نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد 30، شماره 5، آذر – دی 1395، ص. 1555-1543

Journal of Water and Soil
Vol. 30, No. 5, Nov.-Dec. 2016, p. 1543-1555

حذف آفت‌کش کنفیدور از آب‌های آلوده توسط گونه‌های مختلف قارچ تریکودرما

فرناز ارشادفتح[1]- حسین بانژاد[2*]- فریبا محسن زاده[3]

تاریخ دریافت: 1393/05/15
تاریخ پذیرش:1395/01/23

چکیده

آفت‌کش‌ها در شمار مهم‌ترین آلاینده‌های آب‌های سطحی و زیرزمینی می‌باشند. تجزیه زیستی مهم‌ترین و مؤثرترین راه برای نابودی آفت‌کش‌ها در محیط بشمار می‌رود. فنون زیست پالایی به‌دلیل هزینه‌های کم، سازگاری با محیط‌زیست و بازدهی زیاد به‌عنوان گزینه مناسبی جهت کاهش و یا حذف آلاینده‌ها از محیط مورد توجه می‌باشند. هدف از پژوهش حاضر بررسی پتانسیل حذف آفت‌کش کنفیدور از آب‌های آلوده توسط گونه‌های مختلف قارچ تریکودرما تحت تأثیر متغیرهای pH، غلظت سم و زمان می‌باشد. بدین منظور 3 گونه قارچ تریکودرما در pHهای 5، 7 و 9 در محیط‌های کشت PDB حاوی غلظت‌های 1، 3 و 5 میلی‌گرم در لیتر از سم، کشت داده شدند. مقدار سم باقیمانده در نمونه‌ها در 4 مرحله قرائت و نتایج حاصل توسط نرم افزار SPSS تجزیه و تحلیل گردید. نتایج نشان داد گونه‌های قارچی مورد مطالعه قادر به حذف سم کنفیدور از آب آلوده می‌باشند و گونه *T.harzianum* با درصد حذف 60/34، از بیشترین توانایی و گونه *T.tomentosum* با راندمان حذف 44/60 درصد، از کمترین توانایی در زیست پالایش سم مذکور از آب‌های آلوده برخوردار می‌باشند. افزایش غلظت سم از 1 به 5 میلی‌گرم در لیتر، سبب افزایش درصد حذف سم کنفیدور از محیط‌های کشت گردید. نتایج درصد حذف سم کنفیدور در pHهای مختلف نشان داد در همه گونه‌های قارچی راندمان حذف سم در pH=5 بالاتر از سایر pHها می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: ایمیداکلوپرید، پساب کشاورزی، زیست پالایی، قارچ

مقدمه

با افزایش مصرف آفت‌کش‌ها نگرانی در مورد اثرات سوء این مواد بر محیط زیست افزایش یافته است. در حقیقت فقط 1 درصد از آفت‌کش‌های بکار گرفته شده به مصرف آفات گیاهی می‌رسد و 99 درصد باقیمانده به طور تدریجی وارد خاک، آب و هوا می‌شود (5، 37 و 45). بزرگ‌ترین نگرانی در مورد آفت‌کش‌ها، حضور آن‌ها در بدنه آب‌های سطحی و زیرزمینی می‌باشد (4، 19، 30 و 54).

ایمیداکلوپرید[4] با فرمول مولکولی 1-(6-chloro-3-pyridylmethyl)-N-nitro-imidazolidin-2-ylideneamine و نام تجاری کنفیدور متعلق به خانواده نئونیکوتینوئیدها است (55). نئونیکوتینوئیدها گروه جدیدی از آفت‌کش‌ها هستند که از نیکوتین مشتق شده‌اند و به‌دلیل خواص فیزیکوشیمیایی خاص خود کاربردهای فراوانی در بخش کشاورزی دارند (34 و 35). مصرف این حشره‌کش بسیار رایج می‌باشد (25). براساس گزارشات آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ایمیداکلوپرید پتانسیل زیادی برای ورود به بدنه آب‌های زیرزمینی دارد (50). همچنین این ماده با توجه به انحلال‌پذیری و سیالیت بالا، قادر به آلوده نمودن آب‌های سطحی نیز می‌باشد (16). ولنر و کلوتز طی تحقیقات خود نشان دادند تحرک ایمیداکلوپرید در خاک از 11 نوع سم مورد مطالعه دیگر بیشتر می‌باشد (52). همچنین تحقیقی در یک مزرعه مجهز به سیستم آبیاری قطره‌ای نشان داد سم کنفیدور می‌تواند در مدت 7 روز به اندازه 105 سانتی‌متر در خاک نفوذ نماید. در نتیجه در مزارعی که به صورت روزانه آبیاری می‌شوند امکان تحرک این سم و ورود آن به سفره‌های آب‌زیرزمینی بسیار بالا می‌باشد (20).

تاکنون روش‌های زیادی از جمله: فتولیز (uv) (12)، اکسیداسیون پیشرفته (AOPs) (27)، فتوکاتالست توسط TiO_2 (9 و 14)، بکارگیری معرف فتوفنتون (8)، ازن زنی (10) و ..... به منظور کاهش باقیمانده‌ی ایمیداکلوپرید در آب‌ها بکار گرفته شده است. روش‌های فوق هر کدام مزایا و معایب خاص خود را دارند و از طرفی استفاده از

1 و 2-دانشجوی سابق کارشناسی ارشد آبیاری و زهکشی و دانشیار گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا
(*- نویسنده مسئول: (Email: h_banejad@yahoo.com
3- استادیار گروه زیست شناسی، دانشکده علوم پایه، دانشگاه بوعلی سینا
4- Imidacloprid

این روش‌ها نیازمند صرف وقت و هزینه زیاد و بکارگیری تجهیزات خاص و پیشرفته می‌باشد (13، 17، 24، 28 و 53). امروزه در سراسر دنیا تلاش‌های گسترده‌ای به‌منظور یافتن و بکارگیری فن‌آوری‌های جدید برای حذف و یا کاهش آلاینده‌ها از محیط زیست صورت می‌گیرد.

بهره‌برداری از توانایی ریزجانداران، به‌عنوان یک روش جایگزین، مؤثر، کم خطر، مقرون به‌صرفه و دوست‌دار محیط زیست را زیست‌پالایی می‌گویند (21). تجزیه زیستی مهم‌ترین و مؤثرترین راه برای نابودی آفت‌کش‌ها در محیط بشمار می‌رود. در روش‌های زیست پالایی به‌جای انتقال آلاینده از محیطی به محیط دیگر، امکان تخریب آن فراهم می‌گردد. اگر آلاینده‌های موجود در طبیعت حاوی ترکیبات مورد نیاز میکروارگانیسم‌ها باشند این مواد به مصرف میکروارگانیسم‌ها رسیده وتدریجاً از بدنه محیط زیست حذف خواهند شد (33). در روش‌های زیست‌پالایی انتخاب زیست توده از جهت فراوانی در محیط و کم بودن هزینه‌ها از اهمیت بالایی برخوردار است (3). مطالعات نشان می‌دهد که میکروارگانیسم‌هایی همچون باکتری‌ها و قارچ‌ها می‌توانند آلاینده‌های آلی را به عنوان منبع کربن و انرژی تجزیه کرده و آن‌ها را به مواد مفید و مورد نیاز سایر ریزجانداران تبدیل نمایند (6 و 32).

