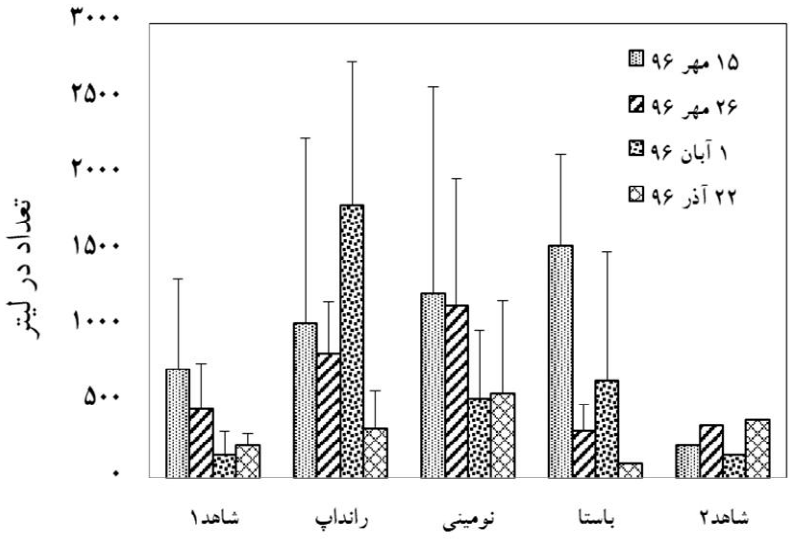
را نشان داد. همچنین تغییرات جوامع پلانکتونی در آخرین دور بررسی نسبت به ۱۶ روز اول عدم تفاوت معنی دار در هر دو گروه فیتوپلانکتون ($F=0.237,\ p>0.05$) و زئوپلانکتون ($F=3.06, p>0.05$) را نشان داده است.

حدود ۹۹ درصد فراوانی زئوپلانکتون مربوط به سه راسته پروتوزوآ (۷۱٪)، آرتروپودآ (۱۸٪) و روتاتوریا (۱۰٪) بوده است. افزایش تعداد زئوپلانکتون در تیمار رانداپ پس از اعمال تیمار دوم مربوط به آرتروپودآ و روتاتوریا بوده است (جدول ۱).

در شاهد۱ که دارای تراکم بالایی از سنبل آبی بود جنس‌های *Achnanthes*، *Synedra* و *Rhopalodia* بیشترین درصد فراوانی را در زمان های مختلف نشان دادند. جنس‌های *Gomphonema* و *Nitzschia* قبل از اعمال تیمار رانداپ فراوانترین جنس‌ها در استخرهای مربوطه بوده در حالی که پس از اعمال تیمار، جنس‌های *Gomphonema* و *Achnanthes*

جدول ۱. فراوانی شاخه های پلانکتونی در استخرهای مورد بررسی تحت تیمارهای مختلف

		فراوانی زئوپلانکتون (عدد در لیتر)			فراوانی فیتوپلانکتون (هزار عدد در لیتر)		
		Rotatoria	Protozoa	Arthropod	Chlorophyta	Cyanophyta	Ochrophyta
		Mean ± SD	Mean ± SD	Mean ± SD	Mean ± SD	Mean ± SD	Mean ± SD
۱۵ مهر ۱۳۹۶	شاهد ۱	۵۴ ± ۵۴	۳۷۰ ± ۳۵۰	۱۲۰ ± ۱۱۰	۶۰ ± ۱۰۳	۳۳ ± ۳۱	۱۰۰۷ ± ۹۸۱
	رانداپ	۳۳ ± ۳۰	۸۸۳ ± ۹۴۸	۷۵ ± ۷۴	۰	۰	۹۲۷ ± ۱۲۷۸
	نومینی	۲۵ ± ۲۱	۱۱۵۳ ± ۱۳۳۳	۴۷ ± ۱۸	۰	۰	۶۲۰ ± ۱۱۳
	باستا	۳۰	۱۶۴۲	۴۸	۰	۰	۸۰۰ ± ۲۰۰
	شاهد ۲	۲	۱۸۰	۳۰	۰	۶۰	۷۰۰
۲۶ مهر ۱۳۹۶	شاهد۱	۴۱ ± ۵۲	۳۰۱ ± ۱۴۳	۱۲۳ ± ۱۴۵	۷۳ ± ۸۱	۲۰ ± ۲۰	۱۸۸۰ ± ۱۴۷۰
	رانداپ	۵۴ ± ۴۵	۶۵۰ ± ۵۰۴	۱۱۲ ± ۱۲۴	۱۳ ± ۲۳	۱۱۳ ± ۵۸	۸۲۰ ± ۷۹۵
	نومینی	۳۷ ± ۲۷	۱۳۳۴ ± ۱۱۵۱	۵۵ ± ۵۱	۰	۵۹۵ ± ۹۶۰	۱۵۸۰ ± ۱۰۳۷
	باستا	۷۵ ± ۳۸	۱۰۸ ± ۶۸	۱۲۹ ± ۶۴	۰	۴۰ ± ۲۸	۳۲۸۰ ± ۲۱۷۸
	شاهد ۲	۵۴	۹۷۸	۲۴	۶۰	۲۰	۵۷۴۰
۱ آبان ۱۳۹۶	شاهد ۱	۲۶ ± ۲۴	۹۴ ± ۷۹	۴۸ ± ۴۹	۰	۷۳ ± ۷۶	۲۴۵۳ ± ۹۴۷
	رانداپ	۶۴۰ ± ۶۷۴	۷۳۰ ± ۳۲۶	۶۹۹ ± ۵۷۹	۶۰ ± ۸۷	۲۰ ± ۳۵	۱۴۴۷ ± ۱۲۳۱
	نومینی	۳۳ ± ۵۱	۳۴۱ ± ۴۱۲	۱۴۴ ± ۹۳	۵ ± ۱۰	۱۵± ۱۰	۹۸۰ ± ۱۰۸۲
	باستا	۳۳ ± ۳۸	۵۴۸ ± ۷۳۲	۱۸۴ ± ۲۳۵	۰	۲۰ ± ۲۸	۱۳۰۰ ± ۱۳۲۹
	شاهد ۲	۴۸	۶۶	۳۶	۲۰	۱۶۰	۳۴۶۰
۲۲ آذر ۱۳۹۶	شاهد ۱	۴۲ ± ۲۷	۱۳۳ ± ۷۰	۸۱ ± ۱۱۱	۲۵ ± ۳۸	۴۰ ± ۸۰	۲۴۵۵ ± ۳۰۹۰
	رانداپ	۱۴۹ ± ۱۸۲	۱۴۸ ± ۱۰۷	۷۶ ± ۱۱۷	۵۱۰ ± ۹۶۷	۱۵ ± ۱۹	۱۱۹۵ ± ۲۰۶
	نومینی	۳۱ ± ۲۷	۴۶۰ ± ۵۳۱	۶۳ ± ۷۱	۱۳ ± ۲۳	۷ ± ۱	۱۰۲۰ ± ۲۶۱
	باستا	۱۳ ± ۱۹	۴۵ ± ۱۳	۳۶ ± ۰	۵۰ ± ۷۱	۴۰ ± ۵۷	۱۱۰۰ ± ۸۴۸
	شاهد ۲	۱۲	۱۲۰	۲۴۰	۸۰	۱۶۰	۷۰۰۰



