نشریه مدیریت خاک و تولید پایدار
جلد نهم، شماره دوم، ۱۳۹۸
۱۵۰-۱۳۷
http://ejsms.gau.ac.ir
DOI: 10.22069/ejsms.2019.15991.1855

تأثیر کود دامی و بیوچار آن بر جذب و آبشویی متریبیوزین در یک خاک شن لومی

***کلثوم عبداللهی[۱]، سید علیرضا موحدی‌نائینی[۲]، مجتبی بارانی‌مطلق[۲]، پونه ابراهیمی[۳] و قربانعلی روشنی[۴]**

[۱]دانشجوی دکتری گروه علوم خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی، [۲]دانشیار گروه علوم خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، [۳]استادیار گروه شیمی، دانشگاه گلستان، [۴]دانشیار مؤسسه تحقیقات پنبه کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۰۹/۱۵ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۱۱/۰۳

چکیده

سابقه و هدف: افزایش حضور آفتکش‌ها در منابع آب‌های زیرزمینی، این مسأله را به یکی از مهم‌ترین موضوعات مورد بحث جهان تبدیل نموده است. آلودگی آب‌های زیرزمینی نه تنها سلامت انسان را تحت‌تأثیر قرار می‌دهد بلکه هنگامی که برای آبیاری گیاهان استفاده می‌شود می‌تواند به‌عنوان منبع آلودگی زنجیره غذایی عمل کند، به همین جهت گزینش راهبردهای مدیریتی با توجه به شناخت عوامل مؤثر بر سرنوشت آفتکش‌ها در خاک بسیار ضروری است.

مواد و روش‌ها: در این پژوهش مواد اصلاح‌کننده آلی (کود دامی و بیوچار) در سطح یک درصد به خاک اضافه شد و تأثیر تیمارهای آزمایش خاک (T)، خاک + کود دامی (TM)، خاک + بیوچار (TB) بر جذب و آبشویی آفتکش متریبیوزین مورد مطالعه قرار گرفت. آزمایش جذب با روش پیمانه‌ای[۱] و آزمایش آبشویی با روش ستون‌های خاک در شرایط رطوبتی اشباع و غیراشباع با دو تکرار انجام گرفت.

یافته‌ها: نتایج نشان داد جذب سطحی علفکش متریبیوزین در تیمار TM و TB نسبت به تیمار خاک بالاتر بود همدمای جذب سطحی متریبیوزین در تیمارهای آزمایش با مدل فروندلیچ مطابقت داشت و ثابت فروندلیچ (Kf) برای تیمارهای T، TM و TB به‌ترتیب برابر ۱/۲، ۲/۳ و ۲/٦ بود که در تیمارهای TM و TB بالاتر از تیمار شاهد بود. ضریب کربن آلی نرمال شده (Koc) متریبوزین در تیمارهای TM و TB بیش‌تر بود. بر اساس آنالیز آماری داده‌های آزمایش همبستگی مثبت و معنی‌داری بین ضریب جذب (Kf) با کربن آلی تیمارها مشاهده شد (r=۰/۹۹) که این رابطه در تیمار کود دامی و بیوچار معنی دار بوده است (P<۰/۰۵). براساس نتایج آزمایش آبشویی، کاربرد کود دامی و بیوچار در سطح یک درصد در خاک سبب کاهش حرکت رو به پایین علفکش متریبیوزین و ماکزیمم غلظت آن در زه‌آب شد. میزان کل متریبیوزین بازیابی‌شده در تیمارهای T، TM و TB به‌ترتیب برابر ۷۷، ۵۰ و ٤۷ درصد میزان اولیه بود. همچنین ماکزیمم علفکش بازیابی شده در شرایط غیراشباع در تیمار خاک (T) ۲۷ درصد، در تیمار بیوچار (TB) ۱۰ درصد و در تیمار کود دامی (TM) ۱۳ درصد نسبت به شرایط اشباع کاهش داشته است.

* مسئول مکاتبه: k.abdolahi@gmail.com

1- Batch method

نتیجه‌گیری: این مطالعه نشان داد استفاده از اصلاح‌کننده کود دامی و بیوچار سبب افزایش جذب سطحی و کاهش حرکت و آبشویی علفکش متریبوزین در ستون‌های خاک نسبت به خاک بدون مواد اصلاح‌کننده شد. افزایش جذب و کاهش آبشویی متریبوزین در تیمار بیوچار بیش‌تر بود و می‌توان به‌عنوان یک ماده اصلاحی از مزایای آن در سطح استان و توسعه پایداری در کشاورزی کشور بهره جست. اگرچه درک بهتر مزایای کاربرد بیوچار نیازمند بررسی‌های درازمدت و مستمر در مباحث زراعی و زیست‌محیطی می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: آبشویی آفتکش‌ها، آلودگی خاک، بیوچار، جذب سطحی

مقدمه

کاربرد آفتکش‌ها با ترکیبات سنتزی یا طبیعی برای کنترل و یا از بین بردن آفات، بیماری‌ها و علف‌های هرز از مهم‌ترین عواملی هستند که با هدف حفاظت محصولات زراعی به‌کار می‌روند (٦). به‌رغم استفاده گسترده از آفتکش‌ها پژوهش‌ها نشان داده است که فقط یک درصد از آن‌ها به جایگاه عمل در گیاه می‌رسند و حدود ۹۹/۹ درصد از آن‌ها باز می‌مانند یعنی بخش اعظمی از آن‌ها در محیط رهاشده و بالطبع تبعات زیست‌محیطی وسیعی را به دنبال خواهد داشت (۲۰). آفتکش‌ها قابلیت تحرک در آب، هوا، خاک و موجودات زنده را دارند و از مهم‌ترین آلاینده‌های محیط زیست به حساب می‌آیند، تهدید حیات‌وحش، حیوانات اهلی و انسان در اثر تماس با مقادیر زیاد آفتکش‌ها، در معرض خطر قرار گرفتن موجودات آبزی در نتیجه ورود زیاد آفتکش‌ها به آب‌های سطحی و آلودگی احتمالی ذخایر آب‌های زیرزمینی از طریق آبشویی تدریجی و رواناب از اثرات مضر آفتکش‌ها می‌باشد (۹). از آن‌جایی‌که در بسیاری از کشورها آب‌های زیرزمینی منبع عمده تأمین آب آشامیدنی و آبیاری می‌باشند، وجود آفتکش‌ها در این منابع یکی از نگرانی‌های عمده در سطح جهانی می‌باشد (۱۹). این مهم به‌ویژه در علفکش‌های خانواده تریازین‌ها و تریازینون‌ها که خاک مصرف بوده و خاک مخزن اصلی نگهداری آن‌هاست اهمیت بیش‌تری دارد (۱۰). تریازین‌ها از جمله آفتکش‌ها پرمصرف در کشاورزی می‌باشند که بیش از ۵۰ سال است برای کنترل شمار زیادی از علف‌های هرز باریک‌برگ و پهن‌برگ به‌صورت پیش‌کاشت و یا پس‌رویشی در طیف گسترده‌ای از محصولات (سویا، سیب‌زمینی، گوجه‌فرنگی، گندم، نیشکر و ...) در سراسر جهان مورد استفاده قرار می‌گیرند (۳۵). در مطالعات بسیاری انتقال تریازین‌ها از نقطه کاربرد به آب‌های سطحی و زیرزمینی گزارش شده است (۲۵ و ۲٦). متریبیوزین علفکشی سیستمیک و انتخابی از علفکش‌های پرکاربرد خانواده تریازین‌هاست که دارای ضریب جذب بسیار ضعیف، حلالیت بالا در آب (۱۰۵۰ میلی‌گرم در لیتر) و پتانسیل بالای حرکت جانبی و پایین در خاک می‌باشد (۵ و ۱۸). هالبرگ در سال ۱۹۸۹ چندین گزارش از تشخیص متریبوزین در آب‌های زیرزمینی منتشر کرد (۱۲). وجود آفتکش‌ها در مقادیر متفاوت در آب‌های سطحی و زیرزمینی کشورمان نیز گزارش شده است (۲٤، ۲۸ و ۲۹). طبق مطالعات انجام‌شده مواد آلی خاک با تغییر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک بر جذب، حمل و نقل و تخریب آفتکش‌ها در خاک تأثیر می‌گذارد (۲۳). به تازگی بیوچار به‌دلیل پتانسیل بهبود باروری خاک، غیرمتحرک کردن آلودگی‌ها و همچنین روشی مناسب برای ترسیب کربن، کاهش گازهای گلخانه‌ای در خاک مورد توجه قرار گرفته است. بیوچار ماده‌ای متخلخل با سطح ویژه بالا حاصل از گرماکافت زیست‌توده می‌باشد که تأثیر مثبت بر مواد آلی،

