توزیع گونه های نیکل و کادمیم در محلول دو خاک آهکی تیمار شده با لجن فاضلاب بوسیله مدل MINTEQA2

محمد حسین روانبخش، امیر فتوت و غلامحسین حق نیا

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و اعضای هیئت علمی بخش خاکشناسی دانشگاه فردوسی مشهد.
mhrb60@yahoo.com

مقدمه

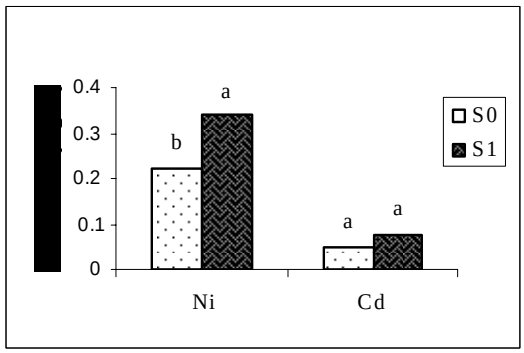
بطورکلی روشهای گوناگونی برای بررسی توزیع گونه‌ها در محلول خاک وجود دارد. مدل های کامپیوتری از جمله روش های ساده و ارزانی است که می‌توان برای تعیین گونه ها در محلول استفاده نمود. مدل MINTEQA2 [۱] در سال ۱۹۸۴ طراحی شد و در طول دهه نود میلادی آزمایشات فراوانی برای تعیین درستی و صحت آن انجام گرفت.

مواد و روشها

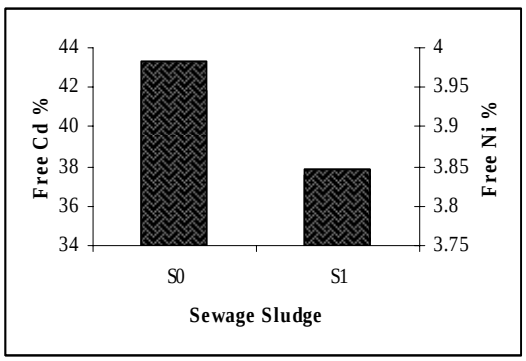
پژوهش حاضر با هدف مطالعه اثر لجن فاضلاب و آهک بر توزیع گونه های نیکل و کادمیم در محلول با دو خاک متفاوت به لحاظ مقدار آهک (۴ و ۳۰ درصد) و دو سطح نیکل (۰ و ۱۰۰ میلی گرم بر کیلو گرم) و دو سطح کادمیم (۰ و ۲۵ میلی گرم بر کیلو گرم) و ماده آلی لجن فاضلاب در دو سطح (S0=۰ و S1= ۵۰ تن در هکتار) در سه زمان (۰ ، ۳۰ ، ۶۰ روز) در قالب طرح کاملاً تصادفی در سه تکرار در آزمایشگاه انجام گرفت. در نهایت عصاره گیری با آب مقطر انجام و عصاره‌ها از کاغذ صافی عبور داده شده و در ۱۲۰۰۰ دور و به مدت ۸ دقیقه سانتریفیوژ شدند. غلظت کاتیونها، آنیونها، کربن آلی محلول، Ni، Cd، pH و EC اندازه گیری شده و درصد کادمیم و نیکل آزاد، پیوند یافته با ماده آلی و شکلهای معدنی به وسیله مدل MINTEQA2 تعیین شد. آنالیز آماری داده ها با نرم افزار MSTASTC انجام شد.

نتایج و بحث

نتایج اولیه نشان دادند که در نسبت زیاد کاربرد فاضلاب غلظت نیکل و کادمیم عصاره گیری شده با آب در مقایسه با شاهد افزایش یافت که این افزایش در اثر شوری ناشی از لجن فاضلاب و به طبع آن وارد شدن کاتیون ها به محلول و جایگزین شدن با نیکل و کادمیم در سطوح کلویید ها و همچنین آزاد شدن نیکل و کادمیم توسط ماکرومولکولهای آلی است که توسط محققین دیگری نیز گزارش شده است [۲ و ۳]، (نمودار ۱). اثر تیمار لجن فاضلاب بر نیکل و کادمیم آزاد در نمودار (۲) نشان داده شده است، در سطح S1 مقدار کادمیم آزاد کاهش معنی‌داری نسبت به S0 داشت، ولی در مورد نیکل این کاهش معنی‌دار نشد($p<۰/۰۱$) .



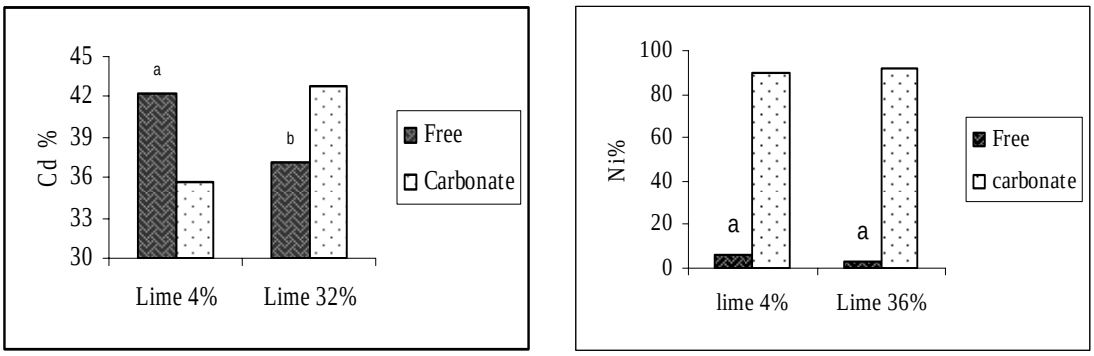
نمودار ۱- اثر لجن فاضلاب بر نیکل و کادمیم محلول در آب