تحقیقات متعددی به بررسی امکان زیست پالایش آلودگی‌ها توسط ریزجانداران پرداخته‌اند. به عنوان مثال ابو عامر در مطالعه خود نشان داد باکتری*Serratia marcescens* توانایی مصرف دیازینون به عنوان منبع کربن و فسفر را داشته و قادر به حذف زیستی آفت‌کش مذکور می‌باشد (1). بریسنو و همکاران در پژوهشی تأثیر 90 درصدی استفاده از گونه‌های مختلف *actinobacteria* را در حذف کلرپیریفوس اعلام کردند. راندمان حذف کلرپیریفوس با استفاده از گونه *Bacillus pumilus C2A1* بعد از 45 روز به 97 درصد رسید (11). رضایی و همکاران طی مطالعات خود در سال 1390 به بررسی پتانسیل حذف علف‌کش آترازین توسط باکتری‌های سودوموناس فلورسنس و سودوموناس آرژینوزا در شرایط آزمایشگاهی پرداختند. نتایج آنان نشان داد حضور باکتری‌های فوق حذف علف‌کش مذکور را به ترتیب به اندازه 72/6 و 62/66 درصد بهبود می‌بخشد (43).

بسیاری از آلودگی‌ها توسط شماری از قارچ‌ها قابل پاکسازی می‌باشند (42). استفاده از قارچ‌ها جهت پالایش آلودگی‌ها در سال 1985 با استفاده از گونه قارچی *Phanerochaete chrysosporium* مطرح شد (46). قارچ‌ها آنزیم‌ها و یا اسیدهایی را از خود تراوش می‌کنند که قادر به تجزیه مواد موجود در اطراف آن‌ها می‌باشند (31). براساس مطالعات انجام شده بسیاری از آلاینده‌ها همچون ترکیبات فنلی، دیوکسین‌ها، کلروفنل‌ها، آفت‌کش‌ها، فاضلاب‌های صنایع کاغذ سازی، رنگ موها و فلزات سنگین را می‌توان توسط قارچ‌ها از محیط خارج ساخت (44). تاکنون در مطالعات زیست پالایی به استفاده از قارچ‌ها کمتر از باکتری‌ها توجه شده است هرچند که سازوکار حذف و کاهش آلودگی در هر دو میکرواورگانیسم تقریباً مشابه است (40). تریکودرما قارچی است که تقریباً در همه خاک‌ها و زیستگاه‌های گوناگون حضور دارد و از متداول‌ترین قارچ‌های قابل کشت و تکثیر می‌باشد. بعضی از گونه‌های تریکودرما توانایی پاکسازی محیط آلوده را دارند و می‌توانند به‌عنوان یکی از منابع میکروارگانیسمی برای تجزیه زیستی آلاینده‌های موجود در محیط به‌کار روند. این قارچ می‌تواند با جذب آلاینده‌ها از یک سو ، دسترسی ریشه گیاهان به آلاینده‌ها را کاهش دهد (38) و از سوی دیگر با القای مقاومت به گیاه از ابتلای آن به آفات و بیماری‌ها جلوگیری نماید (49). تحقیقات نشان می‌دهد تلقیح گیاه با تریکودرما می‌تواند شرایط را برای پالایش خاک‌هایی با آلودگی‌های متعدد فراهم آورد (2 و 15). تریکودرما قارچی کاملاً بی‌خطر بوده و هیچ اثر سوئی برای انسان و سایر جانداران ندارد. هاگ‌زایی تریکودرما به‌شدت تحت تأثیر کربن و نیتروژن می‌باشد (41).

هدف از پژوهش حاضر بررسی امکان زیست پالایش آفت‌کش کنفیدور از آب‌های آلوده به این آفت‌کش، توسط سه گونه مختلف قارچ تریکودرما تحت تأثیر متغیرهای غلظت سم، pH محیط و زمان می‌باشد.

مواد و روش‌ها

2-1- کشت قارچ

گونه‌های قارچی تریکودرما از گروه گیاه پزشکی دانشگاه بوعلی سینا تهیه و برای استفاده در محیط آزمایشگاهی به محیط کشت استریل جامد PDA[1] انتقال داده شد.

2-2- تهیه محیط کشت مایع

محیط کشت مایع حاوی 250 گرم سیب‌زمینی، پوست گرفته و خرد شده و 20 گرم دکستروز، تهیه و به حجم 1000 میلی‌لیتر رسانیده شد. مخلوط حاصل در اتوکلاو قرار داده شد تا در حرارت و فشار بالا عصاره و کربوهیدرات‌های مورد نیاز برای رشد قارچ استخراج شود (47).

2-3- تهیه غلظت‌های مختلف سم و تنظیم pH محیط‌های کشت

غلظت‌های 1، 3 و 5 میلی‌گرم بر لیتر از سم کنفیدور تهیه و به‌منظور بررسی اثر pH بر حذف سم توسط قارچ اقدام به تنظیم pH

1- Potato Dextrose Agar

نمونه‌ها با استفاده از اسید لاکتیک[1] و محلول پتاس[2] (3 درصد) گردید. نمونه‌ها در سه pH معادل 5، 7و 9 (به ترتیب نماینده محیط‌های اسیدی، خنثی و بازی) تهیه و اتوکلاو شدند. مقدار 40 سی‌سی از محیط‌های کشت تهیه شده در 18 لوله فالکون با حجم50 سی‌سی ریخته شد. نمونه‌ها پس از اتوکلاو مجدد در دمای معمولی آزمایشگاه نگهداری شدند تا برای کشت نهایی مورد استفاده قرار گیرند.

2-4- تصادفی نمودن ترتیب انجام آزمایشات و کشت بیومس قارچ در محیط کشت مایع

در ابتدا به‌منظور کاهش اثر عوامل محیطی از جمله دما، فشار و... اقدام به تصادفی نمودن ترتیب انجام آزمایشات در نرم‌افزار R گردید. سپس لوله‌های فالکون شماره‌گذاری شده و با توجه به جدول ترتیب انجام آزمایشات، در هر لوله فالکون دو قطعه از بیومس قارچی انداخته شد. نمونه‌ها به طور روزانه تا مدت 1 ماه هوادهی و شیک[3] شدند. دور شیکر150 rpm و مدت زمان شیک نمونه‌ها 2 ساعت انتخاب شد.

2-5- اندازه‌گیری مقدار سم باقیمانده

قرائت نمونه‌ها به مدت 4 هفته و با فواصل زمانی 1 هفته انجام شد. بدین منظور در هر بار قرائت مقداری از محیط کشت مایع موجود در هر فالکون به میکروتیوب منتقل شد و پس از سانتریفیوژ و جدا نمودن مایع از مواد ته‌نشین شده اقدام به قرائت نمونه‌ها توسط دستگاه اسپکتوفتومتر گشت. در نهایت درصد حذف سم از رابطه ذیل محاسبه گردید.

$$R=(P_0-P_e/P_0)$$

در این رابطه: R: درصد حذف کنفیدور توسط بیومس، P_0: غلظت اولیه سم کنفیدور **(mg/l)**، P_e: غلظت نهایی سم کنفیدور **(mg/l)** می‌باشند.

2-6- روش تجزیه و تحلیل آماری

در این پژوهش، متغیرهای مستقل، شامل میزان pH محلول، غلظت‌های مختلف سم کنفیدور و زمان تماس و متغیر وابسته، راندمان حذف سم کنفیدور در هر یک از محلول‌ها می‌باشد. برای تجزیه و تحلیل آماری داده‌های جمع‌آوری شده از نرم‌افزار PASW (SPSS 18) استفاده شد و نتایج از نظر مقایسه با یکدیگر و مقایسه با میانگین‌ها بررسی شدند. برای بررسی توزیع و تست نرمال بودن داده‌ها، از آزمون کولموگروف – اسمیرنوف[4] در سطح اطمینان 95 درصد استفاده شد.