ظرفیت تبادل کاتیونی، رطوبت خاک، پویایی و کاهش شستشوی عناصر غذایی دارد (۳۲). طبق مطالعات انجام شده کود گاوی به‌عنوان منبع بالقوه پاتوژن‌های خطرناک و آمونیاک قابل تصعید می‌تواند مطرح باشد که استفاده از آن برای اصلاح خاک می‌تواند منجر به برخی از مشکلات زیست‌محیطی و ایمنی غذایی شود (۳۳). با توجه به مزایای بیوچار این احتمال وجود دارد با تبدیل کود دامی به بیوچار، بتوان از میلیون‌ها تن کود گاوی که سالانه در کشور تولید می‌شود استفاده بهتری کرد. نظر به این‌که در ارتباط با تأثیر بیوچار و شدت جریان بر آبشویی علفکش متریبیوزین مطالعه‌ای در کشور صورت نگرفته است، این مطالعه با هدف ارزیابی تأثیر کودهای دامی و بایوچار بر جذب و آبشویی علفکش متریبیوزین در خاک، در شرایط رطوبتی اشباع و غیراشباع انجام شد.

مواد و روش‌ها

تعیین ویژگی‌های خاک: خاک مورد مطالعه در این پژوهش از مزرعه‌ای غرب استان گلستان با عرض جغرافیایی ۳٦ درجه و ٤۷ دقیقه شمالی و طول جغرافیایی ٥٤ درجه و ۰۲ دقیقه شرقی که حداقل تا ۵ سال قبل هیچ‌گونه علفکش و ماده آلی دریافت نکرده بود از عمق ۳۰-۰ سانتی‌متر سطح خاک برداشت شد و پس از خشک شدن در دمای اتاق از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. برای اصلاح‌کننده آلی خاک، کود گاوی پوسیده از یک واحد دامداری استان گلستان تهیه شد و به‌منظور همگن‌سازی با آسیاب خرد و الک شد. برای تهیه بیوچار، بخشی از کود پوسیده مذکور در شرایط فاقد اکسیژن درون کوره الکتریکی که درب آن با گریس نسوز کاملاً درزگیری شده بود به‌مدت ٤ ساعت در دمای ۵۵۰ درجه سانتی‌گراد قرار داده شد (۲۱). تیمارهای آزمایش از اختلاط کود دامی و بیوچار در سطح یک درصد وزنی با خاک به‌صورت خاک + بیوچار (TB)، خاک + کود دامی (TM) و خاک بدون اصلاح‌کننده (T) تهیه شد. برخی از ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک و مواد اصلاح‌کننده مورد مطالعه در جدول ۱ آمده است. محلول‌های استاندارد متریبیوزین با درجه خلوص ۹۷ درصد با همکاری سازمان حفظ نباتات استان گلستان از شرکت مشکفام فارس تهیه گردید و برای مصرف در خاک، متریبیوزین تجاری با خلوص ۷۰ درصد از شرکت مذکور فراهم شد. مواد شیمیایی مورد استفاده در این پژوهش دارای درجه خلوص آزمایشگاهی و حلال‌ها با درجه کروماتوگرافی مایع با کارایی بالا[1] (HPLC) بود.

جذب سطحی علفکش متریبیوزین: ایزوترم جذب متریبیوزین در تیمارهای آزمایش در شرایط آزمایشگاهی و دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد با روش پیمانه‌ای[2] تعیین شد (۳۰). بدین‌منظور به ۵ گرم از تیمارهای آزمایش، مقدار ۱۰ میلی‌لیتر از محلول حاوی غلظت‌های ۰، ۲، ۵، ۱۰، ۱۵ و ۲۰ میلی‌گرم در لیتر متریبیوزین در محلول زمینه کلرید کلسیم ۰/۰۱ مولار در لوله‌های سانتریفیوژ ۵۰ میلی‌لیتری اضافه شد. (محلول ۰/۰۱ مولار کلرید کلسیم به‌عنوان الکترولیت زمینه قدرت یونی محلول خاک را ثابت نگهداشته و سبب سهولت در هماوری ذرات می‌گردد). بعد از تکان دادن نمونه‌ها به‌مدت ۲٤ ساعت در تکانه رفت و برگشتی، سانتریفوژ تیمارها در ٦۰۰۰ دور در دقیقه به‌مدت ۱۵ دقیقه انجام شد و محلول رویی بدون بهم‌خوردگی خاک از فیلتر ۰/٤۵ میکرون عبور داده شد عملیات فوق دو بار تکرار و غلظت علفکش در آن با استفاده دستگاه HPLC اندازه‌گیری شد. دستگاه HPLC مورد استفاده در این آزمایش به همراه پمپ با مدل L7100 ساخت شرکت مرک هیتاچی[3] مجهز به آشکارساز[4] از نوع آرایه فوتونی[5] و یک ستون فاز معکوس C18 (به طول ۲۵ و قطر ٤/۵ سانتی‌متر) بود.

1- High performance liquid choromatography
2- Batch Method
3- Merk-Hitachi
4- Detector
5- Photodiode array

جدول ۱- برخی خصوصیات خاک و مواد اصلاح‌کننده کاربردی.

Table 1. Selected physical and chemical characteristics of the studied soil and organic amendments.

	هدایت الکتریکی EC	pH	کربن آلی OC	ظرفیت تبادل کاتیونی CEC	رس Clay	شن Sand	سیلت Silt	بافت خاک Texture
	$ds.m^{-1}$		%	$cmol.kg^{-1}$		%		
خاک Soil	4.2	7.4	0.61	10.5	10	62	28	Sandy Loam
کود دامی Manure	7.3	7.8	25.4	21.5	...	...	...	...
بیوچار Biochar	8.5	8.2	33.2	33.2	...	...	...	...