نمودار ۲- اثر سطوح فاضلاب بر درصد نیکل وکادمیم آزاد

به نظر می آید که لجن فاضلاب با اجزاء معدنی و آلی خود به عنوان سطوح جذب‌کننده عمل کرده و فلزات را در

محلول خاک از فرم آزاد به فرمهای آلی و کربناتی و سایر شکلهای معدنی تبدیل کرده است. در تیمارهای S1 شوری ناشی از لجن فاضلاب بر گونه های آزاد در محلول خاک اثر گذاشته و سبب کاهش گونه های آلی شده است. در سطح بالاتر کاربرد لجن فاضلاب گونه های کلراتی، سولفاتی، بی کربناتی پس از گونه های کربناتی شاخص تر بودند، خصوصاً گونه های کلراتی در مورد کادمیم و گونه های بیکربناتی در مورد نیکل پس از گونه های کربناتی شاخص بودند. با افزایش درصد آهک در خاک های مورد مطالعه فراهمی نیکل و کادمیم کاهش یافت که در مورد نیکل شدید تر بود، این فرایند را می توان به فاز کربناتی قوی تر و کربنات کلسیم آزاد در این خاکها مربوط دانست که توسط محققین دیگری نیز اشاره شده است[۶]. مهم ترین عامل موثر بر پویایی کادمیم pH و Eh می باشد. درشرایط اکسایشی و pH بالاتر از ۷/۵ کادمیم پویایی کمی دارد و کانیهای قابل تشکیل در این شرایط CdO، $CdCO_3$ و $Cd(PO_4)_2$ کنترل کننده پویایی کادمیم هستند [۵]. در مورد اثر آهک بر توزیع گونه های نیکل و کادمیم در محلول خاک همان طور که در نمودار (۳) مشاهده می شود در خاک دارای آهک ۴ درصد افزایش معنی‌داری در کادمیم آزاد در مقایسه با خاک ۳۲ درصد مشاهده شد ($p<۰/۰۱$)، ولی در مورد نیکل این افزایش معنی دار نبود و در مقابل در خاک با آهک بالا درصد نیکل و کادمیم به فرم کربناتی زیادتر بود (نمودار ۴). این امر با توجه به ماهیت آهکی این خاک‌ها و محدوده pH آنها بدیهی می‌نمود که فاز کربناتی و بی‌کربناتی قوی تر در خاک دارای آهک بالاتر نقش مهم تری را در توزیع گونه های محلول ایفا کند و سبب حرکت آن از فرم آزاد به فرم های کربناتی و بیکربناتی شود. مورتوت و همکاران [۷] نیز وجود کربنات و بی‌کربنات موجود در فاز محلول خاک را بر فراهمی عناصر سنگین و شکلهای آن مؤثر گزارش کردند. لیندسی [۴] عقیده دارد که روابط شیمیایی حاکم بر فاز محلول سبب حل شدن کربنات و بیکربنات از بخش کربناتی خاک شده و در فاز محلول مقدار کربنات و بیکربنات افزایش پیدا می کند.



نمودار ۳- اثر سطوح آهک بر گونه های کربناتی و آزاد نیکل و کادمیم در محلول خاک

منابع

[1] Allison, J.D., Brown, D.S. and Novo-Gradac, K.J. (1990). MINTEQA2 / PRODEFA2, A Geochemical Assessment Model for Environmental Systems: Version 3.0 User's Manual. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA. EPA/600/3-91/021.

[2] Antoniadis, V. and Alloway, B.J. (2002). The role of dissolved organic carbon in the mobility of Cd, Ni, and Zn in sewage sludge-amended soils. Environmental Pollution. 117:515-521.

[3] Evans, L.J. (1989). Chemistry of metal retention by soils. Environ-metal Science and technology.23:291-302.

[4] Lindsay, W.L. (1979). Chemical equilibria in soil. John Wiley & Sons, New York

[5] Kabata-Pendias, A. Pendias, H. (2001). Trace elements in soils and plants. CRC Press Inc, Boca Raton, Florida, USA.(3nd Edition), 365 p.

[6] McBride, M.B. (1995). Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: Are the USEPA regulations protective? J. Environ. Qual. 24:5–18

[7] Mortvedt, J.J., Cox, F.R., Shuman, L.M., and Welch, R.M. (1991). Micronutrient in Agriculture (Second Edition). Soil Science Society of America, INC. Madison, Wisconsin, USA.

توزیع گونه های نیکل و کادمیم در محلول دو خاک آهکی تیمار شده با لجن فاضلاب بوسیله مدل MINTEQA2

محمد حسین روانبخش، امیر فتوت و غلامحسین حق نیا

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و اعضای هیئت علمی بخش خاکشناسی دانشگاه فردوسی مشهد.
mhrb60@yahoo.com

مقدمه

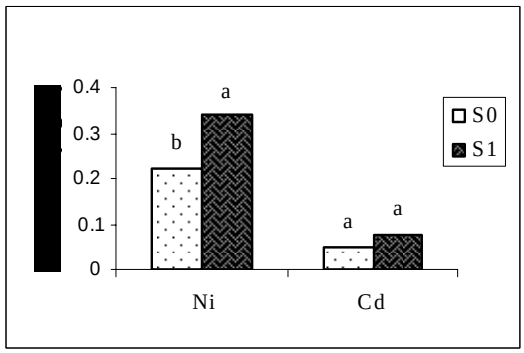
بطورکلی روشهای گوناگونی برای بررسی توزیع گونه‌ها در محلول خاک وجود دارد. مدل های کامپیوتری از جمله روش های ساده و ارزانی است که می‌توان برای تعیین گونه ها در محلول استفاده نمود. مدل MINTEQA2 [۱] در سال ۱۹۸۴ طراحی شد و در طول دهه نود میلادی آزمایشات فراوانی برای تعیین درستی و صحت آن انجام گرفت.