نتایج و بحث

بررسی نرمال بودن داده‌های درصد حذف سم

نرمال بودن داده‌های حاصل از حذف سم کنفیدور توسط گونه‌های مختلف قارچ تریکودرما با آزمون کولموگروف – اسمیرنوف بررسی گردید. با توجه به اینکه P-Value=0/1 بیشتر از α=0/05 می‌باشد، فرض نرمال بودن داده‌های مربوط به حذف سم کنفیدور توسط 3 گونه مختلف قارچ تریکودرما تأئید می‌گردد.

2-3- اثر گونه قارچی بر راندمان حذف سم کنفیدور از آب آلوده

اثر 3 گونه مختلف قارچ تریکودرما بر راندمان حذف سم کنفیدور از آب‌های آلوده بررسی شد. بر اساس نتایج حاصل همه گونه‌های قارچی مورد مطالعه قادر به کاهش سم کنفیدور از محیط آلوده می‌باشند. و در این میان پس از گذشت 4 هفته از شروع آزمایشات گونه قارچی *T.harzianum* با درصد حذف 60/34 درصد، بیشترین توانایی و گونه قارچی *T.tomentusum* با راندمان حذف 44/60 درصد کمترین توانایی را در زیست پالایش سم از آب آلوده نشان داد. همچنین نتایج حاکی از این است که گونه *T.asperellum* قادر به حذف 49/41 درصد از سم موجود در نمونه آب آلوده می‌باشد (شکل 1). این نتایج با نتایج حاصل از پژوهش شاهرخی بر امکان زیست پالایش فلزات سنگین مس و کادمیوم از محیط‌های آلوده توسط سه گونه قارچ تریکودرما همسو می‌باشد. طبق نتایج ایشان عملکرد سه گونه قارچی مورد مطالعه در حذف فلز مس به ترتیب زیر می‌باشد. گونه *T.harzianum*، 86/916 درصد، گونه *T.asperellum*، 85/743 درصد و گونه *T.tomentusum*، 61/626 درصد در نتیجه *T.harzianum* و *T.tomentusum* به ترتیب بیشترین و کمترین توان حذف فلز را از محیط به خود اختصاص دادند (47).

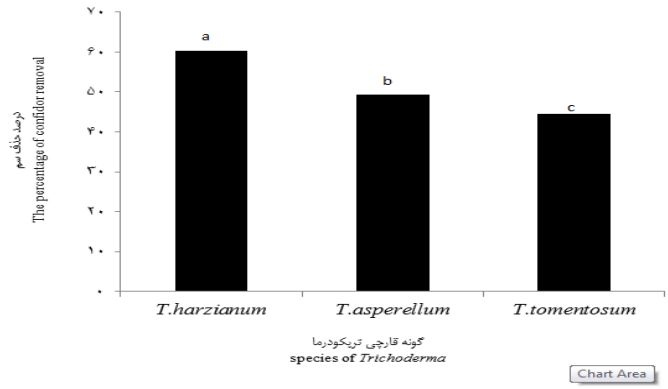
3-3- اثر متغیر pH بر راندمان حذف سم کنفیدور از آب آلوده

3-3-1- بررسی اثر pH بر توان زیست پالایش سم کنفیدور از آب آلوده توسط گونه‌های قارچی *T.harzianum*

با توجه به شکل 2 برای گونه قارچی *T.harzianum*، پس از گذشت 4 هفته بیشترین درصد حذف سم کنفیدور در غلظت‌های ثابت سم در محیط اسیدی اتفاق می‌افتد. حداکثر این مقدار در غلظت 5 میلی‌گرم از سم و برابر با 75/89 درصد می‌باشد. همچنین محیط

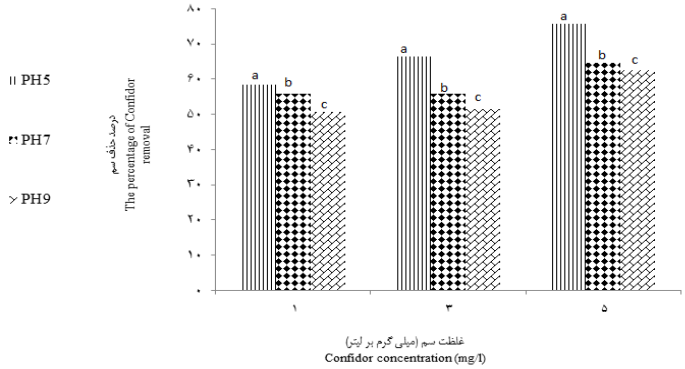
1- CH3CHOHCOOH
2- KOH
3- Shake
4- Kolmogorov-Smirnov

قلیایی با غلظت 1 میلی‌گرم بر لیتر از سم حداقل درصد حذف سم (58/66 درصد) را نشان می‌دهد. لازم به ذکر است نمونه‌های مربوط به محیط خنثی نسبت به محیط قلیایی از درصد حذف بالاتری برخوردار می‌باشند.



شکل 1- میانگین درصد حذف سم کنفیدور توسط گونه‌های مختلف قارچ تریکودرما پس از گذشت 4 هفته

Figure 1- The mean percentage of confidor removal by different species of *Trichoderma* after 4 weeks



شکل 2- بررسی اثر pH بر توان زیست پالایش سم کنفیدور از آب آلوده توسط گونه‌های قارچی *T.harzianum*

Figure 2- The effect of pH on the bioremediation of confidor from contaminated water using *T.harzianum*

3-3-2- بررسی اثر pH بر توان زیست پالایش سم کنفیدور از آب آلوده توسط گونه‌های قارچی *T.asperellum*

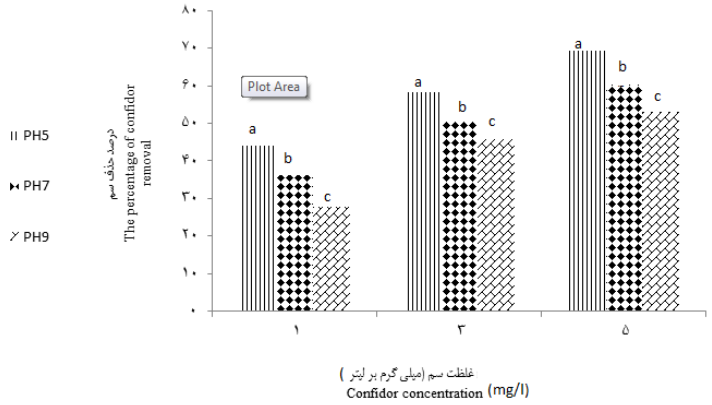
طبق شکل 3، در غلظت 5 میلی‌گرم در لیتر حداکثر راندمان حذف سم توسط گونه قارچی *T.asperellum* (69/20 درصد) در محیط اسیدی و حداقل راندمان حذف سم (53/09 درصد) در محیط بازی مشاهده می‌شود. همچنین درصد حذف سم در تمامی غلظت‌ها در محیط‌های خنثی کمتر از محیط‌های اسیدی و بیشتر از محیط‌های بازی می‌باشد.

3-3-3- بررسی اثر pH بر توان زیست پالایش سم کنفیدور از آب آلوده توسط گونه‌های قارچی *T.tomentosum*

با توجه به شکل 4 نتایج حاصل از درصد حذف سم کنفیدور توسط گونه قارچی *T.tomentosum* مشابه با سایر گونه‌های قارچی می‌باشد. در محیط‌های تحت پالایش این قارچ حداکثر راندمان حذف در محیط اسیدی با غلظت 5 میلی‌گرم بر لیتر و برابر با 57/18 درصد مشاهده می‌شود که نسبت به محیط قلیایی با همین غلظت به مقدار 9/91 درصد رشد را نشان می‌دهد.