فاز متحرک شامل آب دیونایز: متانول با نسبت حجمی ۱: ۱ بود سرعت جریان ۰/۵ میلی‌لیتر در دقیقه و حجم تزریق ۵۰ میکرولیتر بود. طول موج حداکثر جذب ۲۹۰ نانومتر زمان بازداری ۸: ۱۱ دقیقه تعیین شد. شکل ۱ نمونه‌ای از کروماتوگرام علفکش مورد مطالعه را نشان می‌دهد. مقدار متریبیوزین جذب‌شده با استفاده از رابطه ۱ محاسبه گردید.

$$qe = \frac{V(C_i - C_e)}{M_s} \quad (۱)$$

که در آن، qe مقدار جذب علفکش در واحد جرم خاک، V حجم محلول جذب‌شونده، Ms جرم جذب‌کننده، Ci غلظت اولیه علفکش و Ce غلظت تعادلی علفکش می‌باشد. مقدار علفکش جذب‌شده برای توصیف همدماهای جذب از معادله‌های خطی، فروندلیچ و لانگمویر استفاده شد. معادله فروندلیچ به‌صورت رابطه ۲ بیان می‌شود:

$$qe = Kf.Ce^{1/n} \quad (۱)$$

که در آن، qe مقدار علفکش جذب سطحی شده در واحد جرم خاک به‌عنوان ماده جذب سطحی‌کننده، Ce غلظت تعادلی علفکش، Kf ضریب جذب، 1/n فاکتور تصحیح می‌باشد.

رابطه ۳ بیانگر معادله لنگ موير می‌باشد.

$$qe = \frac{KbCe}{(1 + KCe)} \quad (۳)$$

که در آن، qe و Ce مقدار آفتکش جذب سطحی شده و غلظت تعادلی علفکش، K ثابت وابسته به قدرت پیوند و b حداکثر مقدارعلفکش جذب سطحی‌شونده می‌باشد.

مدل تقسیم خطی: در این معادله Kd ضریب تقسیم و qe بیانگر علفکش جذب سطحی شده و Ce غلظت تعادلی علفکش می‌باشد.

$$qe = Kd.Ce \quad (٤)$$

پس از برازش داده‌های آزمایش با مدل‌های مذکور دقت هر یک از مدل‌ها فوق با آماره‌های میانگین هندسی خطا (GSDER) و انحراف معیار هندسی نسبی خطا (GMER) طبق رابطه‌های زیر تعیین گردید (١٤).

$$GMER = \exp\left(\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\ln\frac{cpi}{cmi}\right) \quad (۵)$$

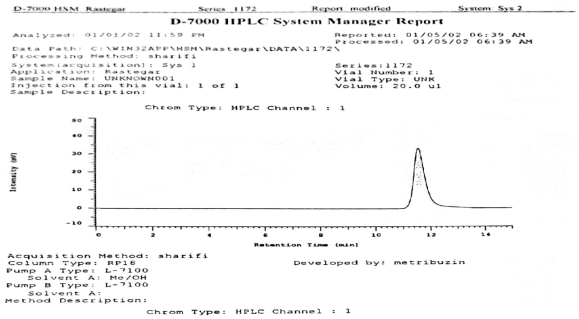
$$GSDER = \exp\left[\left(\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\left[\ln\left(\frac{cpi}{cmi}\right) - \ln(GMER)\right]^2\right)^{\frac{1}{2}}\right] \quad (٦)$$

که در آن، cpi و Cmi به‌ترتیب غلظت برآوردشده و اندازه‌گیری‌شده علفکش هستند. مدلی بهترین برآورد را دارد که مقادیر محاسبه شده GMER و GSDER آن برابر یک باشد. مقادیر برابر یک به معنی انطباق کامل بین مقدار اندازه‌گیری‌شده و برآورد شده است و مقادیر بزرگ‌تر از یک و کوچک‌تر از یک به‌ترتیب به معنی تخمین بیش‌تر و کم‌تر از مقدار اندازه‌گیری‌شده است.

بعد از برازش نتایج آزمایش جذب بر همدماهای جذب سطحی از رابطه ثابت نرمال شده کربن آلی محاسبه شد Kd: ضریب توزیع (q/c)، OC: درصد کربن آلی می‌باشد.

$$koc = \frac{kd}{OC} * 100 \qquad (۷)$$

آزمایش آبشویی: مطالعه حرکت متریبیوزین در لوله‌های پلی‌وینیل کلراید (PVC) به طول ۵۰ سانتی‌متر، قطر داخلی ٤/۱۵ سانتی‌متر انجام شد. تیمارها مطابق آزمایش قبل (اختلاط کود دامی و بیوچار در سطح یک درصد به خاک) آماده شد. قبل از پر کردن ستون‌های خاک برای حداقل کردن جریان ترجیحی آب از کناره‌های ستون اشباع به طرف پایین، بدنه داخل ستون با استفاده از گریس و خاک نرم پوشانده شد. بخش انتهایی ستون‌ها با توری پارچه‌ای با قطر روزنه یک میلی‌متر پوشیده شد سپس ستون‌ها از پایین با فیلتر شنی به ارتفاع ۳۰ میلی‌متر برای سهولت خروج آب و جلوگیری از خروج ذرات خاک از انتهای ستون‌ها پر شد. مقدار خاک لازم برای پر کردن هر ستون با توجه به حجم ستون خاک (سطح مقطع × ارتفاع ستون خاک) و جرم مخصوص ظاهری تیمار مربوطه محاسبه و در چند مرحله (لایه) به ستون‌ها اضافه شد در هر مرحله ضربات ملایم و یکسان به ستون‌ها وارد شد تا مقدار خاک داخل ستون به ارتفاع موردنظر برسد.



شکل ۱- کروماتوگرام علفکش متریبیوزین.

Figure 1. chromatogram of Metribuzin herbicide.

آبشویی ستون‌های خاک در حالت اشباع: قبل از افزودن علفکش متریبیوزین به خاک، ستون‌های خاک با محلول ۰۱/۰ مولار کلرید کلسیم از قسمت پایین ستون برای خروج هوای حبس شده اشباع گردید پس از خروج آب زهکش، ستون‌های خاک درون قیف پلاستیکی به قطر ۱۵/۵ سانتی‌متر بر روی چهارپایه‌ای فلزی مستقر شد و انتهای قیف در ظروف مدرج برای جمع‌آوری زه‌آب قرار داده شد. سپس ستون‌ها با علفکش متریبیوزین بر مبنای مصرف دو کیلوگرم علفکش بر هکتار آلوده شد. پس از مصرف علفکش

به‌منظور به حداقل رساندن بهم‌خوردگی سطح خاک و جلوگیری از تبخیر قسمت فوقانی ستون‌های خاک با کاغذ صافی و شن شسته شده با اسید پوشانده شد و ستون‌ها به‌مدت ۲٤ ساعت به حال خود رها شد سپس ستون‌های خاک، با سرعت ۱۰ سانتی‌متر بر ساعت و سه برابر حجم منفذی (PV=۳/٦±۰/۱ lit)، با آب آبشویی شد زه‌آب هر ستون در حجم‌های ۲۵۰ میلی‌لیتری (معادل ۰/۰۷حجم منفذی) جمع‌آوری شد.