شکل ۳. فراوانی زئوپلانکتون در تیمارهای آزمایشی با علف‌کش‌های مختلف

جدول ۲. گروه‌های (عمدتاً جنس) پلانکتونی با بیشترین فراوانی (برحسب درصد) در تیمارهای مختلف

		زئو پلانکتون								فیتو پلانکتون								
		Rotaria	Difflugia	Centropyxis	Arcella	Ciliata	naupli copepoda	Cyclops	Oscillatoria	Synedra	Rhopalodia	Nitzschia	Gomphonema	Cyclotella	Achnanthes
۱۵ مهر ۱۳۹۶	شاهد۱		۳۴	۱۶								۱۷			۳۴
	رانداپ		۳۷	۴۳								۳۱	۳۰		
	نومینی		۵۸	۳۶									۳۱	۳۱	
	باستا		۶۳	۳۳									۲۳	۲۳	۳۰
	شاهد۲			۳۹				۱۹						۳۷	۲۶
۲۶ مهر ۱۳۹۶	شاهد۱		۱۴	۳۵						۲۵	۲۱				۲۲
	رانداپ		۳۶	۳۶									۴۵		۱۸
	نومینی		۶۶	۲۱					۲۹	۳۳					
	باستا		۱۷			۲۴	۲۵			۴۱		۴۵			
	شاهد۲					۷۳				۷۵					
۱ آبان ۱۳۹۶	شاهد۱		۲۱	۲۷			۲۸			۲۹	۴۲				
	رانداپ	۱۵					۲۱						۴۵	۲	۲۴
	نومینی		۴۶	۱۹			۱۸			۵۸					
	باستا		۴۴	۲۷			۱۹			۷۷					
	شاهد۲	۲۴		۱۸		۲۶				۷۹					
۲۲ آذر ۱۳۹۶	شاهد۱		۳۹	۳۲						۲۵					۳۸
	رانداپ		۱۷	۲۹						۲۳			۲۷		۱۹
	نومینی		۳۲	۴۸									۲۵		۲۶
	باستا			۳۴				۱۹				۴۲	۱۵		
	شاهد۲						۴۱	۱۹							۷۱

فراوانتر بودند. همچنین *Gomphonema* و *Cyclotella* قبل از اعمال تیمار نومینی فراوانترین جنس‌ها بوده و پس از اعمال تیمار در ماه‌های مهر و آبان جنس‌های *Synedra* و در ماه آذر وضعیت مشابه تیمار رانداپ بوده است. جنس‌های *Achnanthes*، *Gomphonema* و *Cyclotella* قبل از اعمال تیمار باستا فراوانترین جنس‌ها بوده و پس از اعمال تیمار عمدتاً جنس‌های *Synedra* و *Nitzschia* غالب شدند. جنس‌های مشاهده شده در استخر شاهد۲ تا حدودی وضعیت طبیعی فراوانی را نشان می‌دهد؛ به‌طوری که در ابتدا جنس‌های *Cyclotella* و *Achnanthes*، در ماه‌های مهر و آبان جنس *Synedra* و در انتها جنس *Achnanthes* فراوانتر بوده است (جدول ۱).

در اکثر زمان‌های نمونه برداری فراوانترین جنس‌های زئوپلانکتونی *Difflugia* و *Centopyxis* بودند، ناپلی copepoda در مهر ماه در تیمار باستا و در آبان ماه در تیمار رانداپ از فراوانی بالاتری نسبت به سایر جنس‌ها در تیمارهای مذکور برخوردار بودند (جدول ۱).

