

مقایسه دو عصاره گیر دی.تی.پی.ا و ای.دی.تی.ا در بررسی سینتیک واجذبی مس از دو خاک آهکی تیمار شده با سه ماده آلی

ویدا علما^۱، عبدالمجید رونقی^۲، نجفعلی کریمیان^۳ و منصوره توجه^۴

۱دانشجوی سابق کارشناسی ارشد علوم خاک، ۲ دانشیار بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز، ۳ استاد بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز ۴دانشجوی سابق کارشناسی ارشد علوم خاک

مقدمه

بخش ناچیزی از مس در محلول خاک حضور دارد و جذب پیوسته آن بوسیله ریشه سبب تخلیه این عنصر از محلول خاک می شود. بنابراین لازم است که مس جذب سطحی شده یا موجود در کانپها آزاد شود [۶]. مقدار مسی که توسط یک عصاره گیر شیمیایی استخراج می شود باید همبستگی مناسبی با مقدار مس جذب شده توسط گیاه در طول فصل رشد داشته باشد و بتوان از آن در دامنه وسیعی از خاکها استفاده کرد و آن را عصاره گیر مناسبی برای تخمین قابلیت استفاده بکار برد. فرایند واجذبی عامل اصلی کنترل کننده قابلیت استفاده عنصر در خاک است [۸]. با بررسی سینتیک واکنش ها، اطلاعات مهمی در رابطه با طبیعت واکنش به دست می آید [۲]. خاک های آهکی استان فارس دارای میزان نسبتاً زیادی کربنات کلسیم و پ هاش بالایی هستند که سبب آبکافت و رسوب مس می شوند و مقدار ماده آلی این خاک ها ناچیز می باشد. با توجه به کمبود مس در خاک های آهکی ضرورت توجه به عوامل کنترل کننده قابلیت دسترسی این عنصر غذایی نظیر فرایندهای واجذبی از اهمیت زیادی برخوردار است. بنابراین هدف های این تحقیق عبارت بودند از: (۱) مقایسه دو عصاره گیر **DTPA** و **EDTA** در بررسی سینتیک واجذبی مس از دو خاک آهکی تیمار شده با مواد آلی و (۲) اثر مواد آلی بر میانگین ضرایب به دست آمده از معادله های سینتیکی واجذبی مس.

مواد و روش ها

تعدادی نمونه خاک سطحی از خاک های آهکی استان فارس جمع آوری و پس از تعیین برخی از خصوصیات فیزیکوشیمیایی آنها دو نمونه خاک با ویژگی های فیزیکوشیمیایی متفاوت انتخاب شدند. به هر خاک پنج درصد وزنی ماده آلی شامل کمپوست زباله شهری، کود گوسفندی، و کاه و کلش گندم در سه تکرار افزوده و به مدت ۹۰ روز در دمای $20 \pm 22^{\circ}\text{C}$ و رطوبت ۸۰ درصد ظرفیت مزرعه خوابانیده شدند. جهت انجام آزمایش دو نمونه ۵ و ۱۰ گرمی از خاک ها به صورت جداگانه در لوله های سانتریفوژ ریخته و ۲۵ میلی لیتر **EDTA** به نمونه های پنج گرمی و ۲۰ میلی لیتر **DTPA** به نمونه های ده گرمی اضافه کرده و به مدت ۱، ۳، ۵، ۷، ۱۵، ۳۰، ۶۰، ۱۲۰، ۲۴۰، ۴۸۰، ۸۴۰، ۱۴۴۰ و ۲۸۸۰ دقیقه تکان داده شدند. پس از سانتریفوژ و صاف کردن، غلظت مس توسط دستگاه جذب اتمی تعیین گردید. مدل های سینتیکی مرتبه صفر تا سه، پخشیدگی سهموی، الوویچ، الوویچ ساده شده و سرعت دو ثابتی در این مطالعه مورد استفاده قرار گرفت. معادله هایی که دارای بیشترین ضریب تبیین (R^2) و کمترین خطای استاندارد (SE) بودند به عنوان معادله های مناسب جهت توصیف سینتیک واجذبی مس در خاکها انتخاب شدند.