آبشویی ستون‌های خاک در حالت غیراشباع: ۲٤ ساعت قبل از آبشویی، علفکش متریبیوزین بر مبنای مصرف دو کیلوگرم علفکش بر هکتار در سطح ستون‌ها استفاده شد و سطح ستون‌ها با شن پوشانده شد. برای برقراری جریان غیراشباع در ستون‌های خاک از دستگاه نفوذسنج مکشی[1] تحت مکش ۵ میلی‌بار استفاده شد، زه‌آب هر ستون مشابه جریان اشباع در حجم‌های ۲۵۰ میلی‌لیتری جمع‌آوری گردید. نمونه‌ها در داخل ظروف تیره رنگ و تا زمان اندازه‌گیری سم با HPLC در دمای ٤ درجه سانتی‌گراد یخچال نگهداری شد، جهت جلوگیری از تجزیه میکروبی به آن‌ها تیمول اضافه شد.

نتایج و بحث

افزودن مواد اصلاح‌کننده (کود دامی و بیوچار) در سطح یک درصد تأثیر مثبت بر افزایش ماده آلی، درصد رطوبت وزنی و وزن مخصوص ظاهری داشته است. اختلاط بیوچار با خاک سبب افزایش ۵۰ درصد ماده آلی ٤۵ درصد رطوبت اشباع و کاهش ۱۸ درصدی وزن مخصوص ظاهری در تیمار شاهد شد (جدول ۲).

بررسی اثر تیمارهای آزمایش بر جذب سطحی علفکش متریبیوزین: داده‌های حاصل از آزمایش جذب سطحی با معادلات فروندلیچ، لانگ‌مویر و خطی برازش داده شد. نتایج برازش داده‌های جذب سطحی و نتایج حاصل از اعتبارسنجی با معادلات فوق به داده‌های جذب سطحی تیمارهای آزمایش در جدول ۳ آمده است.

براساس شاخص‌های آماری محاسبه شده (جدول ۳) مدل فروندلیچ بهترین مدل توصیف‌کننده جذب در تیمارهای آزمایش است ضریب تبیین برای تمامی تیمارهای آزمایش در این مدل بالاتر از ۰/۹۵ $<R^2$ می‌باشد که این نتیجه در تطابق با نتایج دیگر پژوهشگران است (۱۳، ۲۳ و ۳۰). در معادله فروندلیچ پارامترهای Kf و 1/n به‌منظور نتیجه‌گیری درباره مکانیسم‌های جذب سطحی مورد استفاده قرار می‌گیرد، عبارت Kf در معادله بیانگر انرژی جذب و 1/n ثابت جذب می‌باشد اگر مقدار 1/n کم‌تر از یک باشد یعنی بین جاذب و جذب‌شونده تمایل جذب بالاست و اگر برابر یک شود یعنی جذب‌شونده به‌طور یکسان بین محلول و جذب‌کننده توزیع شده است. بر اساس میانگین پارامترهای مدل جذب فروندلیچ (جدول ٤) مقادیر ضریب جذب (Kf) در تیمارهای آزمایش T، TM و TB به‌ترتیب برابر ۲/٦۵، ۲/۳۵ و ۱/۲۱ است. قوی‌ترین تمایل جذبی (Kf=۲/٦۵) مربوط به تیمار اختلاط خاک با بیوچار، ۲/۲ برابر ضعیف‌ترین تمایل جذبی (Kf=۱/۲۱) تیمار خاک می‌باشد. مقادیر به‌دست آمده برای Kf با نتایج سایر پژوهشگران همخوانی داشت (۷، ۱۵، ۲۵ و ۳۵). مقادیر 1/n ایزوترم جذب سطحی در تمامی تیمارها نزدیک ۱ می‌باشد که نشان می‌دهد ایزوترم جذب از نوع C-type بوده و جذب متریبیوزین در خاک به‌وسیله غلظت در محلول تأثیر نمی‌پذیرد و از یک مکانیسم توزیع یکنواخت پیروی می‌کند (۱۱). ماجومدار و همکاران (۲۰۰٦) نیز با کاربرد کود دامی در سطح ۲ و

1- Disk infiltrometer

۵ درصد در خاک ضمن افزایش جذب سطحی متریبیوزین میزان 1/n را نزدیک واحد گزارش کردند (۲۳). سینگ و همکاران (۲۰۰۳) نیز در بررسی اثر بیوکمپوست در جذب سطحی متریبیوزین نتایج مشابهی را گزارش کردند (۳۱). مقادیر ضریب کربن آلی نرمال شده (Koc) متریبیوزین در تیمار خاک برابر ۱۹۵/۱۶ و در تیمارهای کود دامی و بیوچار به‌ترتیب برابر ۲۰۹/۸۲ و ۲۱۶/۱۲ لیتر در کیلوگرم به‌دست آمد که مطابق با پژوهش‌های آلتون (۲۰۰۱) و ماجومدار و همکاران (۲۰۰۶) می‌باشد (۱ و ۲۳). بالا بودن مقادیر ضریب کربن آلی نرمال شده در تیمارهای TB و TM نسبت به تیمار خاک (T) نشان‌دهنده نقش کربن آلی در جذب سطحی بیش‌تر متریبیوزین در این تیمارها می‌باشد. این نتایج با یافته‌های جانسون و پیرمن (۱۹۹۵) ماجومدار و سینگ (۲۰۰۷) مطابقت دارد (۱۵ و ۲۳). بر اساس مطالعات انجام‌شده افزایش جذب سطحی ترکیبات آلی و آفتکش‌ها در خاک‌هایی با درصد بالای رس و مواد آلی به‌دلیل سطح ویژه بالای رس و افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی ناشی از مواد آلی بیش‌تر می‌باشد (۷). در تیمارهای مورد آزمایش بافت خاک شن لومی با بیش از ۶۰ درصد شن بود که به‌دلیل پایین بودن سطح ویژه شن بافت خاک عامل تأثیرگذاری در جذب نخواهد بود. مقدار ماده آلی تیمارهای آزمایش بین ۰/۶ تا ۱/۲۸ درصد متغیر بود (جدول ۲) و با افزایش مواد آلی میزان جذب بیش‌تر بود که بر اساس نتایج ضرایب همبستگی (جدول ۵) بین Kf و کربن آلی تیمارها رابطه مثبتی (r=۰/۹۹) مشاهده شده است که این رابطه در تیمار TB و TM معنی‌دار بوده است (P<۰/۰۵). کربن آلی نقش مهمی در جذب آفتکش‌ها دارد و با افزایش کربن آلی میزان جذب آفتکش‌ها افزایش می‌یابد. میزان کربن آلی در تیمارهای TB، TM و T به‌ترتیب برابر ۰/۶۲، ۱/۱۲ و ۱/۲ درصد بود. در پژوهش‌های انجام شده توسط باریوس و همکاران (۱۹۹۷) و ارياس و همکاران (۲۰۰۸) آمده است جذب تریازین‌ها بر روی کربن آلی در اثر پیوندهای هیدروژنی و انتقال پروتون بین تریازین‌ها و گروه‌های آلی صورت می‌گیرد (۳ و ٤). در این مطالعه همچنین رابطه بین Kf و ظرفیت تبادل کاتیونی نیز مثبت بود (جدول ٦).