مواد و روشها

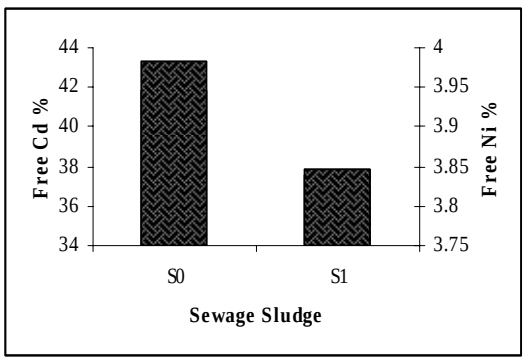
پژوهش حاضر با هدف مطالعه اثر لجن فاضلاب و آهک بر توزیع گونه های نیکل و کادمیم در محلول با دو خاک متفاوت به لحاظ مقدار آهک (۴ و ۳۰ درصد) و دو سطح نیکل (۰ و ۱۰۰ میلی گرم بر کیلو گرم) و دو سطح کادمیم (۰ و ۲۵ میلی گرم بر کیلو گرم) و ماده آلی لجن فاضلاب در دو سطح (S0=۰ و S1= ۵۰ تن در هکتار) در سه زمان (۰ ، ۳۰ ، ۶۰ روز) در قالب طرح کاملاً تصادفی در سه تکرار در آزمایشگاه انجام گرفت. در نهایت عصاره گیری با آب مقطر انجام و عصاره‌ها از کاغذ صافی عبور داده شده و در ۱۲۰۰۰ دور و به مدت ۸ دقیقه سانتریفیوژ شدند. غلظت کاتیونها، آنیونها، کربن آلی محلول، Ni، Cd، pH و EC اندازه گیری شده و درصد کادمیم و نیکل آزاد، پیوند یافته با ماده آلی و شکلهای معدنی به وسیله مدل MINTEQA2 تعیین شد. آنالیز آماری داده ها با نرم افزار MSTASTC انجام شد.

نتایج و بحث

نتایج اولیه نشان دادند که در نسبت زیاد کاربرد فاضلاب غلظت نیکل و کادمیم عصاره گیری شده با آب در مقایسه با شاهد افزایش یافت که این افزایش در اثر شوری ناشی از لجن فاضلاب و به طبع آن وارد شدن کاتیون ها به محلول و جایگزین شدن با نیکل و کادمیم در سطوح کلویید ها و همچنین آزاد شدن نیکل و کادمیم توسط ماکرومولکولهای آلی است که توسط محققین دیگری نیز گزارش شده است [۲ و ۳]، (نمودار ۱). اثر تیمار لجن فاضلاب بر نیکل و کادمیم آزاد در نمودار (۲) نشان داده شده است، در سطح S1 مقدار کادمیم آزاد کاهش معنی‌داری نسبت به S0 داشت، ولی در مورد نیکل این کاهش معنی‌دار نشد($p<۰/۰۱$) .



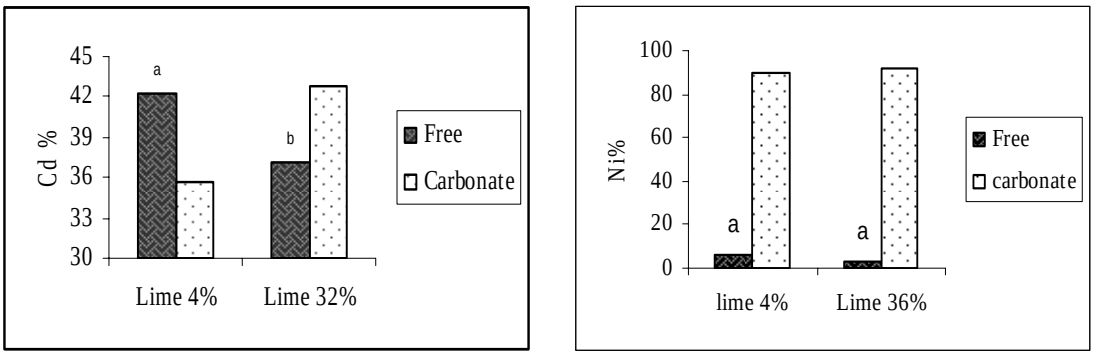
نمودار ۱- اثر لجن فاضلاب بر نیکل و کادمیم محلول در آب



نمودار ۲- اثر سطوح فاضلاب بر درصد نیکل وکادمیم آزاد

به نظر می آید که لجن فاضلاب با اجزاء معدنی و آلی خود به عنوان سطوح جذب‌کننده عمل کرده و فلزات را در