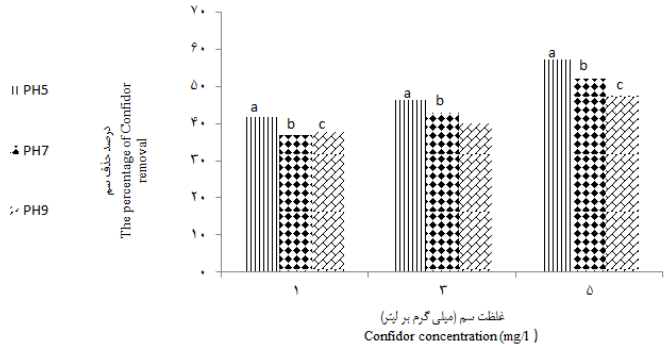
این نتایج همسو با نتایج حاصل از تحقیقات همزه و همکاران می‌باشد. آنان به دنبال یافتن شرایط بهینه فیزیکی برای رشد قارچ تریکودرما در محیط‌های حاوی نفت خام به منظور افزایش راندمان تجزیه بیولوژیکی آلاینده مذکور توسط این قارچ از آب‌های آلوده اعلام نمودند قارچ فوق الذکر در محیط‌های با PH بین 5 تا 7 به خوبی رشد می‌کند و در PH=5/5 بیشترین میزان رشد و در نتیجه بیشترین درصد حذف آلاینده (40 درصد) را خواهد داشت (22). همچنین تحقیقات اسریواستاوا و تاکور بر امکان زیست پالایش کروم شش ظرفیتی از خاک توسط قارچ *Aspergillus Niger* و نیز تحقیقات وردین و همکاران، بر امکان حذف زیستی آلاینده بنزوپیرن از خاک توسط قارچ‌های *Fusarium solani*، *F.oxysporum* و

*Trichoderma viride*حاکی از این است که گونه‌های مذکور در محیط‌های با PH=5/5 دارای بیشترین میزان رشد می‌باشند (48 و 51). بنابراین می‌توان نتیجه گرفت افزایش توان زیست پالایش قارچ در PH اسیدی می‌تواند ناشی از امکان رشد و نمو بهتر پرگنه‌های قارچی در این محیط باشد. زیرا با کاهش امکان رشد قارچ در PH بازی، درصد حذف آلاینده نیز در این محیط‌ها به طور معناداری کاهش می‌یابد.



شکل 3- بررسی اثر pH بر توان زیست پالایش سم کنفیدور از آب آلوده توسط گونه‌های قارچی *T.asperellum*

Figure 3- The effect of pH on the bioremediation of confidor from contaminated water using *T.asperellum*



شکل 4- بررسی اثر pH بر توان زیست پالایش سم کنفیدور از آب آلوده توسط گونه‌های قارچی *T.tomentosum*

Figure 4- The effect of pH on the bioremediation of confidor from contaminated water using *T.tomentosum*

3-4- اثر متغیر غلظت اولیه سم بر راندمان حذف سم کنفیدور از آب آلوده

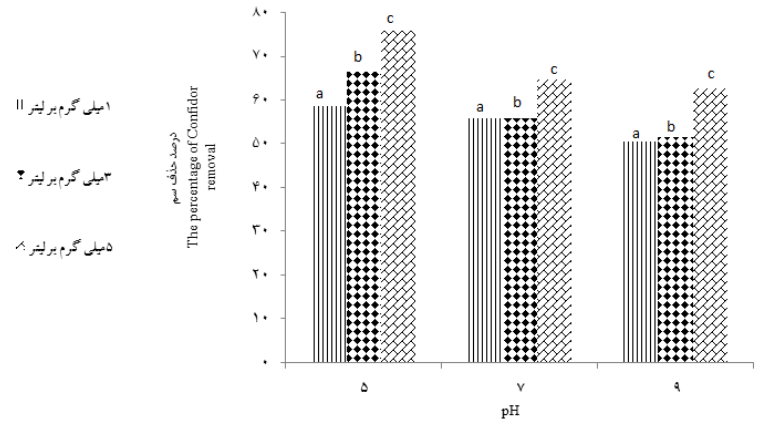
3-4-1- بررسی اثر غلظت‌های مختلف سم کنفیدور بر میزان حذف سم از آب آلوده توسط گونه قارچی *T.harzianum*

با توجه به شکل 5 در PHهای ثابت حداکثر راندمان حذف سم (75/89 درصد) در محیط‌های با غلظت 5 میلی‌گرم بر لیتر سم مشاهده می‌شود و با کاهش غلظت راندمان حذف نیز کاهش می‌یابد. در مورد محیط‌های خنثی و قلیایی تفاوت معنی‌داری بین غلظت‌های 1 و 3 میلی‌گرم بر لیتر دیده نمی‌شود.

3-4-2- بررسی اثر غلظت‌های مختلف سم کنفیدور بر میزان حذف سم از آب آلوده توسط گونه قارچی *T.asperellum*

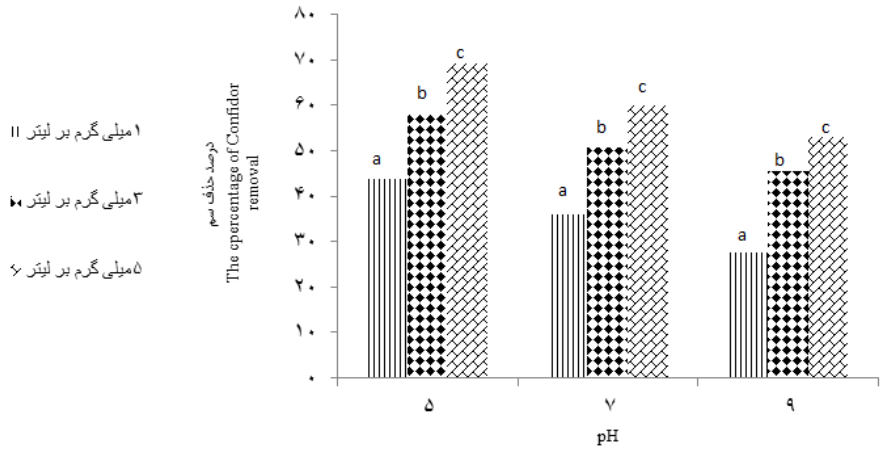
همان طور که در شکل شماره 6 مشاهده می‌شود در محیط‌های تحت پالایش قارچ *T.asperellum* در PHهای ثابت بین راندمان حذف سم کنفیدور در غلظت‌های مختلف تفاوت معنادار وجود دارد. در مورد این قارچ افزایش غلظت سم سبب افزایش راندمان حذف

می‌گردد به طوری که در PH=5 راندمان حذف سم در محیط حاوی 5 میلی‌گرم بر لیتر سم نسبت به محیط‌های حاوی 3 و 1 میلی‌گرم بر لیتر سم به ترتیب به اندازه 11/01 و 25/19 درصد افزایش می‌یابد.