جدول ۲- مقایسه میانگین ویژگی‌های فیزیکی شیمیایی تیمارهای آزمایش.

Table 2. Mean comparison for chemical and physical properties of treatments.

هدایت الکتریکی EC	pH	کربن آلی OC	رطوبت اشباع θs	وزن مخصوص ظاهری B.D	تیمار Treatment
$ds.m^{-1}$		%		gr/cm^3	
4.2^a	7.4^a	0.61^a	33^a	1.52^a	T
4.3^a	7.5^a	1.1^a	45^b	1.33^b	TM
4.4^a	7.6^a	1.22^a	48^b	1.25^b	TB

در هر ردیف میانگین‌هایی که دارای یک حرف مشترک هستند در سطح احتمال ۱ درصد دارای اختلاف معنی‌داری نیستند.

Values with same letter within a row have not statistically significant difference (P<0.01).
(T: soil, TM: Soil+ Manure, TB: Soil+ Biochar)

جدول ۳- مقایسه سه ایزوترم خطی، فروندلیچ و لانگ‌مویر در برآورد جذب علفکش در تیمارهای آزمایش.

Table 3. Comparison of three linear, Freundlich and Langmuir isotherms for estimation of the herbicide adsorption behavior in treatment.

لانگمویر Langmuir			خطی Linear			فروندلیچ Freundlich			تیمار Treatment
GSDRE	GMRE	R^2	GSDRE	GMRE	R^2	GSDRE	GMRE	R^2	
12.9	8.48	0.48	1.04	1.9	0.86	1.14	1.03	0.99	T
34.3	28.1	0.18	1.17	0.93	0.91	1.11	1.01	0.97	TM
47.4	20.3	0.62	1.21	1.09	0.92	1.15	0.98	0.96	TB

(T: soil, TM: Soil+ Manure, TB: Soil+ Biochar)

جدول ٤- نتایج برازش مدل فروندلیچ به داده‌های جذب سطحی در تیمارهای آزمایش.

Table 4. Results of li Freundlich fittings on adsorbed data in treatment.

فروندلیچ Freundlich				تیمار Treatment
Koc	R^2	1/n	Kf	
195.16	0.99	1.1	1.21	T
209.82	0.97	0.99	2.35	TM
216.12	0.96	1.04	2.65	TB

جدول ٥- همبستگی ضرایب **Kf** و **n** با شاخص‌های شیمیایی تیمارهای آزمایش.

Table 5. Correlation between Kf, n and chemical properties of treatments.

n	هدایت الکتریکی EC	ظرفیت تبادل کاتیونی CEC	کربن آلی OC	اسیدیته pH	Kf	تیمارها	
-0.43	-0.77	0.79	0.73	-0.38	1	Kf	T
1	0.9	-0.89	-0.92	0.99*	-0.43	n	
-0.54	-0.44	0.97	0.99*	0.83	1	Kf	TM
1	-0.14	0.79	0.92	0.51	-0.54	n	
-0.44	0.97	0.67	0.99*	0.1	1	Kf	TB
1	-0.77	-0.35	-0.97*	-0.35	-0.44	n	

** معنی‌دار در سطح ۰/۰۱ و * معنی‌دار در سطح ۰/۰۵.

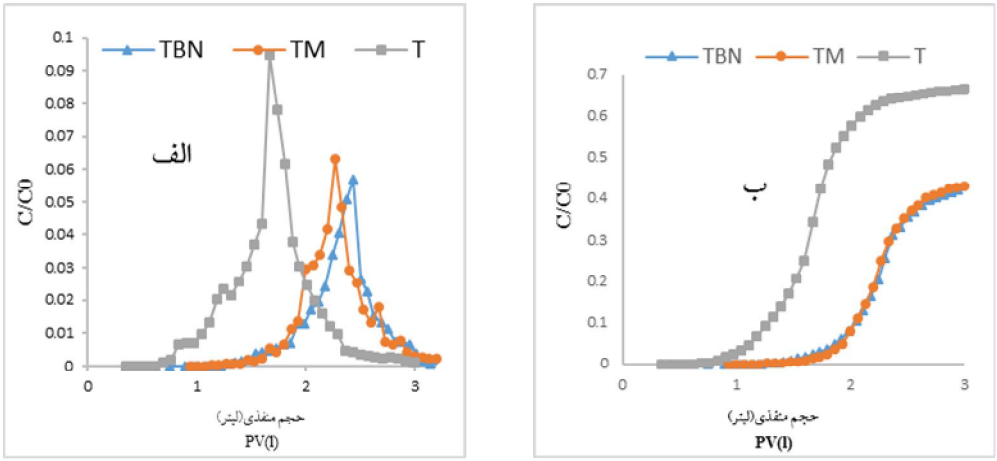
** Correlation is significant at 0.01 probability level, * Correlation is significant at 0.05 probability level.
T (soil), TB (soil+Biochar), TM (soil+ manure)

نتایج آزمایش آبشویی

شرایط غیراشباع: اختلاط ماده اصلاح‌کننده آلی با خاک در شرایط غیراشباع سبب کاهش حرکت رو به پایین علف‌کش در ستون خاک، ماکزیمم غلظت و کل غلظت بازیابی شده علف‌کش در زه‌آب شد (شکل ۲).

خروج علف‌کش در تیمار T بعد از عبور ۰/۵ حجم منفذی از ستون اتفاق افتاد و ماکزیمم غلظت بعد از نفوذ ۱/٦۷ حجم منفذی معادل ٦۰۰۰ میلی‌لیتر آب مشاهده شد. در تیمار TM زمان خروج علف‌کش با تأخیر نسبت به تیمار شاهد و با عبور ۱/۱ حجم

منفذی آب (معادل ٤٢٥٠ میلی‌لیتر) بود. همچنین کاربرد کود دامی در سطح یک درصد سبب کاهش ماکزیمم غلظت علف‌کش (C/C_0) از ٠/٠٩٤ در تیمار شاهد به ٠/٠٦٣ حدود ٣٢ درصد کاهش شد. خروج حداکثر غلظت علف‌کش در تیمار TM با عبور ٢/٢ حجم منفذی آب بود.

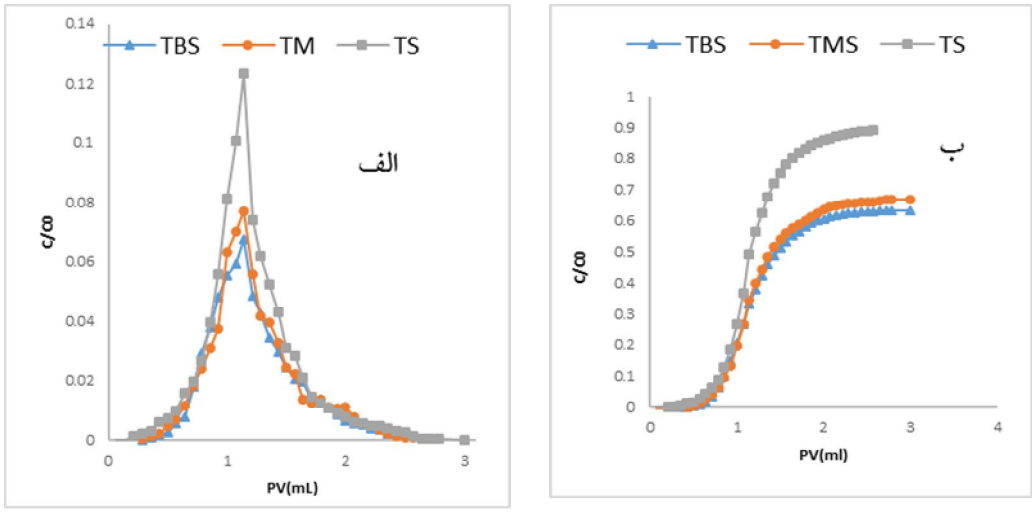


شکل ٢- منحنی تجمعی (الف) و رخنه (ب) خروج علف‌کش در شرایط غیراشباع خاک (T)، خاک + بیوچار (TB)، خاک + کود دامی (TM). C_0 غلظت اولیه متریبیوزین کاربردی C غلظت متریبیوزین در زه‌آب.