محلول خاک از فرم آزاد به فرمهای آلی و کربناتی و سایر شکلهای معدنی تبدیل کرده است. در تیمارهای S1 شوری ناشی از لجن فاضلاب بر گونه های آزاد در محلول خاک اثر گذاشته و سبب کاهش گونه های آلی شده است. در سطح بالاتر کاربرد لجن فاضلاب گونه های کلراتی، سولفاتی، بی کربناتی پس از گونه های کربناتی شاخص تر بودند، خصوصاً گونه های کلراتی در مورد کادمیم و گونه های بیکربناتی در مورد نیکل پس از گونه های کربناتی شاخص بودند. با افزایش درصد آهک در خاک های مورد مطالعه فراهمی نیکل و کادمیم کاهش یافت که در مورد نیکل شدید تر بود، این فرایند را می توان به فاز کربناتی قوی تر و کربنات کلسیم آزاد در این خاکها مربوط دانست که توسط محققین دیگری نیز اشاره شده است[۶]. مهم ترین عامل موثر بر پویایی کادمیم pH و Eh می باشد. درشرایط اکسایشی و pH بالاتر از ۷/۵ کادمیم پویایی کمی دارد و کانیهای قابل تشکیل در این شرایط CdO، $CdCO_3$ و $Cd(PO_4)_2$ کنترل کننده پویایی کادمیم هستند [۵]. در مورد اثر آهک بر توزیع گونه های نیکل و کادمیم در محلول خاک همان طور که در نمودار (۳) مشاهده می شود در خاک دارای آهک ۴ درصد افزایش معنی‌داری در کادمیم آزاد در مقایسه با خاک ۳۲ درصد مشاهده شد ($p<۰/۰۱$)، ولی در مورد نیکل این افزایش معنی دار نبود و در مقابل در خاک با آهک بالا درصد نیکل و کادمیم به فرم کربناتی زیادتر بود (نمودار ۴). این امر با توجه به ماهیت آهکی این خاک‌ها و محدوده pH آنها بدیهی می‌نمود که فاز کربناتی و بی‌کربناتی قوی تر در خاک دارای آهک بالاتر نقش مهم تری را در توزیع گونه های محلول ایفا کند و سبب حرکت آن از فرم آزاد به فرم های کربناتی و بیکربناتی شود. مورتوت و همکاران [۷] نیز وجود کربنات و بی‌کربنات موجود در فاز محلول خاک را بر فراهمی عناصر سنگین و شکلهای آن مؤثر گزارش کردند. لیندسی [۴] عقیده دارد که روابط شیمیایی حاکم بر فاز محلول سبب حل شدن کربنات و بیکربنات از بخش کربناتی خاک شده و در فاز محلول مقدار کربنات و بیکربنات افزایش پیدا می کند.



نمودار ۳- اثر سطوح آهک بر گونه های کربناتی و آزاد نیکل و کادمیم در محلول خاک

منابع

[1] Allison, J.D., Brown, D.S. and Novo-Gradac, K.J. (1990). MINTEQA2 / PRODEFA2, A Geochemical Assessment Model for Environmental Systems: Version 3.0 User's Manual. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA. EPA/600/3-91/021.

[2] Antoniadis, V. and Alloway, B.J. (2002). The role of dissolved organic carbon in the mobility of Cd, Ni, and Zn in sewage sludge-amended soils. Environmental Pollution. 117:515-521.

[3] Evans, L.J. (1989). Chemistry of metal retention by soils. Environ-metal Science and technology.23:291-302.

[4] Lindsay, W.L. (1979). Chemical equilibria in soil. John Wiley & Sons, New York

[5] Kabata-Pendias, A. Pendias, H. (2001). Trace elements in soils and plants. CRC Press Inc, Boca Raton, Florida, USA.(3nd Edition), 365 p.

[6] McBride, M.B. (1995). Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: Are the USEPA regulations protective? J. Environ. Qual. 24:5–18

[7] Mortvedt, J.J., Cox, F.R., Shuman, L.M., and Welch, R.M. (1991). Micronutrient in Agriculture (Second Edition). Soil Science Society of America, INC. Madison, Wisconsin, USA.

خصوصیات جذب سطحی روی (Zn) در بعضی از خاکهای آهکی ایران

عادل ریحانی تبار، نجفعلی کریمیان، محمدمعز اردلان، غلامرضا ثواقبی و R. Gilkes

به ترتیب استادیار دانشگاه تبریز، استاد دانشگاه شیراز، استاد و استادیار دانشگاه تهران و استاد دانشگاه استرالیای غربی

مقدمه

وضعیت روی (Zn) در خاکهای آهکی ایران قبلاً توسط محققین متعددی گزارش شده است(۱و۲) که بر طبق این گزارش ها اکثر این خاکها برای رشد بهینه گیاهان نیاز به افزودن کود روی دارند. اما درصد بازیافت ظاهری کودهای کاربردی حتی با کلات روی (ZnEDTA) هم کمتر از ۵ درصد برای محصول اول می باشد(۲). pH بالا، مقادیر بالای کربنات ها به همراه مینرالوژی مخلوط این خاکها دلایلی است که برای درصد بازیافت ظاهری پائین این خاکها ارائه شده است. زیرا تصور بر این است که در تحت این شرایط ترکیبات محلول روی به ترکیبات کمتر محلول تبدیل شده و توسط خاکها نگهداری می شوند. واکنش های جذب سطحی از مهمترین فاکتورهای تأثیرگذار بر قابلیت دسترسی عناصر کم مصرف از جمله روی می باشد. همدماهای جذبی که برای توصیف ریاضی جذب روی بکار گرفته شده اند عبارتند از :

همدمای فروندلیچ، فروندلیچ اصلاح شده یا تغییر یافته، لانگموئیر تک مکانی لانگموئیر دومکانی، تمکین و گانری (معادلات ۱ تا ۶ به ترتیب)

$$q = KC^{\frac{1}{n}} \qquad [1]$$

$$q = KC^{\frac{1}{n}} - q_0 \qquad [2]$$

$$q = \frac{Kcb}{1+Kc} \qquad [3]$$

$$q = \frac{K_1 c b_1}{1+k_1 c} \qquad [4]$$

$$q = K_1 + K_2 Lnc \qquad [5]$$

$$q = K_1 + K_2 c + K_3 c^{0.5} \qquad [6]$$

که q، مقدار روی جذب سطحی شده در واحد وزنی خاک ($mgkg^{-1}$)، C، غلظت تعادلی روی ($mg.l^{-1}$، b، ماکزیمم مقدار روی جذب سطحی شده، q_0، میزان روی از قبل جذب سطحی شده و موجود در خاک و K_1، K_2 و K_3 ضرایب معادلات بوده و توسط رگرسیون چندگانه محاسبه شده و الزاماً دارای معانی یکسان نیستند.