بحث

کنترل شیمیایی گیاه سنبل طی سالیان متمادی انجام گرفته و علف کش‌های مختلف و عمدتاً غیراختصاصی همچون سولفات مس، ۲-۴ D استفاده شده و اثرات منفی آنها در اکوسیستم های آبی روی پرندگان، ماهیان و بی‌مهرگان آبزی شناخته شده است (۱۳، ۲۰، ۲۱ و ۵۳). نتایج تجزیه واریانس تأثیر تیمارها بر درصد کاهش وزن‌تر، وزن خشک و ارزیابی چشمی خسارت و کنترل سنبل آبی پس از ۳۰ روز توسط نظام آبادی و همکاران (۴۴) ارائه شده است که در آن بهترین تیمار در کنترل سنبل‌آبی، علف‌کش رانداپ ۳ لیتر ماده تجاری در هکتار بوده است. تیمار باستا ۵ لیتر در هکتار نیز با این تیمار اختلاف آماری معنی‌دار نداشته و کنترل چشمی سنبل‌آبی خسارت ۷۹٪ را نشان داد. تیمار وجین نیز تا ۶۳٪ خسارت را نشان داد که با تیمار باستا اختلاف آماری معنی‌دار نشان نداد. میانگین کاهش وزن خشک سنبل‌آبی نسبت به شاهد در تیمارهای مذکور نیز به‌ترتیب ۶۴/۴٪، ۵۴/۸٪ و ۵۴/۸٪ بوده که با یکدیگر تفاوت آماری نشان ندادند (۴۴). در این بررسی اثر فوری و کوتاه مدت علف کش رانداپ روی گیاه سنبل آبی مشاهده گردید، اما نگهداشتن استخرها برای حدود ۴ ماه دیگر نشان داد که کارآیی دو علف کش نومینی و باستا نیز بالا بوده و سنبل آبی تماماً از بین رفته است (۳۷). لذا می‌توان هر سه علفکش را در مقدار به‌کار رفته در کنترل سنبل آبی مؤثر دانست و در صورت اثبات نداشتن تأثیر سویی بر جانداران محیط زیست، آنها را برای کاربرد محدود در نواحی بسیار آلوده توصیه نمود.

در این بررسی تراکم کلی موجودات پلانکتونی بسیار کمتر از محیط‌های طبیعی همچون تالاب انزلی (۳۶)، دریاچه نئور(۳۹)، تالاب عینک (۳) و بسیاری دیگر از دریاچه‌های طبیعی و مصنوعی (۳۸) بوده است. در محیط‌های طبیعی مذکور تراکم فیتوپلانکتون از ۵ تا ۷۰ برابر استخرهای مورد آزمایش در زمان تقریباً مشابه بوده است. برخی دیگر از دریاچه‌های الیگوتروف همچون دریاچه تهم زنجان، دریاچه بارون ماکو (۳۸) و چیتگر تهران (۵) وضعیت تراکمی مشابه استخرهای مورد بررسی را داشتند. با وجود تراکم کم پلانکتون در استخرها مقایسه اثر اعمال تیمارهای مختلف علف‌کش میسر بوده است.

تراکم کم پلانکتون با حضور متراکم سنبل آبی و ایجاد پوششی که مانع نفوذ نوربوده، ارتباط دارد. در بررسی باقری و همکاران (۱۹)، تراکم و تنوع فیتوپلانکتون در ایستگاه‌های با حضور گیاه سنبل آبی بسیار کمتر از ایستگاه‌های فاقد سنبل آبی بوده، و تراکم فیتوپلانکتون به‌ترتیب در حد ۱/۷ و ۵۸ میلیون سلول در لیتر بوده است.

آبگیری اولیه استخرهای مورد بررسی از چاه بوده که دارای مواد مغذی اندک و کمترین تنوع پلانکتونی بوده‌اند این امر خود در کاهش تنوع و تراکم کلی پلانکتون تأثیر گذار بوده است. در این بررسی تنوع جنس‌های فیتوپلانکتونی نسبت به قبل از اعمال تیمارها کاهش نداشته درحالی که تنوع زئوپلانکتون در انتهای دوره کاهش یافته است (شکل ۱). افزایش تراکم فیتوپلانکتون در تیمار رانداپ در انتهای دوره مربوط به کاهش شدید تراکم گیاه و نفوذ نور بیشتر در استخر بوده که افزایش فراوانی (روندی مشابه شاهد ۲) را سبب شده است. تأثیر کمتر تیمارهای باستا و نومینی، فراوانی فیتوپلانکتون در آذر ماه را در سطح مقدار آبان ماه قرار داده است.

تغییرات کلی جوامع پلانکتونی با الگوهای موجود در طبیعت نیز تقریباً همخوان است. همانطور که گفته شد تغییرات فراوانی دیاتومه‌ها نمایه اصلی فراوانی کلی فیتوپلانکتون و پروتوزوآ نمایه اصلی فراوانی زئوپلانکتون می‌باشند (جدول ۱). تغییرات در ساختار جوامع فیتوپلانکتونی با تغیرات دما ارتباط دارد؛ به‌طوری که فراوانی دیاتوم‌ها دراکوسیستم‌های آبی بسته به ساختار محیط آبی با کاهش دما ممکن است افزایش یابد، ازاینرو همانطور که در جدول (۱) ملاحظه می‌شود تغییر فصل و کاهش دما می‌تواند یکی از عوامل موثر بر کاهش سیانوباکتر و افزایش دیاتومه‌ها باشد (۵۱ و ۶۷). گونه‌ها و فراوانی اکروفیتا (دیاتومه‌ها) در اکوسیستم‌های آبی در فصل سرد افزایش چشمگیر دارند (۶۴).