Figure 2. Metribuzin breakthrough (a) and cumulative (b) curves from soil (T), soil + Biochar (TB), soil + manure (TM) in non saturated condition. C_0 is the initial amount of metribuzin applied; C is the concentration in leachate.

کاربرد بیوچار به خاک نیز سبب کاهش ماکزیمم غلظت بازیابی شده متریبیوزین نسبت به تیمار شاهد شد. خروج علفکش متریبیوزین و ماکزیمم غلظت بازیابی شده در تیمار TB به‌ترتیب با عبور ٢/١ و ٤/٢ حجم منفذی آب بود. ماکزیمم غلظت بازیابی‌شده این تیمار نسبت به تیمار شاهد ٤٠ درصد کاهش داشت. میزان کل علفکش بازیابی‌شده در تیمارهای T، TM و TB در شرایط غیراشباع به‌ترتیب برابر ٤٣، ٤٢ و ٦٦ درصد میزان اولیه علفکش کاربردی بود.

شرایط اشباع: بر اساس داده‌های حاصل از آزمایش آبشویی متریبیوزین در شرایط اشباع (شکل ٣) زمان خروج سم در تیمار T با عبور ٧٥٠ میلی‌لیتر آب معادل ٠/٢ حجم منفذی و در تیمارهای TB و TM با ١٠٠٠ میلی‌تر آب معادل با ٠/٢٧ و ٠/٢٥ حجم منفذی بود. ماکزیمم غلظت بازیابی‌شده آفتکش در شرایط اشباع با عبور ٣٧٥٠ میلی‌لیتر در تیمار T و ٤٠٠٠ میلی‌لیتر آب در تیمار کود دامی و بیوچار مشاهده شد. ماکزیمم غلظت سم در سه تیمار T، TM و TB به‌ترتیب برابر ٠/١٢، ٠/٠٧٣ و ٠/٠٦٧ (میلی‌گرم بر کیلوگرم) بود. میزان کل سم بازیابی‌شده در سه تیمار برابر ٨٩، ٦٧ و ٦٣ درصد مقدار اولیه علفکش کاربردی بوده است.



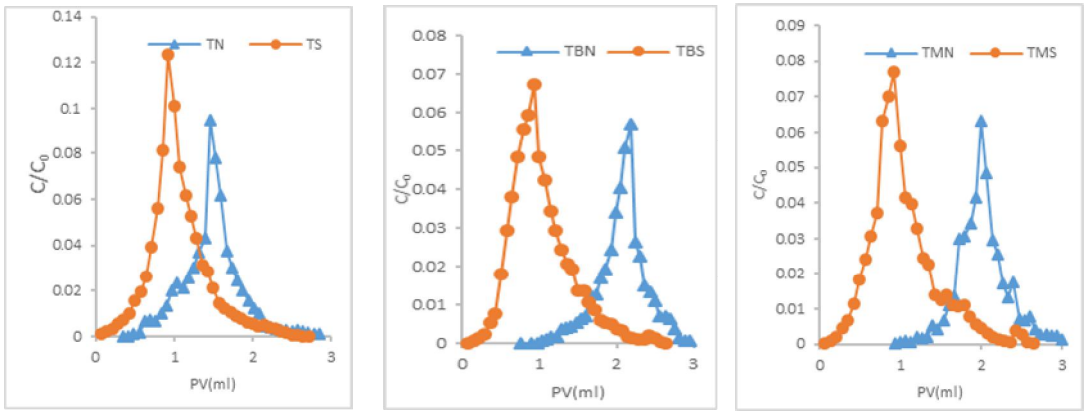
شکل ۳- منحنی رخنه (الف) و تجمعی (ب) متریبیوزین در شرایط اشباع. C_0 غلظت اولیه متریبیوزین کاربردی، C غلظت متریبیوزین در زه‌آب.

Figure 3. Metribuzin breakthrough (a) and cumulative (b) curves from soil (T), Biochar (TB), manure (TM) in saturated condition. C_0 is the initial amount of metribuzin applied; C is the concentration in leachate.

مقایسه آبشویی متریبیوزین در شرایط اشباع و غیراشباع: نتایج روند آبشویی آفتکش در هر یک از تیمارهای آزمایش در شرایط اشباع و غیراشباع در شکل ٤ نشان می‌دهد خروج آفتکش و ماکزیمم مقدار سم خارج شده در شرایط اشباع با مقدار کم‌تری از حجم منفذی آب در هر سه تیمار نسبت به شرایط غیراشباع همراه بود. همچنین ماکزیمم آفتکش خارج شده در شرایط اشباع نسبت به غیراشباع به لحاظ عددی مقدار بیش‌تری بوده است. ماکزیمم علف‌کش بازیابی‌شده در شرایط غیراشباع در تیمار خاک ۲۷ درصد، در تیمار بیوچار ۱۰ درصد و در تیمار کود دامی ۱۳ درصد نسبت به شرایط اشباع کاهش داشته است. ماکزیمم علفکش بازیابی‌شده در تیمار خاک در شرایط اشباع با حجم ۳۷۵۰ میلی‌لیتر و در شرایط غیراشباع با ٦۰۰۰ میلی‌لیتر آب بازیابی شده است. در تیمارهای TB و TM ماکزیمم علفکش در شرایط اشباع با عبور ٤۰۰۰ میلی‌لیتر آب و در شرایط غیراشباع به‌ترتیب با ۸۷۵۰ و ۸۵۰۰ میلی‌لیتر آب در هر یک از تیمارها بازیابی شد. در شرایط اشباع به‌دلیل حجم عبوری آب در مدت زمان کم‌تر از ستون خاک، علفکش فرصت کم‌تری برای جذب شدن به سطح ذرات آلی و معدنی خاک و تجزیه بیولوژیک و شیمیایی یا پخشیدگی به درون منافذ بین خاک دانه‌ای را دارد. بنابراین، بخش عمده علف‌کش به آسانی با آب به اعماق پایین‌تر شسته می‌شود. اما در شرایط غیراشباع با گذشت زمان مولکول‌های آفتکش با پخشیدگی به منافذ بین خاک دانه‌ای یا جذب بر سطوح ذرات آلی و معدنی خاک از آب شویی سریع در امان می‌مانند و تحت‌تأثیر واکنش‌های جذب سطحی و تجزیه قرار می‌گیرند. نتایج مشابهی در انتقال دو آفتکش آلدیکارب و کربوفوران تحت تیمارهای مختلف آبیاری توسط کاظمی و همکاران (۲۰۰۹) و آبشویی آترازین و متریبیوزین توسط بدمار و همکاران (۲۰۰٤) گزارش شده است (۵ و ١٦). آبشویی متریبیوزین در خاک‌های اشباع با ماکروپورهای فراوان از خاک‌های غیراشباع و دارای منافذ کم‌تر