نتایج و بحث

سرعت رهاسازی مس عصاره گیری شده بوسیله **DTPA** و **EDTA** در دو خاک مورد مطالعه در زمان های اولیه سریع بوده و سپس با گذشت زمان با آهنگ کند تری دنبال شد. این عصاره گیر ها در تیمار کمپوست زباله شهری بیشترین

مقدار مس و در کود گوسفندی و کاه و کلش گندم کمترین مقدار مس را نسبت به خاک های شاهد استخراج نمودند. مقدار مس واجذب شده از خاک رسی تقریباً دو برابر خاک لوم سیلتی بود. بررسی ویژگیهای فیزیکی شیمیایی خاک ها نشان داد که خاک رسی دارای مقدار مس قابل استفاده، ماده آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی و مقدار رس بیشتری نسبت به خاک لوم سیلتی است. در هر دو عصاره گیر و هر دو خاک (شاهد و تیمار شده) معادله های الویچ، الویچ ساده شده، سرعت دو ثابتی و پخشیدگی سهموی به دلیل ضریب تبیین بالا و خطای استاندارد کم به عنوان معادله های مناسب توصیف کننده واجذبی مس انتخاب شدند [۳]. مقادیر بالای α_S و مقادیر کم β_S در معادله الویچ ساده شده ($q_t = 1/\beta_S \text{Ln} \alpha_S \beta_S + 1/\beta_S \text{Lnt}$) و افزایش مقدار ضریب a و کاهش ضریب b در معادله سرعت دو ثابتی ($q_t = at^b$) نشان دهنده افزایش روند واجذبی مس است و ضریب ab آهنگ واجذبی اولیه عناصر غذایی از خاک است. ضریب K_p در معادله پخشیدگی سهموی ($q_t = q_0 + K_p t^{0.5}$) آهنگ پخشیدگی مس از خاک را نشان می دهد [۱، ۲ و ۳]. ضرایب حاصل از معادله های سینتیکی در هر دو عصاره گیر نشان داد که افزودن کود گوسفندی و کاه و کلش گندم بر روند آزادسازی مس از خاک اثر معکوس، اما کمپوست زباله شهری اثری مستقیم داشته است [۴ و ۵]. توان عصاره گیری $EDTA$ در خاک ها به صورت معنی داری بیش از $DTPA$ بود. $EDTA$ قادر به استخراج قسمتی از فلزات که به صورت ویژه جذب سطحی شده اند نیز می باشد و این عصاره گیر از شکل کربناتی نیز مقداری از فلزات را آزاد می کند. ضرایب حاصل از معادله های سینتیکی سرعت دو ثابتی، الویچ ($q_t = 1/\beta \text{Ln}(t+t_0) + 1/\beta \text{Lnt}_0$)، الویچ ساده شده و پخشیدگی سهموی در $DTPA$ همبستگی بالایی با این ضرایب در $EDTA$ نشان داد (جدول ۱) که تاییدی بر الگوی مشابه در روند عصاره گیری مس از خاک ها توسط این دو عصاره گیر می باشد. مقایسه ضرایب معادله های سینتیکی نشان داد که در عصاره گیر $EDTA$ مقدار ضریب a معادل ۳/۳ برابر، مقدار ضریب ab معادل ۲/۵ برابر، مقدار ضریب K_p معادل ۱/۸ برابر بیش از ضرایب مشابه در عصاره گیر $DTPA$ بود، در صورتی که در عصاره گیر $DTPA$ مقدار ضریب b معادل ۱/۳ برابر، مقدار ضریب β_S و β به ترتیب معادل ۱/۱ و ۲/۶ برابر بیش از عصاره گیر $EDTA$ می باشد. بنابراین مقدار مس در خاک های شاهد و تیمار شده به وسیله عصاره گیر $EDTA$ سریعتر (به دلیل ضریب پخشیدگی بزرگتر) و بیشتر (به دلیل β و β_S کمتر و a و ab بالاتر) از عصاره گیر $DTPA$ واجذب شده است هر چند که الگوی عمل هر دو عصاره گیر مشابه است [۷].