بررسی‌ها روی جوامع زئو پلانکتونی اقیانوسی و دریاچه‌ای

نشان داده که مجموع عواملی چون پ هاش، شفافیت آب، تنوع و تراکم فیتو پلانکتونی، میزان مواد مغذی و دما از عوامل تأثیرگذار بر زیست توده زئو پلانکتونی می‌باشند که در بین این عوامل بیشترین تأثیر را دما دارد (۱۶ و ۵۱). از اینرو درتحقیق حاضر کاهش تنوع و فراوانی جنس‌های زئوپلانکتونی در آذر ماه نیز می‌تواند مربوط به کاهش دمای آب باشد که از ۱۹ درجه ابتدای آبان به کمتر از ۱۰ درجه درمیانه آذر رسیده است. میانگین دما در ۲۷ آبان یعنی یک ماه پس از اعمال تیمار دوم و زمانیکه ارزیابی اعمال تیمارها در کنترل سنبل آبی در مطالعه نظام آبادی و همکاران (۴۴) صورت گرفت، در حد ۱۷ درجه بوده است. گروههای مختلف زئوپلانکتونی نسبت به تغییرات دما و منابع غذایی واکنش‌های متفاوتی داشته (۲۶ و ۶۱) که نیاز به بررسی جداگانه‌ای دارد.

غالبیت جنس های پلانکتونی نیز تفاوت بارزی را نشان نداده و به‌طورکلی نوعی همپوشانی بین آنها دیده می‌شود. اکثر جنس‌های مشاهد شده که وضعیت غالب در استخرهای مورد بررسی را داشتند از قبیل فیتوپلانکتون‌های *Synedra*، *Nitzschia* و *Oscillatoria* و زئوپلانکتون‌های ریزوپودا، کوپه پودا، *Difflugia*، *Centopyxis*، از گونه های شاخص آب های آلوده هستند (۳۰، ۴۵ و ۵۵). بار آلودگی باکتریایی در استخرهای مورد بررسی بواسطه وجود سنبل آبی، ریشه‌های متراکم آن و مواد پوسیده گیاهی احتمالا زیاد بوده که تراکم بالای پلانکتون‌ها مذکور را سبب شده است. دریاچه نئور که در گروه منابع آبی یوتروف قرار گرفته، دارای بیشترین فیتوپلانکتون‌های *Synedra*، *Nitzschia* و *Oscillatoria* و ریزوپودا *Difflugia* بوده و وجود گیاهان آبزی پوسیده در بستر دریاچه نئور شرایط را برای رشد و توسعه این گونه از پلانکتون‌ها مهیا کرده است (۱۹). افزایش مواد پوسیده گیاهی ناشی از برگ‌ها و ریشه‌های گیاهان وجلبک‌های چسبیده به سنگ‌ها و سطوح مختلف در محیط آبی، افزایش پروتوزوا همچون *Difflugia* و Ciliate را سبب خواهد شد (۷). زیاد بودن غلظت سیلیس عامل دیگری در شکوفایی دیاتوم در منابع آبی می باشد (۱۲). در استخرهای مورد بررسی مقدار سیلیس در حد۵/۴ ± ۱۰/۵ میلی گرم در لیتر بوده (۳۷) که خود عاملی برای رشد دیاتوم‌ها محسوب می‌شود.

همانطور که بیان شد تنوع و تغییرات جوامع پلانکتونی بیشتر در ارتباط با حضور سنبل آبی، از بین رفتن آن و عوامل محیطی بوده و علف‌کش‌ها روی جوامع پلانکتونی تأثیر معنی‌داری نداشتند. تاثیرگلایفوسیت و گلایفوزینات بر کنترل گیاه سنبل آبی و اثرات جانبی آن بر روی موجودات غیر هدف در کانال لاگون نیجریه نیز نشان داد که بعد از ۴ هفته سنبل آبی و سایر علف های هرز آبزی کاملاً کنترل شده و هیچ گونه مرگ ومیر در موجودات آبزی مشاهده نشده و غلظت علف‌کش در آب نیز کمتر از حد قابل پذیرش جهانی بوده است (۱).

کنترل علف‌های هرز با استفاده از علف‌کش رانداپ در مقایسه با علف کش توفوردی و مواد شیمیایی دیگر مثل سولفات مس کم خطرتر گزارش شده است (۱۳). استفاده از علف‌کش دیکوات و توفوردی در کنترل سنبل آبی اثرات مستقیم و غیر مستقیم روی جوامع پلانکتونی داشته و نکته حائز اهمیت اینکه ضمن کنترل گیاه سنبل آبی، به‌واسطه ثبات سطح تروفی محیط آبی، جوامع پلانکتونی احیاء شده و بلوم جلبکی نیز اتفاق افتاده است (۳۲).

محیط زیست کانادا ملاحظات محیط زیستی قابل قبول استفاده از سموم را روی موجودات آبزی غیر هدف بررسی کرده است. در آن بررسی اثرات ۲۳ سم روی ۱۰ موجود شامل جلبک‌های سبز *Scenedesmus quadricauda*، *Selenastrum capricornutum*، دیاتومه‌ها *Nitzschia sp.*، *Cyclotella meneghiana* سیانوباکترها شامل *Microcystis aeruginosa*، Oscillatoria sp.، *Pseudoanabaena sp.*، *Anabaena inaequalis* و *Aphanizomenon flos-aquae* وگیاه آوندی *Lemna minor* ارزیابی گردید. استفاده از حداکثر غلظت در عمق تا ۱۵ سانتی متری پیکره آبی و مرگ و میر ۵۰ درصدی ملاک ارزیابی قرار گرفت. علف‌کش رانداپ روی دیاتومه‌ها و سیانوباکترها تأثیر گذار بوده است (۵۳).