بیش‌تر است و در خاک‌های ماسه‌ای چنان‌چه باران کافی پس از کاربرد آفتکش ببارد متریبیوزین به آسانی می‌تواند به جریان کم‌عمق آب زیرزمینی منتقل شود (۲). مطابق پژوهش‌های بیجات و همکاران (۲۰۰۰) شدت جریان در چگونگی حرکت املاح و آلاینده‌ها در خاک اهمیت دارد. در شرایط اشباع جریان در منافذ درشت در انتقال املاح نقش داشته و به‌طور معنی‌داری انتشار املاح را افزایش می‌دهد ولی در شرایط غیراشباع منافذ متوسط و ریز در اتقال آب و املاح شرکت دارند و بسته به درجه اشباع خاک سرعت انتقال و حرکت املاح متفاوت است. هرچه درجه اشباع خاک افزایش یابد جریان املاح نیز افزایش می‌یابد. در شدت جریان‌های زیاد حرکت املاح سریع بوده اختلاط آب و املاح کم است و جریان نقش عمده را در نقل و انتقال ایفا می‌کند. در شدت جریان‌های کم فرآیندهای پخشیدگی و پراکنش در انتقال املاح نقش دارند (٦ و ٢٠).

انتقال آفتکش با افزایش حجم آب تا ۱/۵ حجم منفذی در هر سه تیمار و هر دو شرایط اشباع و غیراشباع روند افزایشی داشت که احتمالاً با افزایش حجم آب، مولکول‌های آبدوست علف‌کش پیوند با مولکول‌های آب را به جذب بر سطوح ذرات آلی و معدنی ترجیح می‌دهند و به‌تدریج از روی سطوح مواد آلی و کانی‌های رسی رها یا از منافذ بین خاکدانه‌ای خارج و با مولکول‌های آب از طریق پیوند هیدروژنی واکنش داده و کمپلکس‌های آب‌دوست تشکیل می‌دهند و به اعماق زیرین آبشویی می‌شوند. السید و پراشار نیز در آزمایش‌های خود نتایج مشابه را بیان کردند (۸).



شکل ٤- منحنی رخنه متریبیوزین در شرایط اشباع (S) و غیراشباع (N). C_0 غلظت اولیه متریبیوزین کاربردی C غلظت متریبیوزین در زه‌آب. خاک (T)، خاک + بیوچار (TB)، خاک + کود دامی (TM).

Figure 4. Metribuzin breakthrough curve in saturated (S) and non saturated (N) condition. C_0 is the initial amount of metribuzin; C is the concentration of metribuzin in leachate, (T=soil, TM=soil + manure, TB=soil + Biochar).

نتیجه‌گیری کلی

با توجه به نتایج این آزمایش، جذب علفکش متریبیوزین تحت‌تأثیر افزایش ماده آلی افزایش یافت و جذب در تیمار بیوچار بالاتر از بقیه تیمارها بود. همچنین آبشویی متریبیوزین تحت‌تأثیر مواد آلی خاک و شرایط غیراشباع کاهش یافت. کم‌ترین آبشویی در تیمار بیوچار و شرایط غیراشباع مشاهده شد. در مجموع نتایج این آزمایش ضمن اشاره به اهمیت مواد

آلی و شرایط رطوبتی خاک بر آبشویی متریبیوزین نشان می‌دهد که توجه به ویژگی‌های مذکور خاک در مدیریت کاربرد این علفکش نقش مهمی دارند. همچنین با توجه به این‌که تعمیم نتایج آزمایشگاهی به مزرعه‌ای مشکل است، پیشنهاد می‌شود آزمایش‌های تکمیلی در مزرعه و در جهت بررسی تأثیر اصلاح‌کننده‌های آلی بیوچار بر آبشویی متریبیوزین انجام گیرد.

منابع

1. Alton, B.J. 2001. Adsorption and degradation of metolachlor and metribuzin in a no till system under three winter crop covers. Soil and Sediment Contamination. 10: 5. 525-537.
2. Ara, B., Jasmin, S., Rasul, M., and Sobia, A. 2013. Removal of Metribuzin from aqueous solution using corn Cob, Inter. J. Sci. Environ. Technol. 2: 2. 146-161.
3. Arias-Estevez, M., Lopez-Periago, E., Martinez-Carballo, E., Simal-Gandara, J., Mejuto, J., and Garcia-Rio, L. 2008. The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. Agriculture, Ecosystems & Environment. 123: 247-260.
4. Barriuso, E., Houot, S., and Serra-Wittling, C. 1997. Influence of compost addition to soil on the behavior of herbicides. Pesticide Science. 49: 65-75.
5. Bedmar, F., Costa, J., Suero, E., and Gimenez, D. 2004. Transport of atrazine and metribuzin in three soils of the humid pampas of Argentina. Weed Technology. 18: 1. 1-8.
6. Bejat, L., Perfect, E., Coyne, S., and Haszler, G.S. 2000. Solute Transport as Related to Soil Structure in Unsaturated Intact Soil Blocks. Soil Sci. Soc. Amer. J. 64: 3. 818-826.
7. Benoit, P., Madrigal, I., Preston, C.M., Chenu, C., and Barriuso, E. 2008. Sorption and desorption of non-ionic herbicides onto particulate organic matter from surface soils under different land uses. Europ. J. Soil Sci. 59: 2. 178-189.
8. ElSayed, E.M., and Prasher, S.O. 2013. Effect of the presence of nonionic surfactant Brij35 on the mobility of metribuzin in soil. Applied Science. 3: 469-489.
9. Fan, M. 2009. Fate and transport of herbicides in a sandy soil in the presence of antibiotics in poultry manures. M.S. Thesis, McGill University, Montreal, Quebec.
10. Fuscaldo, F., Bedmar, F., and Monterubbianesi, G. 1999. Persistance of atrazin metribuzin and simazine herbicides in two soils. Pesquisa Agropecuaria Brasileira. 34: 2037-204.
11. Giles, C.H., McEvans, T.H., Nakhwa, S.N., and Smith, D. 1960. Studies in adsorption. Part XI: a system of classification of adsorption isotherms and its use in diagnosis of desorption mechanism and measurement of specific surface areas of solids. J. Chem. Soc. 3: 3973-3993.
12. Hallberg, G.R. 1989. Pesticide pollution of groundwater in the humid United States. Agriculture Ecosystems and Environment. 26: 299-367.
13. Henriksen, T., Svensmark, B., and Juhler, R.K. 2004. Degradation and sorption of metribuzin and primary metabolites in a sandy soil. J. Environ. Qual. 33: 619-627.
14. Homaee, M., and Farrokhian, Firouzi, A. 2008. Deriving point and parametric pedotransfer functions of gypsiferous soils. Austr. J. Soil Res. 46: 219-227.
15. Johnson, R.M., and Pepperman, A. 1995. Analysis of metribuzin and associated metabolites in soil and water samples by solid phase extraction and reversed phase thin layer chromatography. J. Liquid Chromatograph. 18: 4. 739-753.
16. Kazemi, H., Anderson, S.H., Goyne, K.W., and Gantzer, C.J. 2009. Aldicarb and carbofuran transport in a Hapludalf influenced by differential antecedent soil water content and irrigation delay. Chemosphere. 74: 265-273.