مواد و روشها

برای انجام این تحقیق، تعداد ۲۰ نمونه خاک از دشت قزوین و استان تهران بر اساس نقشه های استعداد و قابلیت اراضی از عمق ۳۰-۰ سانتیمتری برداشته شده و پس از هوا خشک کردن، کوبیدن و گذراندن از الک ۲ میلی متری ویژگی های فیزیکی و شیمیایی بر طبق روش های استاندارد اندازه گیری شدند. سطح ویژه (SSA) به روش جذب گاز N_2 و با دستگاه Gemini9375vacprep1 و پیک های پراکنش مینرال ها با دستگاه X-ray فیلیپس PW1830/40 در دپارتمان علوم خاک دانشگاه استرالیای غربی اندازه گیری و بدست آمدند. مطالعات میکروسکوپ الکترونی با میکروسکوپ VPSEM و EDS-X-ray در دانشگاه مذکور انجام گرفت.

آزمایش جذب روی توسط بیست سری خاک منتخب در دو تکرار با دو روش نیم ساعت شیکر در ابتدا و انتها (در گروه مهندسی علوم خاک پردیس کشاورزی و منابع طبیعی تهران) و ۲۴ ساعت شیکر مداوم (در گروه خاکشناسی دانشگاه استرالیای غربی) با استفاده از ۹ زیر نمونه یک گرمی با ۲۰ میلی لیتر سولفات روی با الکترولیت زمینه

کلریدکلسیم ۰/۰۱، مولار با غلظت های اولیه ۱ تا ۱۶۰ میلی گرم در لیتر روی انجام گرفت.

نتایج و بحث

اهم نتایج حاصله به شرح زیر می باشد:

۱) در بررسی های همدمای جذب روی، در خاکهای آهکی استان تهران، زمان شبه تعادل در ۲۴ ساعت تحقق می‌یابد.

۲) همدماهای جذب و واجذب روی (Zn) بر یکدیگر منطبق نمی شوند، مشاهده وجود پس ماند در نگهداری و آزاد شدن روی (Zn) بر ضرورت استفاده از همدماهای واجذب به جای همدماهای جذب در مدل سازی جذب روی توسط گیاه تأکید می نماید.

۳) معادله فروندلیچ و گانری برازش خوبی به داده های جذب روی در روش نیم ساعت شیکر نشان داده ولی در روش ۲۴ ساعت شیکر، معادله فروندلیچ در غلظت های تعادلی پائین برازش نمی یابد که بعد از حذف ۳ غلظت اولیه ۱، ۲ و ۵ میلی گرم در لیتر روی، آن هم برازش خوبی به بقیه داده ها نشان می دهد.

۴) معادله اصلاح شده فروندلیچ بر داده های حاصله بخوبی برازش می یابد اما مقدار اولیه روی جذب سطحی شده (q_0) که توسط این معادله برآورد می شود در بعضی از خاکها از مقدار روی کل خاک هم بیشتر بوده و لذا بسیار غیر واقعی است.

۵) معادله لانگموئیرتک مکانی در شرایط آزمایش بر داده ها برازش نمی یابد ولی معادله دو مکانی لانگموئیر در بسیاری از خاکهای مورد مطالعه بویژه با روش ۲۴ ساعت تکان دادن برازش می یابد.

۶) مدت زمان تکان دادن نمونه های خاک، پارامترهای معادلات جذبی موجود را تغییر می دهند.

۷) معادله تمکین فقط در غلظت های تعادلی پائین بر داده ها برازش می یابد.

۸) مطالعات میکروسکوپ الکترونی نشان دهنده رسوب روی در خاک اطراف ذرات دانه های کود روی بوده و به احتمال زیاد ترکیب حاصله اکسید یا سیلیکات روی بوده و پیک کربن که لازمه تشکیل کربنات روی است در محدوده رسوب، مشاهده نشد.

۹) مطالعات میکروسکوپ الکترون نشان دهنده توزیع یکنواخت اتم های روی در زمینه خاک های مورد مطالعه تا غلظت اولیه ۵۰۰ گرمی در لیتر روی بوده و لذا احتمال رسوب روی در آزمایش جذب روی با روش ۲۴ ساعت تکان دادن تا این غلظت اولیه بسیار پائین است.

منابع

[۱] مفتون، م. حقیقت نیا، ح و ن. ع . کریمیان. ۱۳۷۹. ویژگی های جذب سطحی روی در برخی از خاکهای زیر کشت برنج استان فارس. علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی.۸۵-۷۱: (۲)۴.

[2] Maftoun, M., and Karimian. 1989. Relative efficiency of two zinc sources for maiz (Zeamaysh.) in two calcareous soils from an arid area of Iran. Agronomie. 9: 771-775.

[3] Shuman, L.M. 1975. The effect of soil properties on zinc adsorption by soils. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 39: 454-458.

[4] Sposito, G.1982. On the use of the langmuir equation in the interpretation of adsorption phenomena: II. The two surface langmuir equation. Soil Sci. Soc. Am. J.46:1147-1152.