در گزارش میرزاجانی (۳۷)، بقاء پنج گروه از موجودات شامل گونه های زئوپلانکتونی و درشت بی‌مهرگان در مواجه با سه علف‌کش مذکور، ارائه شده است؛ کمترین اثر نسبت به نمونه‌های شاهد در تیمار علف کش‌های باستا و نومینی مشاهده شد و تعداد نهایی موجودات نسبت به شاهد تنها در تیمار رانداپ کمتر بوده است.

اثرات سمی چند علف‌کش با پایه رانداپ روی چند گونه کلادوسر نشان داد که LC_{50} (۱۲۰ ساعت) رانداپ روی *Daphnia magna* درمحدوده ۱/۷۵ تا ۶/۷۵ میلی‌گرم در دسیمترمکعب و روی گونه *Ceriodaphnia affinis* در حد ۲/۱۳ تا ۵/۲۵ میلی گرم در دسیمترمکعب بوده است (۳۵). اثرات سمی رانداپ در غلظت های۱۰ و ۱۵ میلی گرم در لیتر روی بچه ماهیان *Colossoma macropomum* سمی گزارش شده چرا که تغییرات در ساختار آبشش‌ها، غشاهای تنفسی، تغییرات در پارامترهای خون شناسی همچون هموگلوبین، واکنش متابولیکی کبد، تخریب DNA در سلول های خونی قرمز و مهار فعالیت آنزیم کولین استراز در مغز نیز مشاهده شده است (۱۱).

در بررسی حاضر غلظت ماده مؤثره در لایه ای به عمق ۱۵ سانتی متر از سطح آب برای سه علف کش رانداپ، باستا و نومینی به‌ترتیب در حد ۰/۲۶۶، ۰/۱۶۳ و ۰/۰۰۸۱ میلی گرم بر لیتر برای مرحله اول سمپاشی و در ده روز بعد برای علف کش‌های رانداپ و نومینی دوبرابر شده است که در کل بسیار کمتر از غلظتی است که در بررسی‌های ذکر شده در بالا، مرگ و میر ۵۰ درصدی را سبب شده است.

وجود مقالات متعدد که نقاط ضعف و قوت بهره گیری از علف کش‌ها به‌ویژه رانداپ را مورد نقد قرار می‌دهند سبب شده تا همواره شک و تردید استفاده از این مواد در اکوسیستم‌های طبیعی وجود داشته باشد. در این ارتباط بر اساس گزارش‌ها (۲۸ و ۶۳) و با مرور بیش از ۱۰۰ مقاله، Don Huber بیان می‌کند که استفاده از رانداپ اختلالات و بیماری های گوناگون گیاهی و جانوری را سبب شده و هزینه‌های سلامت را برای جانوران و انسان‌ها افزوده است. مسمومیت و عوارض ناشی از خوردن، تنفس و تماس رانداپ با پوست به دفعات گزارش شده (۱۰ و ۵۷) و در برچسب راهنمای استفاده از آن تذکر داده شده است. استفاده زیاد آنها در محصولات ترانس ژن ممکن است خطری برای گیاهان وحشی نداشته باشد اما وقتی در کنار سایر موجودات استفاده شوند ممکن است روی اکوسیستم‌های طبیعی اثر گذار باشند و حشراتی که آفت محسوب می‌شوند، مقاومت پیدا کنند (۲۷).

از سوی دیگر اثرات این علف کش بر آلودگی آب، خاک، همچنین موجودات خشکی‌زی و آبزی در مقایسه با سایر علف کش‌های جایگزین حداقل بیان شده است (۸، ۱۸ و ۵۶) و بر اساس آخرین ارزیابی گروه رانداپ اتحادیه اروپا، استفاده از آن برای سلامت غذایی یا ارزش غذایی ریسک محسوب نشده است(۳). در شرایط کنونی استفاده ازرانداپ در کنترل علف‌های هرز و توسعه کشاورزی راهی موثر به شمار رفته و تغییر اساسی برای حذف آن تقریبا غیر ممکن بوده و مستلزم صرف هزینه و وقت زیاد است (۲۹).

جمع بندی نهایی نتایج حاصل از این بررسی نشان داد که اگر هم بخشی از علفکش‌ها وارد آب شوند، مقدار مصرف آنها آنقدر اندک است که بر جوامع پلانکتونی تأثیر سویی نداشته و چه بسا با رعایت جوانب احتیاطی به خصوص مصرف مقدار توصیه شده، سبب کنترل علف هرز سنبل آبی شده که در نهایت بهبود وضعیت پلانکتونی محیط های آبی را در بر خواهد داشت.

منابع مورد استفاده

1. Adekoya, B.B. 2015. Chemical control of watre hyacinth (*Eichhornia crassipes*) at ere, Ogun state, Nigeria: Implication for aquatic and terrestrial biodiversity conservation. Accessed on 2020-07-26, http://aquaticcommons.org/942/1/WH_086-098.pdf.