شکل 5- بررسی اثر غلظت‌های مختلف سم کنفیدور بر میزان حذف سم از آب آلوده توسط گونه قارچی *T.harzianum*

Figure 5- The effect of confidor concentrations on the removal of toxin from contaminated water using *T.harzianum*



شکل 6- بررسی اثر غلظت‌های مختلف سم کنفیدور بر میزان حذف سم از آب آلوده توسط گونه قارچی *T.asperellum*

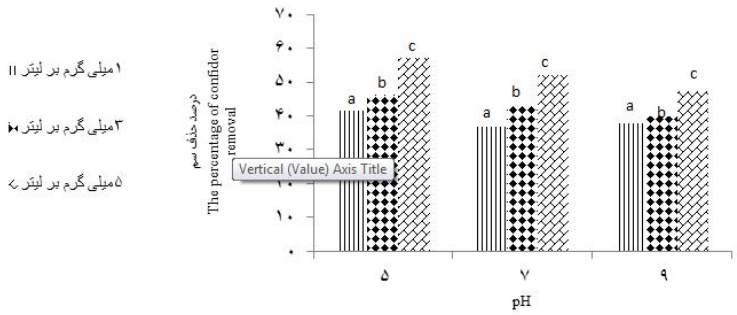
Figure 6- The effect of confidor concentrations on the removal of toxin from contaminated water using *T.asperellum*

3-4-3- بررسی اثر غلظت‌های مختلف سم کنفیدور بر میزان حذف سم از آب آلوده توسط گونه قارچی *T.tomentosum*

همان طور که از شکل 7 قابل مشاهده است راندمان حذف سم در محیط‌های تحت پالایش قارچ *T.tomentosum* در PHهای یکسان با افزایش غلظت، روندی صعودی در پی می‌گیرد و در حالت بهینه (PH=5) راندمان در غلظت 5 میلی‌گرم بر لیتر نسبت به راندمان در محیطهایی با غلظت‌های 3 و 1 میلی‌گرم بر لیتر به ترتیب به میزان 10/95 درصد و 15/63 درصد رشد را نشان می‌دهد.

مواد مغذی مانند نیتروژن و کربن و فسفر از عوامل مهم و مؤثر در تجزیه بیولوژیکی می‌باشند. میکروارگانیسم‌ها برای انجام مکانسیم‌های سوخت و ساز خود نیاز به مواد مغذی دارند (18 و 29). آلاینده‌ها می‌توانند تأمین کننده این مواد مغذی برای میکروارگانیسم‌ها باشند (26). تأثیر مثبت افزایش غلظت سم بر افزایش راندمان حذف بیولوژیکی سم کنفیدور توسط گونه‌های قارچ تریکودرما می‌تواند ناشی از این موضوع باشد که نیتروژن موجود در ساختار شیمیایی این سم به عنوان یک منبع غذایی برای تأمین سوخت و ساز میکروارگانیسم مورد مطالعه بکار می‌رود. تحقیقات روئیز آگیلار و همکاران نیز نشان می‌دهد وجود 2 میلی‌گرم در لیتر پپتون سبب افزایش رشد قارچ تریکودرما و نیز افزایش راندمان حذف نفت از محیط آبی توسط این نوع قارچ می‌گردد (45). از طرفی برخی مطالعات نیز گویای این موضوع می‌باشند که افزایش بیش از اندازه

غلظت آلاینده سبب کاهش راندمان حذف بیولوژیکی می‌گردد (23). دلیل این امر را می‌توان اینگونه شرح داد که آستانه تحمل میکرواورگانیسم‌ها نسبت به مواد آلاینده متفاوت است و افزایش غلظت آلاینده سبب افزایش سمیت آن شده که منجر به تخریب دیواره سلولی میکرواورگانیسم می‌گردد (39).



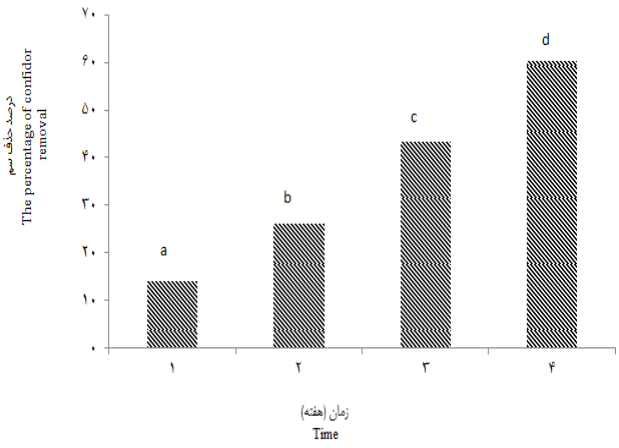
شکل 7- بررسی اثر غلظت‌های مختلف سم کنفیدور بر میزان حذف سم از آب آلوده توسط گونه قارچی *T.tomentosum*

Figure 7- The effect of confidor concentrations on the removal of toxin from contaminated water using *T.tomentosum*

اثر متغیر زمان سم بر راندمان حذف سم کنفیدور از آب آلوده

3-5-1- بررسی تأثیر افزایش زمان تماس بر راندمان حذف سم کنفیدور از آب آلوده توسط گونه قارچی *T.harzianum*

همان طور که در شکل 8 می‌توان مشاهده نمود گذشت زمان اثر معناداری در افزایش راندمان حذف سم کنفیدور از محیط‌های تحت پالایش قارچ *T.harzianum* دارد. در این محیط‌ها درصد حذف سم پس از گذشت 4 هفته به مقدار 46/21 درصد نسبت به هفته اول افزایش یافت.

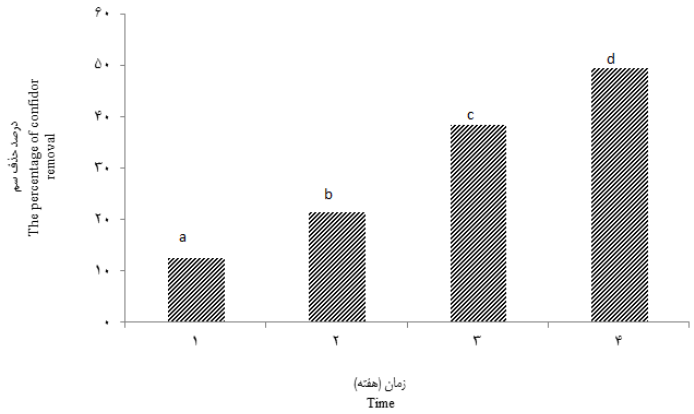


شکل 8- بررسی تأثیر افزایش زمان تماس بر راندمان حذف سم کنفیدور از آب آلوده توسط گونه قارچی *T.harzianum*

Figure 8- The effect of increasing contact time on confidor removal from contaminated water using *T.harzianum*

3-5-2- بررسی تأثیر افزایش زمان تماس بر راندمان حذف سم کنفیدور از آب آلوده توسط گونه قارچی *T.asperellum*

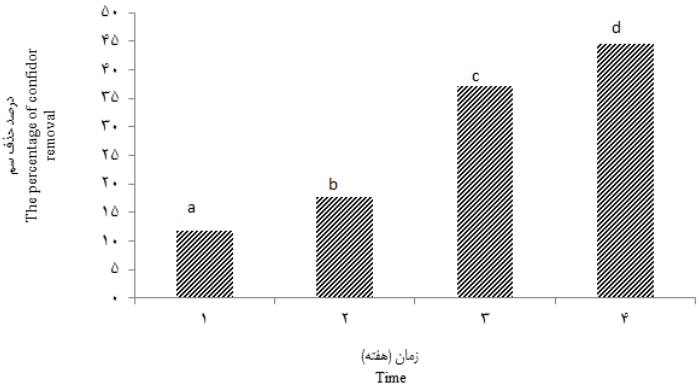
با توجه به شکل 9 گذشت زمان اثر معناداری در افزایش راندمان حذف سم کنفیدور از محیط‌های تحت پالایش قارچ *T.asperellum* دارد. در این محیط‌ها درصد حذف سم پس از گذشت 4 هفته به مقدار 37/06 درصد نسبت به هفته اول افزایش یافت.