17. Khazaei, S., Khorasani, N., Talebi, Kh., and Ehteshami, M. 2002. Evaluation pollution of ground water whith pesticide in Mazandaran Province. J. Environ. Natur. Resour. 63: 1. 23-32.
18. Kim, J.H., and Feagley, S.E. 1998. Adsorption and leachesg of trifluralin, metolachlor, and metribuzin in a commerce soil. J. Environ. Sci. Health. Part B. 33: 529-546.
19. Kjaer, J., Olsen, P., Sjelborg, P., Fomsgaard, I., Mogensen, B., and Plauborg, F. 2001. The Danish Pesticide Leaching Assessment Programme. GEUS Report, Geological Survey of Denmark and Greenland, Copenhagen.
20. Lagat, S.C., Lalah, J., Kowenje, C., and Geteng, Z. 2011. Metribuzin mobility in soil column as affected by environmental and physico-chemical parameters in Mumias sugarcane zone, Kenya. J. Agric. Biol. Sci. 6: 3. 27-33.
21. Lorenz, K., and Lal, R. 2014. Biochar application to soil for climate change mitigation by soil organic carbon sequestration. J. Plant Nutr. Soil Sci. 177: 651-670.
22. Lopez-Pineiro, A., Pena D., Albarran, A., Becerra, D., and Sanchez-Llerena, J. 2013. Sorption, leaching and persistence of metribuzin in Mediterranean soils amended with olive mill waste of different degrees of organic matter maturity. J. Environ. Manage. 122: 76-84.
23. Majumdar, K., and Singh, N. 2007. Effect of soil amendments on sorption and mobility of metribuzin in soils. Chemosphere. 66: 630-637.
24. Mahmoudi1, M., Rahnemaie, R., Eshaghi, A. Malakouti, M.J., and Jalali, M. 2011. Dissipation kinetics and adsorption isotherms of Thiobencarb in paddy fields. J. Water Soil. 25: 3. 485-497. (In Persian)
25. Nelsonand, H., and Jones, R. D. 1994. Potential Regulatory Problems Associated with Atrazine, Cyanazine, and Alachlor in Surface Water Source Drinking Water. Weed Technology. 8: 852-861.
26. Paterson, K.G., and Schnoor, J.L. 1992. Fate of alachlor and atrazine in a riparian zone field site. Water Environment Reserche. 64: 274-283.
27. Rigi, M.R., and Farahbakhsh, M. 2017. Effect of dissolved organic matter on sorption of metribuzin herbicide by two different soils. J. Water Soil. 3: 1313-1324. (In Persian)
28. Sharifi, H. 2012. Determination of Diazinon pesticide in the Pole River of Gilan. M.Sc. Thesis. Islamic Azad university of Tonekabon. Iran. (In Persian)
29. Sheyagh, M. 2000. Evaluation of remaining insecticide (Lindin, Diazinon, Maalathion) in environment. PhD Thesis. Medical University of Tehran. (In Persian)
30. Singh, N. 2008. Biocompost from sugar distillery effluent: effect on metribuzin degradation, sorption and mobility. J. Pest Manage. Sci. 64: 1057-1062.
31. Singh, N. 2003. Organic manure and urea effect on metalochlor transport through packed soil columns. J. Environ. Qual. 32: 1743-1749.
32. Sohi, S., Krull, E., Lopez-Capel, E., and Bol, R. 2010. A review of biochar and its use and function in soil. Advances in Agronomy: 105: 47-82.
33. Sommer, S.G., and Dahl, P. 1999. Nutrient and carbon balance during the composting of deep litter. J. Agric. Engin. Res. 74: 2. 145-153.
34. Tomlin, C.D. 2000. The Pesticide Manual, 12th ed., British Crop Protection Council, Farnham. 769p.

J. of Soil Management and Sustainable Production, Vol. 9(2), 2019
http://ejsms.gau.ac.ir
DOI: 10.22069/ejsms.2019.15991.1855

Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources

Effect of organic amendments (biochar and manure) on Metribuzin adsorption and leaching in sandy loam soil

***K. Abdollahi[1], S.A.R. Movahedi Naeini[2], M. Barani Motlagh[2], P. Ebrahimi[3] and Gh.A. Roshani[4]**

[1]Ph.D. Student, Dept. of Soil Science, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, [2]Associate Prof., Dept. of Soil Science, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, [3]Assistant Prof., Dept. of Chemistry, Golestan University, [4]Associate Prof., Cotton Research Institute of Iran, Agricultural Research, Education and Extension Organization

Received: 12.06.2018; Accepted: 01.23.2019

Abstract

Background and Objectives: Presence of pesticides in ground water resources has grown in the past few years and has become an intensive and burning issue of discussion. Groundwater contamination not only affects the health of human beings as it is being directly used for drinking purpose, but also can act as source of contamination for food chain, when used for irrigation. Awareness of the fate of the use of soil pesticides is necessary to reduce the mobility of these compounds in the soil and protect the environment. Present study reports the effect of organic manure and biochars amendments on adsorption and metribuzin downward mobility in soil columns.

Materials and Methods: Organic amendments (manure and biochar) was added to soil at a level of 1% and the effect of soil (T), soil + manure (TM), soil + biochar (TB) treatments on adsorption and leaching of metribuzin pesticide was studied under saturated and unsaturated moisture conditions. Adsorption experiment with Batch method and soil leaching experiment with Soil column method were conducted in Laboratory of Gorgan Agricultural Sciences and Natural Resources university with two replications.

Results: The results showed that adsorption's experiment data was matched to the Freundlich model. The adsorption of metribuzin herbicide increased both in TM and TB organic amendment and the Freundlich constant (Kf) for T, TM and TB treatments was 1.2, 2.3 and 2.6, respectively which were 70% higher in organic amendment treatments than control treatments. Application of manure and biochar at 1% level in soil reduced the downward movement of the pesticide and maximum concentration of pesticide in the leachate. The total amount of pesticide recovered in TB, TM, T treatments was 77%, 50% and 47%, respectively. Also, the maximum amount of pesticides recovered in unsaturated conditions in treatment T, TM, TB respectively were 27%, 10% and 13% less than in compared to saturated conditions.

Conclusion: The application of manure (TM) and biochar (TB) in soil at 1% level increased the metribuzin retention in the soil and reduced the downward movement of pesticides and affected breakthrough time and maximum concentration of metribuzin in the leachate. Application of biochar in soils is effective in agricultural sustainability and environmental conservation. A better understanding of the benefits of using biochar requires long-term and continuous studies on agro-environmental issues. Also, according to the data of this study, in all treatments. pesticide leaching was higher in saturated conditions than in unsaturated conditions.

Keywords: Adsorption, Biochar, Leaching pesticide, Soil pollution

* Corresponding Author; Email: k.abdolahi@gmail.com