ملاس نیشکر: یک اصلاح کنندهٔ خاک‌های آهکی

علی محمدی ترکاشوند

استادیار دانشگاه آزاد اسلامی واحد رشت

mohammadit_a@yahoo.com

مقدمه

امروزه از برخی فرآورده‌های جانبی صنایع در اصلاح خاک‌ها استفاده می‌شود که از آن جمله در خاک‌های اسیدی می‌توان به سرباره فولادسازی [۶]، FBCR [۹]، لجن آهکی کارخانه کاغذ [۳] و در خاک‌های آهکی به پودر اکسید آهن ضایعاتی [۱] و لجن کنورتور [۲] اشاره نمود. ملاس نیشکر نیز یکی از فرآورده‌های جنبی صنعت شکر می‌باشد که دارای ترکیبی آلی با درصد بالای کربوهیدرات‌ها است. ملاس به سادگی با آب مخلوط می‌شود و اگر ملاس کارخانه ذخیره نگردد، به راحتی با آب باران حل شده و به سادگی تخمیر می‌شود. چنین ملاس رقیق شده‌ای وقتی وارد آب رودخانه یا کانال‌ها شود، مشکلات آلودگی و کمبود اکسیژن را در پی دارد [۴]. طی تحقیقاتی از ملاس برای کاهش نماتدها در خاک استفاده شده است [۷ و ۱۱]. اسچنک [۸] در خاک‌های تحت کشت خربزه درختی نتیجه گرفت که استفاده از ملاس در خاک سبب بهبود رشد درختان و کیفیت میوه‌ها شده است. سوتیگولابد و همکاران [۱۰] از ملاس نیشکر به عنوان منابع قندی برای از بین بردن سمیت کلرات باقیمانده در خاک استفاده نمودند و نتیجه گرفتند که ملاس به طور چشم‌گیری در از بین بردن کلرات مؤثر بوده است. لیانگ و همکاران [۵] نتیجه گرفتند که افزودن ملاس به عنوان یک منبع کربن به مواد آلی سبب کاهش تصعید آمونیاک در فرآیند کمپوست‌سازی شده و در نتیجه مقدار ازت کمپوست افزایش می‌یابد. در این تحقیق، اثرات ملاس نیشکر به عنوان اصلاح کنندهٔ خاک بر برخی خصوصیات شیمیایی دو خاک آهکی از هفت‌تپه خوزستان و لوشان گیلان بررسی شده است.

مواد و روشها

نتایج تجزیه شیمیایی ملاس نشان داد که ملاس مصرفی دارای پهاش اسیدی برابر ۵/۲۵ و هدایت الکتریکی، ۲۵ دسی‌زیمنس بر متر می‌باشد. از عمق ۳۰ - ۰ سانتی‌متری سطح دو خاک آهکی از لوشان و هفت‌تپه، نمونه‌برداری شد. نمونه‌های خاک هواخشک شده و با چکش چوبی کوبیده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند. تیمارها (با توجه به جرم مخصوص ظاهری خاک‌ها در منطقه و عمق ۳۰ سانیمتری آنها) عبارت بودند از شاهد و مقادیر ۲/۵، ۵، ۱۰، ۲۰ و ۴۰ تن در هکتار از ملاس نیشکر، ۱۰ تن در هکتار ملاس به همراه ۱۰ تن در هکتار گوگرد عنصری و ۱۰ تن در هکتار ملاس به همراه ۴۰ تن در هکتار باگاس نیشکر بود. پس از مخلوط کردن نمونه‌های ۵۰۰ گرمی از هر خاک با تیمارهای فوق، نمونه‌ها به قوطی‌های پلاستیکی ۷۰۰ گرمی منتقل شدند. درب قوطی‌ها بسته و روی درب هر قوطی، سه سوراخ به قطر تقریبی یک میلی‌متر برای تبادل هوا ایجاد شد. پس از آن، قوطی‌ها به داخل انکوباتوری که دمای آن در ۲۵ درجه سانتی‌گراد تنظیم شده به مدت سه ماه نگهداری شدند. آزمایش با دو خاک، هشت تیمار و در سه تکرار به صورت طرح پایه کاملاً تصادفی در قالب آزمایش فاکتوریل اجرا شد. در طول آزمایش (سه ماه)، رطوبت نمونه‌های خاک با توزین مرتب قوطی‌ها (۴ روز یک بار) و اضافه کردن آب مقطر به اندازهٔ کاهش وزن هر قوطی، در حد ظرفیت زراعی (FC) ثابت نگه داشته شد. در زمان‌های یک روز، یک ماه و سه ماه از نمونه‌های اصلی، نمونه‌های فرعی برداشت شد. در نمونه‌های فرعی پس از هوا خشک شدن، pH و EC در عصارهٔ ۲/۵ : ۱ خاک به آب، فسفر به روش فسفومولیبدات، مادهٔ آلی به روش اکسیداسیون سرد، پتاسیم به روش فلیم فتومتری و ازت کل به روش کجلدال اندازه‌گیری شدند.

نتایج و بحث

نتایج نشان داد که در تیمارهای ملاس، pH خاک به طور معنی‌دار نسبت به شاهد کاهش یافت، اما بین تیمارهای ملاس با یکدیگر اختلاف معنی‌دار وجود نداشت. گوگرد عنصری به همراه ملاس، اثر معنی‌دار بر pH خاک داشت اما باگاس چنین اثری نداشت. مقایسه pH و EC زمان‌های یک روز و سه ماه نشان داد که در تیمارهای ملاس و

شاهد، با کاهش pH در طول زمان، بر میزان EC خاک افزوده شد. ملاس در مقادیر ۲۰ و ۴۰ تن در هکتار سبب افزایش معنی‌دار هدایت الکتریکی نسبت به شاهد شد که می‌تواند سبب محدودیت برای برخی از محصولات زراعی و به ویژه باغی شود. افزودن گوگرد عنصری به همراه ۱۰ تن ملاس، سبب افزایش معنی‌دار قابلیت هدایت الکتریکی نسبت به تیمار ۱۰ تن در هکتار ملاسِ تنها شد. ملاس سبب افزایش ازت خاک شد. افزودن ملاس سبب کاهش فسفر قابل جذب خاک متناسب با مقدار مصرف شد. گوگرد عنصری بر میزان فسفر قابل جذب اثر معنی‌دار نداشت اما باگاس بر فسفر اثر بسیار معنی‌داری داشت و سبب افزایش فسفر قابل جذب نسبت به تیمار شاهد شد. ملاس متناسب با مقدار مصرف سبب افزایش پتاسیم قابل جذب خاک شد اما در همهٔ تیمارها در طول زمان کاهش یافت که به دلیل تثبیت پتاسیم به وسیله رس‌ها است. با توجه به نتایج حاصله، ملاس اصلاح کنندهٔ مفیدی در خاک‌های آهکی است اما از مقادیر زیاد آن به ویژه تیمارهای بیشتر از ۲۰تن در هکتار، باید اجتناب شود، چرا که بر هدایت الکتریکی برای محصولات حساس به شوری، اثر نامطلوب دارد. همچنین با توجه به رکود فسفات حاصل از افزودن ملاس، در مدیریت استفاده از ملاس، باید این موضوع نیز در نظر گرفته شود. پیشنهاد می‌شود که اثرات ملاس به عنوان اصلاح کنندهٔ خاک‌های آهکی طی آزمایشات گلخانه‌ای و مزرعه‌ای برای محصولات مورد نظر بررسی گردد.