شکل 9 - بررسی تـأثیر افزایش زمان تماس بر راندمان حذف سم کنفیدور از آب آلوده توسط گونه قارچی *T.asperellum*
Figure 9- The effect of increasing contact time on confidor removal from contaminated water using *T.asperellum*

3-5-3- بررسی تـأثیر افـزایش زمـان تمـاس بـر رانـدمان حـذف سـم کنفیـدور از آب آلـوده توسـط گونـه قـارچی *T.tomentosum*

با توجه بـه شـکل 10 گذشـت زمـان اثـر معنـاداری در افـزایش رانـدمان حـذف سـم کنفیـدور از محـیط‌هـای تحـت پـالایش قـارچ *T.tomentosum* دارد. در این محیط‌هـا درصـد حـذف سـم پـس از گذشت 4 هفته به مقدار 32/84 درصد نسبت بـه هفتـه اول افـزایش یافت.



شکل 10- بررسی تـأثیر افزایش زمان تماس بر راندمان حذف سم کنفیدور از آب آلوده توسط گونه قارچی *T.tomentosum*
Figure 10- The effect of increasing contact time on confidor removal from contaminated water using *T.tomentosum*

نتـایج حاصـل از پـژوهش حاضـر بـا نتـایج مطالعـات بهرامـی و همکاران در زمینه حذف زیستی دیازینون از خاک‌هـای آلـوده توسـط گونه قارچی *T.harzianum* مطابقت دارد. در این مطالعه رانـدمان حذف زیستی سم دیازینون توسط گونه قارچی مذکور در غلظـت‌هـای مختلف سم (0/1، 1، 3 میلی‌گرم در لیتر) بعد از 4 هفتـه انکوباسـیون بررسی گردید. براساس نتایج بدست آمده راندمان حذف سم با افزایش غلظت سم افـزایش یافـت و بیشـترین مقـدار حـذف سـم دیـازینون (56/66 درصد) در غلظت 3 میلی‌گرم در لیتر از سم گـزارش شـد (7).

همچنین نتایج تحقیقات محسن‌زاده و شاهرخی نشان داد بـا افـزایش غلظـت کـادمیم از 1 ppm بـه 200 ppm رانـدمان حـذف آلاینـده مـذکور از محـیط توسـط سـه گونـه قـارچی *T.harzianum*، *T.tomentosum* و *T.asperellum* افزایش یافت. ایـن نتـایج با یافته‌های پژوهش حاضر همسو می‌باشد (36).

عوامل محیطی همچـون وجـود اکسـیژن، رطوبـت، مقـدار مـواد مغذی، دما، تابش خورشید و غیره می‌توانند میزان حذف آلاینـده را در فرآیند زیست پالایی تحت تأثیر قرار دهند. در پژوهش حاضر عوامـل

فوق در آزمایشگاه ثابت نگه داشته شدند. لازم به ذکر است که زیست پالایی می‌تواند معایبی را نیز از جمله طولانی‌تر بودن زمان پالایش نسبت به سایر روش‌های تصفیه و پاکسازی مثل دفن و سوزاندن، دشواری ارزیابی دقیق نتایج زیست پالایی در محیط طبیعی و نیاز به وجود زیست توده مخصوص برای هر نوع آلاینده در بر داشته باشد. درنتیجه بهتر است در مطالعات آتی به روش‌های کاهش محدودیت‌ها و معایب فرآیندهای زیست پالایی نیز پرداخته شود.

نتیجه‌گیری کلی

نتایج حاصل از پژوهش حاضر فرض مثبت بودن اثر گذشت زمان بر راندمان حذف سم کنفیدور توسط گونه‌های قارچی تریکودرما را تأئید می‌نماید. به طور کلی می‌توان چنین نتیجه گرفت که 3 گونه قارچ تریکودرمای مورد مطالعه در این پژوهش می‌توانند به عنوان عاملی جهت زیست پالایش سم کنفیدور از آب‌های کشاورزی به کار گرفته شوند. در نتیجه با جمع‌آوری آب‌های کشاورزی آلوده به سم مذکور و بکارگیری این گونه‌های قارچی به عنوان بیومس زیست پالاینده، به حجم قابل توجهی از منابع آبی غیرمتعارف جهت آبیاری مزارع پایین دست، دست پیدا خواهیم کرد. شایان ذکر است این گونه‌های قارچی علاوه بر قابلیت زیست پالایش آلاینده‌ها قادر به بهبود ساختمان خاک و افزایش مقاومت گیاه می‌باشند. همچنین به دلیل اینکه آنتاگونیست سایر قارچ‌ها بوده و قادر به مبارزه با بسیاری از آفات نباتی هستند خود به عنوان یک عامل بیولوژیک در حفاظت از محصولات کشاورزی عمل نموده و میزان نیاز به استفاده از سموم آفت‌کش را به طور چشم گیری کاهش می‌دهند.

سپاسگزاری

نویسندگان از زحمات بی‌شائبه جناب آقای دکتر عبدالکریم چهرگانی راد، استاد گروه زیست شناسی دانشگاه بوعلی سینا، جناب آقای مهندس فرزاد شاهرخی و سرکار خانم نسرین شیر محمدی کمال تقدیر و تشکر را دارند.

منابع

1- Abo-Amer Aly E. 2010. Biodegradation of Diazinon by Serratia marcescens DI 101 and its Use in Bioremediation of Contaminated Environment. Journal of microbilogy and Biotechnology, 21(1):71-80.
2- Anand P., Isar J., Saran S., and Saxena R.K. 2006. Bioaccumulation of copper by Trichoderma viride. Bioresource technology, 97:1018-1025.
3- Ang EL., Zhao H., and Obbard J.P. 2005. Recent advances in the bioremediation of persistent organic pollutants via biomolecular engineering. Enzyme and Microbial Technology, 37:487-96.
4- Arias-Este´vez M., Lo´pez-Periago E., Martı´nez-Carballo E., Jesu´s S., Juan-Carlos M., and Luis G. 2008. The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. Ecosystems and Environment, 123:247–260.
5- Arias-Este´vez M., Soto-Gonza´lez B., Lo´pez-Periago E., Cancho-Grande B., and Simal-Ga´ndara J. 2005. Atrazine sorption dynamics in organic matter rich-soils. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 75:264–271.
6- Baheri H., and Meysami P. 2002. Feasibility of fungi bioaugmentation in composting a flare pit soil. Journal of Hazardous Materials, 89:279-286.
7- Bahrami B., Mohsenzadeh F., and Ranjbar A. 2014. Diazinon biological removal of contaminated soils by *Trichoderma* harzianum. The first Conference of Bioremediation, Sharif University, Iran. (in Persian)
8- Ballesteros Martin M.M., Sanches Perez J.A., Casas Lopez J.L., Oller I., and Malato Rodriguez S. 2009. Degradation of a four-pesticide mixture by combined photo-Fenton and biological oxidation. Water Research, 43:653–660.
9- Bavcon Kralj M., C˘ernigoj U., Franko M., and Trebše P. 2007. Comparison of photocatalysis and photolysis of malathion, isomalathion, malaoxon, and commercial malathion-Products and toxicity studies. Water Research, 41:4504-4514.
10- Bourgin M., Violleau F., Debrauwer L., and Albet J. 2011. Ozonation of imidacloprid in aqueous solutions: Reaction monitoring and identification of degradation products. Journal of Hazardous Materials, 190:60–68.
11- Briceño G., Fuentes M., Palma G., Jorquera M., Amoroso M., and Diez M. 2012. Chlorpyrifos biodegradation and 3, 5, 6-trichloro-2-pyridinol production by actinobacteria isolated from soil. International Biodegradation, 73:1-7.
12- Burrows H.D., Canle M.L., Santaballa J.A., and Steenken S. 2002. Reaction pathwaysand mechanisms of photodegradation of pesticides. Journal of Photochemistry and Photobiology, 67:71–108.
13- Calza P., Massolino C., and Pelizzetti E. 2008. Light induced transformations of selected organophosphorus pesticides on titanium dioxide: pathways and by-products evaluation using LC–MS technique. Journal of Photochemistry and Photobiology, 199 (1):42–49.
14- Cernigoj U., Lavrenc˘ic˘ Štangar U., and Trebše P. 2007. Degradation of neonicotinoid insecticides by