2. Amini Rad, M. 2017. Biology, phenology and distribution map of *Eichhornia crassipes* in northern provinces of Iran. Iranian Research Institute of Plant Protection. Agricultural Research, Education and Extension Organization, p. 30 (In Persian).
3. Anonymous 2019. Safety data sheet. Accessed on 2020-07-26, https: //crop-protection.basf.ph/sites/basf.ph/files/2020-06/basta_msds_0.pdf.
4. APHA 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Washington, DC, USA. p.531
5. Bagheri, S., M. Makaremi 2018. Ecological assessment of phytoplankton communities in the Persian Gulf Martyrs Lake (Chitgar- Tehran) during 2013-2104. *Iranian Scientific Fisheries Journal* 26, 191-202 (In Persian).
6. Bagheri, S., M. Makaremi, A. Mirzajani, 2019. Distribution, phytoplankton abundance and impact of *Eichhornia crassipes* in the Eynak Wetland, Guilan state-Iran. *Iranian Scientific Fisheries Journal* 27, 93-103 (In Persian).
7. Bertoni, R. 2011. Limnology of Rivers and Lakes. Institute of Ecosystem Study. ISE-CNR, UNESCO-EOLSS., Verbania, Italy.p. 68
8. Blake, R., K. Pallett. 2018. The environmental fate and ecotoxicity of glyphosate. *Outlooks on Pest Management* 29, 266-269.
9. Boney, A. 1989. Phytoplankton. 2nd eds. New York. Routledge, Chapman and Hall, p. 118.
10. Bradberry, S.M., A.T. Proudfoot, J.A. Vale, 2004. Glyphosate poisoning. *Toxicological Reviews* 23, 159-167.
11. Braz-Mota, S., H. Sadauskas-Henrique, R.M. Duarte, A.L. Val, V.M. AlmeidaVal. 2015. Roundup exposure promotes gills and liver impairments, DNA damage and inhibition of brain cholinergic activity in the Amazon teleost fish *Colossoma macropomum*. *Chemosphere* 135, 53-60.
12. Brzezinski, M.A. 1985. The Si: C: N ratio of marine diatoms: interspecific variability and the effect of some environmental variables 1. *Journal of Phycology* 21, 347-357.
13. Burton. 2005. Information about chemical and biological control of *Eichhornia crassipes.* Accessed on 2020-07-26, http://www. issg. org/database/species/reference_files/eiccra/C&Bcontrol. pdf.
14. CABI, 2013. *Eichhornia crassipes(water hyacinth)*. Accessed on 2020-04-26, https://www.cabi.org/isc/datasheet/20544.
15. Cerdeira, A.L., S.O. Duke. 2006. The current status and environmental impacts of glyphosate-resistant crops. *Journal of Environmental Quality* 35, 1633-1658.
16. Cremona, F., K. Blank, J. Haberman, 2021. Effects of environmental stressors and their interactions on zooplankton biomass and abundance in a large eutrophic lake. *Hydrobiologia* 848, 4401-4418.
17. Dagno, K., R. Lahlali, M. Diourté, H. Jijakli. 2012. Fungi occurring on waterhyacinth (*Eichhornia crassipes* (Martius) Solms-Laubach) in Niger River in Mali and their evaluation as mycoherbicides. *Journal of Aquatic Plant Management* 50, 25-32.
18. Duke, S.O., 2020. Glyphosate: environmental fate and impact. *Weed Science* 68, 201-207.
19. Fallahi, M., S. Bagheri, S. Khatib, H. Khodaparast, A.D. Ghandi. 2019. Identification and biodiversity of Plankton in the Neur Lake, Adabil. *Journal of Aquatic Ecology* 9, 32-45 (In Persian).
20. Farah, M.A., B. Ateeq, M.N. Ali, W. Ahmad, 2003. Evaluation of genotoxicity of PCP and 2, 4-D by micronucleus test in freshwater fish Channa punctatus. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 54, 25-29.
21. Gomez, L., J. Masot, S. Martinez, E. Duran, F. Soler, V. Roncero, 1998. Acute 2, 4-D poisoning in tench (*Tinca tinca* L.): lesions in the hematopoietic portion of the kidney. *Archives of environmental contamination and toxicology* 35, 479-483.
22. Gopal, B., 1987. Water Hyacinth. Elsevier Science Publishers. Amsterdam, p. 477.
23. Harris, R., P. Wiebe, J. Lenz, H.-R. Skjoldal, M. Huntley, 2000. ICES Zooplankton Methodology Manual. Elsevier,p. 708
24. Harvey, K., 2013. Water hyacinth Control Modules. Control options for water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in Australia. *Weeds* of National Weeds of National Significance 2013. NSW Department of Primary Industries. Australia. p. 94.
25. Hasle, G., A. Sournia, 1978. Phytoplankton Manual Monographs on Oceanographic Methodology. *Phytoplankton Manual, Monographs on Oceanographic Methodology* 6. UNESCO, Paris, p. 337
26. Heinle, D.R., 1969. Temperature and zooplankton. *Chesapeake Science* 10, 186-209.
27. Holm, L.G., D. Plucknett, J.V. Pancho, J.P. Herberger, 1977. The World's Worst Weeds. Distribution and Biology. East-West Center Book, University of Honolulu: Hawaii Press, p.609
28. ISIS, 2012. USDA Scientist Reveals All: glyphosate hazards to crops, soils, animals, and consumers. Accessed on 2022-01-26, http://www.i-sis.org.uk/USDA_scientist_reveals_all.php.
29. Kudsk, P., S.K. Mathiassen, 2020. Pesticide regulation in the European Union and the glyphosate controversy. *Weed Science* 68, 214-222.
30. Kumari, P., S. Dhadse, P. Chaudhari, S. Wate, 2008. A biomonitoring of plankton to assess quality of water in the lakes of Nagpur city, Proc. of Taal. The ^{12}th World Lake Conference, pp. 160-164.