منابع

[۱] فروهر، م.، ۱۳۷۸. بررسی امکان استفاده از پودر اکسید آهن ضایعاتی حاصل از فرآیند اسید شوئی فولاد به عنوان کود آهن، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

[2] Abbaspour, A., M. Kalbasi and H. Shariatmadari. 2004. Effect of steel converter sludge as iron fertilizer and amendment in some calcareous soils. J. Plant Nutr., 27 (2): 377-394.

[3] Curnoe, W. E., D. C. Irving, C. B. Dow, G. Velema, A. Unc. 2006. Effect of spring application of a paper mill soil conditioner on corn yield. Agronomy Journal. 98 (3): 423-429.

[4] http://www.unido.org/file-storage/download/?file-id=32068.

[5] Liang, Y., J. J. Leonard, J. J. Feddes and W. B. McGill. 2006. Influence of carbon and buffer amendment on ammonia volatilization in composting. Bioresource Technology. 97: 748-761.

[6] Murakami, K., H. Shinoda, F. Nakamura, I. Goto. 2005. The effect of fungicide on the inhibition of clubroot disease by the application of converter slag for soil amendment. Japanese Journal of Soil Science and Plant Nutrition. 76 (1): 59-61.

[7] Rodriguez-Kabana, R. 1986. Organic and inorganic amendments to soil as nematode suppressants. Journal of Nematology. 18: 129-135.

[8] Schenck, S. 2001. Molasses soil amendment for crop improvement and nematode management. Hawaii Agriculture Research Center. Vegetable report 3.

[9] Stuczynski, T. I., G.W. McCarty and R.J. Wright. 1998. Impact of coal combustion product amendments on soil quality: 1. Mobilization of soil organic nitrogen. Soil Sci. Soc. Am. J., 163 (12): 952-959.

[10] Sutigoolabud, P., K. Senoo, S. Ongprasert, T. Mizuno, T. Mishima, M. Hisamatsu, and H. Obata. 2005. Decontamination of chlorate in longan plantation by bio-stimulation with molasses amendment. Soil Sciences and Plant Nutrition. 51 (4): 583-588.

[11] Vawdrey L. L. and G. R. Stirlin, 1997. Control of root-knot nematode (Meloidogyne javanica) on tomato with molasses and other organic amendments. Australasian Plant Pathology. 26 (3): 179-187.

تأثیر گچ بهمراه ضایعات آلی اسیدی و غیر اسیدی بر اصلاح یک خاک شور و سدیمی

سعید کلیچ و احمد گلچین

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه زنجان.

saeed_klich@yahoo.com

مقدمه

خاکهای شور و سدیمی از مشخصه مناطق خشک و نیمه خشک بوده که در کشور ما وسعتی در حدود ۱۵ تا ۲۶ میلیون هکتار، یا به عبارتی ۱۰ تا ۱۵ درصد مساحت ایران را به خود اختصاص داده است [۲]. خاکهای سدیمی و شور و سدیمی خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی مناسبی نداشته و توان تولید محصول نیز در آنها کم می‌باشد. با توجه به مساحت گسترده اراضی شور و سدیمی در کشور ضرورت اصلاح و احیاء این اراضی که پتانسیل و قابلیت کشت و کار در آنها وجود دارد امری اجتناب ناپذیر بنظر می رسد. هدف از انجام این تحقیق، اصلاح یک خاک شور و سدیمی با بهره گیری از ترکیبات معدنی کلسیم دار (گچ) بهمراه ضایعات آلی اسیدی و غیر اسیدی و همچنین بررسی تأثیر استفاده توأم و جداگانه این مواد در اصلاح خاک ذکر شده می باشد.

مواد و روشها

نمونه های خاک الک شده (الک دو میلیمتری)، پس از اعمال تیمارهای مورد نظر، با وزن و دانسیته یکسان درون گلدان ریخته شدند و سپس در رطوبت ظرفیت مزرعه (FC) به مدت چهار ماه (سه دوره ۴۰ روزه) خوابانیده شدند. تیمارهای اعمال شده عبارت بودند از: ۱- گچ ۰/۵ درصد ۲- گچ ۱ درصد ۳- گچ ۰/۵ درصد + تفاله لیمو ۰/۵درصد ۴- گچ۱درصد+ تفاله لیمو ۰/۵درصد ۵- گچ ۰/۵ درصد+کود دامی ۰/۵ درصد ۶- گچ ۱درصد+کود دامی ۰/۵درصد ۷- شاهد. پس از پایان هر دوره ۴۰ روزه، از گلدانها نمونه برداری بعمل آمد و خصوصیات فیزیکوشیمیایی نمونه ها اندازه گیری شد. پس از پایان دوره سوم نمونه ها مورد آبشویی قرار گرفتند. آبشویی در یک نوبت و با آب مقطر صورت گرفت. ارتفاع آب مصرفی به اندازه ارتفاع ستون خاک بود. پس از آبشویی، مجدداً خصوصیات فیزیکوشیمیایی نمونه ها اندازه گیری شد. این تحقیق به صورت یک آزمایش گلدانی و به صورت فاکتوریل (با دو فاکتور زمان و نوع تیمار) در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه دوره زمانی، ۷ تیمار و در ۳ تکرار روی یک خاک شور و سدیمی به اجرا در آمد.