different advanced oxidation processes and studying the effect of ozone on TiO_2 photocatalysis. Applied Catalysis B: Environmental, 75:229–238.
15- Coa L., Jiang M., Zeng Z., Du A., Tan H., and Liu Y. 2008. Trichoderma atroviride F6 improve phytoextraction efficiency of mustard (Brassica juncea (L.) Coss. Var. foliosa Bailey) in Cd, Nicontaminated soils. Chemosphere, 71:1769-1773.
16- COX C. 2001. Insecticide Fact Sheet. Journal of Pesticide Reform, 21:15-21.
17- Debarati P., Gunjan P., Janmejay P., and Rakesh V.J. 2005. Accessing Microbial Diversity for Bioremediation and Environmental Restoration. Trends in Biotechnology, 23(3):135-142.
18- Devi M.P., Reddy M.V., Juwarkar A. Sarma P.N., and Mohan S.R. 2011. Effect of Co-culture and Nutrients Supplementation on Bioremediation of Crude Petroleum Sludge. CLean – Soil, Air, Water, 39:900-907.
19- Dro_zd_zyn´ ski D. 2008. Studies on residues of pesticides used in rape plants protection in surface waters of intensively exploited arable lands in Wielkopolska province of Poland. Annals of Agricultural and Environmental Medicine, 15: 231–235.
20- Felsot A.S., Evans R.G., and Ruppert J.R. 1998. Distribution of imidacloprid in soil following subsurface drip chemigation. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 60:363-370.
21- Finley S.D., Broadbelt L.J., and Hatzimanikatis V. 2010. In Silico Feasibility of Novel Biodegradation Pathways for 1, 2, 4- Trichlorobenzene. BMC Systems Biology, 4(7):4-14.
22- Hamzah A., Abu Zarin M., Abdul Hamid A., Omar O., and Senafi S., 2012. Optimal physical and nutrient parameters for growth of *Trichoderma virens* UKMP-1M for heavy crude oil degradation. Sains Malaysiana, 41(1):71–79.
23- Head I.M., and Swannell, R.P. 1999. Bioremediation of petroleum hydrocarbon contaminants in marine habitats. Current Opinion in Biotechnology, 10:234-239.
24- Jain R.K., Kapur M., Labana S., Lal B., Sarma P.M., Bhattacharya D., and Thakur I.S. 2005. Microbial Diversity: Application of Microorganisms for the Biodegradation of Xenobiotics. Current Science, 89(1):101-112.
25- Jemec A., Tišler T., Drobne D., Sepc˘ic´ K., Fournier D., and Trebše P. 2007. Comparative toxicity of imidacloprid, of its commercial liquid formulation and of diazion to a non-target arthropod, the microcrustacean Daphnia magna. Chemosphere, 68:1408–1418.
26- Jin S. and Fallgren P.H. 2007. Site-specific limitations of using urea as nitrogen source in biodegradation of petroleum wastes. Soil and Sediment Contamination, 16(5):497-505.
27- Konstantinou I.K., and Albanis T.A. 2003. Photocatalytic transformation of pesticides in aqueous titanium dioxide suspensions using artificial and solar light: intermediates and degradation pathways. Applied Catalysis B: Environmental, 42:319–335.
28- Lambropoulou D.A., Konstantinou I.K., Albanis T.A., and Fernandez-Alba A.R. 2011. Photocatalytic degradation of the fungicide Fenhexamid in aqueous TiO2 suspensions: identification of intermediates products and reaction pathways. Chemosphere, 83:367–378.
29- Liebeg E.W., and Cutright T.J. 1999. The investigation of enhanced bioremediation through the addition of macro and micro nutrients in a PAH contaminated soil. International Biodeterioration and Biodegradation, 44:55-64.
30- Lo´pez-Blanco C., Cancho-Grande B., Simal-Ga´ndara J., Lo´pez-Periago E., and Arias-Este´vez M. 2005. Transport of commercial endosulfan hrough a column of aggregated vineyard soil by a water flux simulating field conditions. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 53 (17):6738–6743.
31- Mai C., Schormann W., Majcherczyk A., and Hutterman A. 2004. Degradation of acrylic copolymers by white rot fungi. Applied Microbiology and Biotechnology, 65: 479-487.
32- Mancera-Lopez M.E., Esparza-Garcia F., Chavez-Gomez B., Rodriguez-Vazquez R., Saucedo-Castaneda G., and Barrera-Cortes J. 2008. Bioremediation of an aged hydrocarbon-contaminated soil by a combined system of biostimulation–bioaugmentation with filamentous fungi. International Biodeterioration and Biodegradation, 61:151-160.
33- Mandelbaum R.T., Allan D.L., and Wackett L.P. 1995. Isolation and Characterization of a Pseudomonas sp. That Mineralizes the S-Triazine Herbicide Atrazine. Journal of Applied and Environmental Microbiology, 61:1451–1457.
34- Matsuda K., Buckingham S.D., Kleiner D., Rauh J.J., Garuso M., and Sattelle D.B. 2001. Neonicotinoids: insecticides acting on insect nicotinic acetylcholine receptors. Trends in Pharmacological Sciences, 22:573–580.
35- Millar N.S., and Denholm, I. 2007. Nicotinic acetylcholine receptors: targets for commercially important insecticides. Invertebrate Neuroscience, 7:53–66.
36- Mohsenzadeh F., and Shahrokhi F. 2014. Biological removing of Cadmium from contaminated media by fungal biomass of Trichoderma species. Journal of Environmental Health Science and Engineering, 2-7.
37- Navarro S., Vela N., and Navarro G. 2007. An overview on the environmental behaviour of pesticide residues