31. Kunatsa, T., A. Mufundirwa, 2013. Biogas production from water hyacinth case of lake Chivero-Zimbabwe a review. *International Journal of Recent Technology and Engineering* 2, 138-142.
32. Lugo, A., L.A. Bravo-Inclán, J. Alcocer, M.L. Gaytán, M.G. Oliva, M.d.R. Sánchez, M. Chávez, G. Vilaclara, 1998. Effect on the planktonic community of the chemical program used to control water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in Guadalupe Dam, Mexico. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 1, 333-343.
33. Madsen J.D., G. B. Kyser, 2020. Herbicides for management of water hyacinth in the Sacramento–San Joaquin River Delta, California . *Journal Aquatic Plant Management* 58, 98–104.
34. Martínez Jiménez, M., 2015. Progress on water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) management. Accessed on 2020-07-26, http://www. fao. org/docrep/006/y5031e/y5031e0c. htm.
35. Mel'nichuk, S., V. Lokhanskaya, 2007. Estimation of toxicity of glyphosate-based herbicides by biotesting method using cladocera. *Hydrobiological Journal* 43, 80-91.
36. Mirzajani, A., 2009. Limnological survey of Anzali wetland based on ten years data 1990-2003 by use of GIS system. Agricultural Research and Education Organization, Inland water aquaculture research center, Iran, p. 103 (In Persian).
37. Mirzajani, A., 2020. Distribution ecological studies and controlling methods of water hyacinth in Anzali wetland. Final report. Iranian Fisheries Research Institute, Inland water aquaculture research center, Agriculture Research, Education and Extention Organization, p. 90 (In Persian).
38. Mirzajani, A., K. Abasi, J. Sabkara, M. Makaremi, A. A., M. SayadBorani, 2012. Limnological study of mesotrophic lake taham in zanjan province. *Iranian Journal of Biology* 25, 74-89 (In Persian).
39. Mirzajani, A., O. Heidari, H. Khodaparast Sharifi, 2011. Some biological aspects of *Gammarus lacustris* Sars, 1863 in Neur Lake Ardabeel province, Iran. *Iranian Journal of Fisheries Sciences* 10, 242-253.
40. Mirzajani, A., S. Naderi, D. Parvaneh Moghadam, 2019. Distribution survey and some biological aspects of Water Hyacinth in Anzali Wetland, Guilan province. *Iranian Journal of Plant Biology,* 11, 51-62 (In Persian).
41. Mozaffarian, V., B. Yaghoubi, 2015. New record of *Eichhornia crassipes* (Water Hyacinth) from north of Iran. *Rostaniha* 16(2), 208-211.
42. Newell, G.E., R.C. Newell, 1970. Marine Plankton: A practical guide. Hutchinson Educational. p. 244
43. Nezamabadi, N., A. Mirzajani, S. Tokasi, S. JabariNeek, M. Rivand, 2019. Chemical Control of the Invasive Weed Water Hyacinth in Guilan province, 8th Iranian Weed Science Congress, University of Ferdosi, Mashad, Iran, pp. 955-958 (In Persian).
44. Nezamabadi, N., S. Tokasi, A. Mirzajani, S.M. Salavatian, 2019. Investigation on the Chemical Control of the Invasive Weed, Water Hyacinth, *Eichhornia crassipes*, in Bandar Anzali. *Pesticides in Plant Protection Sciences* 8, 61-72 (In Persian).
45. Nicolau, A., N. Dias, M. Mota, N. Lima, 2001. Trends in the use of protozoa in the assessment of wastewater treatment. *Research in microbiology* 152, 621-630.
46. Nugraha, W.D., L.L. Pradita, 2020. Biogas Production from Water Hyacinth, Biogas-Recent Advances and Integrated Approaches. IntechOpen, p188.
47. Nwani, C.D., N.S. Nagpure, R. Kumar, B. Kushwaha, P. Kumar, W.S. Lakra, 2010. Lethal concentration and toxicity stress of Carbosulfan, Glyphosate and Atrazine to freshwater air breathing fish Channa punctatus (Bloch). *International Aquatic Research* 2, 105-111.
48. Peterson, H.G., C. Boutin, P.A. Martin, K.E. Freemark, N.J. Ruecker, M.J. Moody, 1994. Aquatic phyto-toxicity of 23 pesticides applied at expected environmental concentrations. *Aquatic Toxicology* 28, 275-292.
49. Pontin, R.M., 1978. A Key to the Freshwater Planktonic and Semi-planktonic Rotifera of the British Isles. Freshwater Biological Association, Scientific Publication, p. 178
50. Resende, P., U.M. Azeiteiro, F. Gonçalves, M.J. Pereira, 2007. Distribution and ecological preferences of diatoms and dinoflagellates in the west Iberian Coastal zone (North Portugal). *Acta Oecologica* 32, 224-235.
51. Richon, C., A. Tagliabue, 2021. Biogeochemical feedbacks associated with the response of micronutrient recycling by zooplankton to climate change. *Global Change Biology* 27, 4758-4770.
52. Rufchaei, R., M. Abbas-Mohammadi, A. Mirzajani, S. Nedaei, 2021. Evaluation of the Chemical Compounds and Antioxidant and Antimicrobial Activities of the Leaves of *Eichhornia Crassipes* (Water Hyacinth). *Jundishapur Journal of Natural Pharmaceutical Products* 17 (1), e101436.
53. Sarikaya, R., M. Yilmaz, 2003. Investigation of acute toxicity and the effect of 2, 4-D (2, 4-dichlorophenoxyacetic acid) herbicide on the behavior of the common carp (*Cyprinus carpio* L., 1758; Pisces, Cyprinidae). *Chemosphere* 52, 195-201.
54. Shanab, S.M., E.A. Shalaby, D.A. Lightfoot, H.A. El-Shemy, 2010. Allelopathic effects of water hyacinth (*Eichhornia crassipes)*. *PlosOne* 5, e13200.
55. Singh, U.B., A.S. Ahluwalia, C. Sharma, R. Jindal, R. Thakur, 2013. Planktonic indicators: A promising tool for monitoring water quality (early-warning signals). *Ecology, Environment and Conservation* 19, 793-800.