جدول ۱- ضریب همبستگی (r) بین ضرایب معادله های سینتیکی واجذبی مس در خاک با عصاره گیرهای $EDTA$ و $DTPA$

ضرایب ثابت واجذبی با $EDTA$	ضرایب ثابت واجذبی با $DTPA$							
	a_{DTPA}	b_{DTPA}	ab_{DTPA}	K_{pDTPA}	α_{SDTPA}	β_{SDTPA}	α_{DTPA}	β_{DTPA}
a_{EDTA}	۰/۸۷ **	۰/۷۴ **	۰/۹۳ **	۰/۹۳ **	۰/۸۹ **	-۰/۹۶ **	۰/۲۱ NS	-۰/۹۶ **
b_{EDTA}	۰/۵۰ *	-۰/۰۲ NS	۰/۴۸ *	۰/۴۵ *	۰/۵۳ **	-۰/۱۳ NS	۰/۰۲ NS	-۰/۱۷ NS
ab_{EDTA}	۰/۹۴ **	۰/۶۵ **	۰/۹۸ **	۰/۹۷ **	۰/۹۶ **	-۰/۸۹ **	۱/۱۷۰ NS	-۰/۸۹ **
K_{pEDTA}	۰/۹۰ **	۰/۵۱ *	۰/۹۳ **	۰/۹۱ **	۰/۹۶ **	-۰/۷۳ **	۰/۰۹ NS	-۰/۷۵ **
α_{SEDTA}	-۰/۱۶ NS	۰/۱۳ NS	-۰/۱۴ NS	-۰/۱۳ NS	-۰/۱۷ NS	-۰/۰۹ NS	۰/۰۴ NS	-۰/۰۴ NS
β_{SEDTA}	-۰/۹۰ **	-۰/۷۲ **	-۰/۹۴ **	-۰/۹۴ **	-۰/۹۰ **	۰/۹۳ **	-۰/۲۲ NS	۰/۹۵ **
α_{EDTA}	۰/۸۰ **	۰/۳۶ NS	۰/۸۱ **	۰/۷۸ **	۰/۸۷ **	-۰/۵۷ **	۰/۰۲ NS	-۰/۵۷ **
β_{EDTA}	-۰/۷۹ **	-۰/۷۳ **	-۰/۸۳ **	-۰/۸۴ **	-۰/۷۴ **	۰/۹۰ **	-۰/۲۱ NS	۰/۹۰ **

* و ** به ترتیب در سطح پنج و یک درصد آماری معنی دار هستند و NS معنی دار نیست.

منابع.

Chien, S., and W. R. Clayton. 1980. Application of Elovich equation to the kinetics of phosphate release and sorption in soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 44: 265-286.

- Dang, Y. P., R. C. Dalal, D. G. Edwards, and K. G. Tiller. 1994. Kinetics of zinc desorption from Vertisols. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 1392-1399.
- Elkhatib, E. A., A. M. Mahdy, M. E. Saleh, and N. H. Barakat. 2007. Kinetics of copper desorption from soils as affected by different organic ligands. *J. Environ. Sci. Technol.* 4: 331-338.
- Ghasemi-Fasaei, R., M. Maftoun., A. Ronaghi., N. Karimian., J. Yasrebi., M. T. Assad, and J. A. Ippolito. 2006. Kinetics of copper desorption from highly calcareous soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 37: 797-809.
- Karaca, A. 2004. Effect of organic wastes on the extractability of cadmium, copper, nickel, and zinc in soil. *Geoderma*, 122: 297-303.
- Kocialkowski, W. Z., J. B. Diatta, and W. Grzebisz. 1999. Evaluation of chelating agents as heavy metal extractants in agricultural soils under threat of contamination. *Polish J. Environ.* 8: 149-154.
- Rodrigues, B., and T. Ramirez. 2005. A soil test for determining available copper in acidic soils of Venezuela. *Interciencia*, 30: 361-364.
- Strawn, D. G., and D. L. Sparks. 2000. Effects of soil organic matter on the kinetics and mechanisms of Pb(II) sorption and desorption in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 144-156.