in soils. Spanish Journal of Agricultural Research, 5 357–37.
38- Nwuche C.O., and Ugoji E.O. 2008. Effect of heavy metal pollution on the soil microbial activity. Journal of Environmental Science, 5:409-414.
39- Obire O. and Anyanwu E.C. 2009. Impact of various concentrations of crude oil on fungal populations of soil. International Journal of Environmental Science and Technology, 6(2): 211-218.
40- Ortega N.O., Nitschke M., Mouad A.M., Landgraf M.D., Rezende M.O., Seleghim M.H., Sette L.D., and Porto A.L. 2011. Isolation of Brazilian Marine Fungi Capable of Growing on DDD Pesticide. Biodegradation, 22:43-50.
41- Pascual S., Rico J.R., Cal A., and Melgarejo P. 1997. Ecophysiological factors affecting growth, sporulation and survival of the biocontrol agent Penicilliumoxalicum. Mycopathologia, 139:43–50.
42- Pradhan S., Singh S., and Rai L. C. 2007. Characterization of various functional groups present in the capsule of Microcystis and study of their role in biosorption of Fe, Ni and Cr. Bioresource Technology, 98:595-601.
43- Rezaii D., Haghnia Gh., Lakzian A., Khayatzadeh M., and Nasirli H. 2012. The study of herbicide Atrazine degradation using Pseudomonas fluorescens and Pseudomonas aeruginosa bacteria as N and C source in vitro situation. Water and soil journal (Agricultural sciences and technologies), 25(4):799-806. (in Persian)
44- Rhodes C. J. 2014. Mycoremediation (bioremediation with fungi) –growing mushrooms to clean the earth. Chemical Speciation and Bioavailability, 26(3), 196-198.
45- Ruiz-Aguilar M.L., Fernández-Sánchez J.M., Rodríguez-Vázquez R., and Poggi-Varaldo H. 2002. Degradation by white-rot fungi of high concentrations of PCB extracted from a contaminated soil. Advances in Environmental Research, 6:559-568.
46- Sasek (2003) Why mycoremediations have not yet come to practice. In Sasek V. et al. (Eds.) In: The utilization of bioremediation to reduce soil contamination: Problems and solutions, pp. 247-276. Kluwer Academis Publishers.
47- Shahrokhi F. 2013. The study of using *Trichoderma* species to absorb heavy metals from polluted environments. M.Sc. Thesis of Environment, Science Faculty, Azad University, Hamedan. (in Persian with English abstract)
48- Srivastava S., and Thakur I.S. 2006. Evaluation of bioremediation and detoxification potentiality of Aspergillus Niger for removal of hexavalent chromium in soil microcosm. Soil Biology and Biochemistry, 38:1904-1911.
49- Taghavi Ghaswmkhili F., Pirdashti H., Bahmanyar M., and Tajik Ghanbari M. 2012. The effect of Trichodermaharzianum on some of the growth characteristics of wheat in cadmium contaminated soil. The first national conference on strategies for achieving sustainable agriculture. 2012. Payame Nour University, Ahvaz, Iran. (in Persian)
50- United States Environmental Protection Agency. 2004. Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances. EPA 738-R-04-006.
51- Verdin A., Sahraoui A.L., and Durand R. 2004. Degradation of benzo pyrene by mitosporic fungi and extracellular oxidative enzymes. International Biodeterioration and Biodegradation, 53: 65-70.
52- Vollner L., and Klotz D. 1997. Leaching and degradation of pesticides in groundwater layers In Environmental behaviour of crop protection chemicals. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.
53- Wu R.J, Chen C.C., Lu C.S., Hsu P.Y,. and Chen M.H. 2010. Phorate degradation by TiO2 photocatalysis: parameter and reaction pathway investigations. Desalination, 250(3):869–875.
54- Younes M. and Galal-Gorchev H. 2000. Pesticides in drinking water a case study. Food and Chemical Toxicology, 38(1):87–90.
55- Zabar R., Komel T., Fabjan J., Bavcon Kralj M., and Treb P. 2012. Photocatalytic degradation with immobilised TiO2 of three selected neonicotinoid insecticides: Imidacloprid, thiamethoxam and clothianidin. Chemosphere, 89:293–30.

Journal of Water and Soil
Vol. 30, No. 5, Nov.-Dec. 2016, p. 1543-1555

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد 30، شماره 5، آذر – دی 1395، ص. 1555-1543

The Removal of Confidor Pesticide by Different Species of *Trichoderma* Fungi from Contaminated Waters

F. Ershadfath[1]- H. Banejad[2*]- F. Mohsenzadeh[3]

Received: 06-08-2014
Accepted: 11-04-2016

Introduction: Pesticides are considered as the most important pollutants in surface water and groundwater. Neonicotinoids are new group of insecticides, derived from nicotine. Their physicochemical properties render them useful for a wide range of application techniques, including foliar, seed treatment, soil drench and stem applications. Confidor, the representative of the first generation of neonicotinoid insecticides, was patented in 1985 by Bayer and was placed on the market in 1991. The Canadian Pest Management Regulatory Agency considers confidor to have high potential for surface water contamination, leaching to groundwater and persistence in soils. Biodegradation is one of the most effective ways to destroy pesticides in the environment. The application of Bioremediation techniques is taken into consideration as an option to reduce or remove pollutants from the environment due to their low cost, high efficiency and environmentally friendly features. Bioremediation by using microorganisms has not any adverse effect after cleanup. The accumulator microorganism species, haven't pathogenic properties and aren't the cause of disease on the other organisms. The selection of a biomass for using in bioremediation is very important, it should be abundant in environment and adapted to environmental conditions. The aim of this study was to investigate the ability of various species of *Trichoderma* fungi to remove Confidor from contaminated water influenced by variables like pH, concentration of the confidor and time.

Materials and Methods: In order to conduct this study three different fungal species belonging to the genus *Trichoderma* were used. The samples were transferred to PDA (Potato Dextrose Agar) sterile solid media for in vitro testing usage. The samples were kept in refrigerator at 4°C temperature, after the fungal biomass reached to maximal growth; the colonies were transferred to new media and used in our experiments as resources. After complete fungal growth on the solid media, liquid media were prepared with the formula containing 250 g/l potato extract, 20 g/l dextrose and 0.25 g/l Tetracycline antibiotic (to prevent bacteria growth) in three pH (5,7,9) and three toxicant concentrations (1, 3 and 5 mg/l). Lactic acid and KOH (3%) were used to adjust pH in the prepared media. The degradation experiments were performed in a 50 ml falcon for 1 month. All experiments were maintained under similar conditions. The samples were shacken daily. After 1 month of incubation, aliquots (2 ml) were removed; centrifuged and the supernatants were used for the estimation of concentration of residual confidor by spectrophotometer. The results were analyzed by SPSS software.

Results and Discussion: According to the results *T.harzianum* with 60.34% confidor removal had the highest ability and *T.tomentosum* with 44.60% had the lowest ability to biological degradation of confidor from the polluted waters. The maximum confidor removal (75.89%) using *T.harzianum* was accrued to acidic media with 5 mg/l of confidor. The minimum confidor removal (53.09%) using *T.asperellum* was accrued to alkaline media with 1 mg/l of confidor. Using *T.tomentosum* the efficiency of confidor removal in media with pH=5 and concentration of 5 mg/l was increased by 10.95% and 15.63% compared to the environments with the concentrations of 3 and 1 mg/l, respectively. In the media containing *T.harzianum*, the percentage of confidor removal after 4 weeks was increased by 46.21% Compared to the first week. In the media containing *T.harzianum, T.asperellum and T.tomentosum*, the percentage of confidor removal after 4 weeks was increased by 46.21%, 37.06% and 32.84% respectively, Compared to the first week. Totally, the results showed that all the fungi species are capable to remove confodor. Toxicant concentration increasing from 1 mg/l to 5 mg/l, results in increasing the percentage of toxicant removal. The results of confidor removal from mediums with different pH demonstrated that in all studied fungi, toxicant removal at pH=5 is higher than other pH. The results obtained from this study confirm the hypothesis of positive effect of passing the time on confidor removal efficiency by different *Trichoderma* species.

Conclusions: In general, we can conclude that three species of studied *Trichoderma* in this research can be applied for bioremediation of agricultural waters which are contaminated by confidor. As a result, by collecting

1and 2- Former Ms Student and Associate Professor of Water Engineering, Faculty of Agriculture, Bu-Ali Sina University, Hamedan
(*-Corresponding Author Email: hossein_banejad@yahoo.com)
3- Assistant Professor of Biology, Faculty of Science, Bu-Ali Sina University, Hamedan

the agricultural water that are contaminated with confider and application of these fungi as biological purifiers, we will access to a considerable amount of non-conventional water resources to irrigate of downstream. It is noteworthy that *Trichoderma* species in addition to the biorefinery potential of pollutants , are able to improve soil structure and increase plant resistance.

Keywords: Agricultural sewage, Bioremediation, Fungi, Imidacloprid