56. Solomon, K.R., 2020. Estimated exposure to glyphosate in humans via environmental, occupational, and dietary pathways: An updated review of the scientific literature. *Pest Management Science* 76, 2878-2885.
57. Talbot, A.R., M.H. Shiaw, J.S. Huang, S.F. Yang, T.S. Goo, S.H. Wang, C.L. Chen, T.R. Sanford, 1991. Acute poisoning with a glyphosate-surfactant herbicide (Roundup): a review of 93 cases. *Human & Experimental Toxicology* 10, 1-8.
58. Téllez, T.R., E. López, G.L. Granado, E.A. Pérez, R.M. López, J.M.S. Guzmán, 2008. The water hyacinth, *Eichhornia crassipes*: an invasive plant in the Guadiana River Basin (Spain). *Aquatic Invasions* 3, 42-53.
59. Theuri, M., 2013. Water hyacinth–Can its aggressive invasion be controlled. *Environmental Development* 7, 139-154.
60. Thorp, J.H., A.P. Covich, 2009. Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. Academic press, p. 1056
61. Vidal, J., 1980. Physioecology of zooplankton. II. Effects of phytoplankton concentration, temperature, and body size on the development and molting rates of *Calanus pacificus* and *Pseudocalanus* sp. *Marine Biology* 56, 135-146.
62. Villamagna, A., B. Murphy, 2010. Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (Eichhornia crassipes): a review. *Freshwater Biology* 55 (2) 282-298.
63. Weidlich, E.W., F.G. Flórido, T.B. Sorrini, P.H. Brancalion, 2020. Controlling invasive plant species in ecological restoration: A global review. *Journal of Applied Ecology* 57, 1806-1817.
64. Winder, M., J.E. Reuter, S.G. Schladow, 2009. Lake warming favours small-sized planktonic diatom species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276, 427-435.
65. Yaghoubi, B., F. Pouramir, F. Mansourpour, 2020. Chemical control of aquatic weed water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Iranian Journal of Weed Science*. 16, 63-78 (In Persian)
66. Zhang, S., 2016. Does monsanto's roundup herbicide cause cancer or not? The controversy, explained. Accessed on 2020-07-26 https://www.wired.com/2016/05/monsantos-roundup-herbicide-cause-cancer-not-controversy-explained/.
67. Zou, Y., L. Wang, L. Zhang, Y. Liu, P. Li, Z. Peng, Y. Yan, J. Zhang, H. Lu, 2018. Seasonal diatom variability of Yunlong Lake, southwest China–a case study based on sediment trap records. *Diatom Research* 33, 381-396.

The Effect of Herbicides Used in the Control of Water Hyacinth; Glyphosate, Glufosinate-Ammonium and Bispyribac Sodium on Diversity and Abundance of Planktonic Communities

A. Mirzajani[1], S. Bagheri[1*],J.Sabkara[1], M. Makaremi[1], S. Khatib[1], N. Nezamabadi[2], R. Rufchaei[1], S. Ghorbani[1] and F. Madadi[1]

(Received: January 17-2022; Accepted: May 01-2022)

Abstract

Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) is native to the Amazon basin and is one of the worst aquatic weeds in the world. It has been an invasive species in aquatic ecosystems of northern Iran since 2011. The use of herbicides as a method of plant control is common and efforts are made to select a formulation with the least impact on the environment. In the current study, three types of herbicide including glyphosate (Roundup), Glufosinate-ammonium (Basta) and Bispyribac sodium (Nominee) were used to control water hyacinth and the effects of their use on the abundance and diversity of planktonic communities were investigated. Roundup treatment has an immediate effect on water hyacinth, while Basta and Nominee treatments were effective for a longer period of time. Results showed that about 90% of phytoplankton and 71% of zooplankton belonged to the diatom and protozoa, respectively. The diversity of plankton species did not change after herbicides application and the number of genera in control ponds was almost constant. The phytoplankton abundance was higher after herbicides applications, especially in the Roundup treatment. The used doses of herbicides not only had a controlling effect on water hyacinth but also had no significant negative effect on the diversity and abundance of planktonic communities.

Keywords: Chemical control, Water hyacinth, Herbicides, Roundup, Basta, Nominee, Plankton

1. Iranian Fisheries Science Research Institute, Inland Waters Aquaculture Research Center, Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO), Bandar Anzali, Iran.
2. Iranian Research Institute of Plant Protection, Education and Extension Organization (AREEO), Tehran, Iran.
*: Corresponding Author, Email: Siamakbp@gmail.com