جدول ۱- برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک شور و سدیمی مورد استفاده (عصاره گل اشباع)

عمق cm	pH	EC dS/m	CEC meq/100	SAR	D.C* %	OC %	رس %	شن %	سیلت %	آهک %	FC %	SP %
۰-۳۰	/۴۵ ۷	/۳۵ ۶۷	۵/۱۰	۹۱/۹۹	۳۲/۱۶	/۵۷ ۰	/۴۲ ۴۰	۱۴	۴۵/۵۸	۱۹	۲۸	۵۴/۱۵

***D-C**: درصد رس قابل انتشار

جدول ۲- برخی ویژگیهای شیمیایی کود دامی مورد استفاده (عصاره۱:۵)

pH	EC (dS/m)	Na meq/l	Ca+Mg meq/l	SAR	OC%	C/N
۷/۲۲	۱۱/۵۸	۱۶/۰۸	۱۷/۹	۵/۳۷	۳۲/۳۲	۹/۶۲

همچنین تفاله لیمو ترشی که بکار برده شد، با تهیه سوسپانسیون ۱:۵ دارای pH برابر با ۳/۲۹ و EC برابر با dS/m ۷/۶۵ بود. C/N نیز آن برابر با ۹/۱۴ بود.

نتایج و بحث

نتایج تجزیه آماری داده‌ها نشان می‌دهدکه اثر تیمارهای اعمال‌شده‌برخصوصیات‌فیزیکوشیمیایی‌خاک موردمطالعه در طی سه‌دوره انکوباسیون و پس از فرایند آبشویی در سطح آماری ۱درصد معنی‌دار است. تیمار گچ ۱درصد+تفاله‌لیمو

۰/۵درصد در پایان‌دوره‌سوم انکوباسیون، میزانpH وSAR را از ۸/۱۴ و۲۳/۵۶ در شاهد به۷/۲۹ و۱۱/۷۰ کاهش‌داد. این تیمار پس‌از آبشوئی نیز میزان رس قابل‌انتشار وSAR را بیش از ۸۵درصد نسبت به شاهد کاهش‌داد. پس‌از این تیمار، تیمارهای‌گچ ۰/۵درصد+تفاله‌لیمو وگچ۱درصد+کوددامی بیشترین‌تأثیر را در کاهشSARاز خودنشان‌دادند(جدول۳و۴).

جدول ۳- میزان pH و SAR تیمارهای مختلف درطی سه دوره متوالی انکوباسیون (عصاره۱:۵)

تیمار	دوره اول		دوره دوم		دوره سوم	
	pH	**SAR**	**pH**	**SAR**	**pH**	**SAR**
شاهد	۸/۱۲	۲۳/۹۹	۸/۱۲	۲۳/۶۰	۸/۱۴	۲۳/۵۶
گچ ۰/۵ درصد	۷/۸۴	۱۶/۳۴	۷/۵۶	۱۴/۴۵	۷/۵۰	۱۳/۰۶
گچ ۱ درصد	۷/۷۹	۱۵/۶۲	۷/۵۱	۱۳/۸۳	۷/۴۸	۱۲/۷۵
گچ۰/۵٪ + کوددامی۰/۵درصد	۷/۸۳	۱۵/۹۹	۷/۵۱	۱۳/۷۴	۷/۴۵	۱۲/۹۰
گچ ۱٪ + کوددامی۰/۵ درصد	۷/۸۰	۱۵/۴۳	۷/۵۰	۱۲/۹۲	۷/۴۱	۱۲/۴۵
گچ۰/۵٪ + تفاله لیمو۰/۵ درصد	۷/۸۱	۱۵/۶۲	۷/۴۴	۱۳/۶۰	۷/۳۷	۱۲/۴۱
گچ ۱٪ + تفاله لیمو۰/۵ درصد	۷/۷۱	۱۴/۸۵	۷/۳۸	۱۲/۶۷	۷/۲۹	۱۱/۷۰

LSD Value 1% SAR=0.218 LSD Value 1% pH=0.037(طی سه دوره)

جدول ۴- نتایج تجزیه نمونه های خاک پس از آبشویی (عصاره گل اشباع)

تیمار	PH	SAR	D-C%	تیمار	PH	SAR	D-C%
شاهد	۷/۹۸	۳۹/۶۰	۳۶/۶۲	گچ ۱٪ + کوددامی	۷/۵۰	۷/۱۴۷	۱۱/۲۲
گچ ۰/۵ درصد	۷/۷۹	۸/۰۱۷	۱۴/۲۵	گچ۰/۵٪+ تفاله لیمو	۷/۲۱	۶/۶۶	۱۰/۰۴
گچ ۱ درصد	۷/۷۳	۷/۶۰۷	۱۲/۸۷	گچ ۱٪ + تفاله لیمو	۷/۱۱	۵/۷۲۷	۵/۱۰
گچ۰/۵٪ + کوددامی	۷/۵۱	۷/۶۶	۱۴/۱۸	LSD Value1%	۰/۰۵۲	۰/۰۹	۱/ ۶۵

تفاله لیمو با آزاد سازی یون H^+ و کاهش pH خاک، تأثیر زیادی در افزایش حلالیت گچ و آزاد سازی یون کلسیم داشت. مصرف کود دامی و تفاله لیمو بهمراه گچ از چند جنبه حائز اهمیت است، اول اینکه علاوه بر تولید اسیدهای آلی، تجزیه تدریجی این مواد در خاک باعث افزایش فشار جزئی گاز CO_2 در خاک می شود که سبب کاهش pH، در نتیجه افزایش حلالیت گچ در خاک می شود. نتیجه این امر کاهش میزان SAR و درصد رس قابل انتشار است. از نقشهای دیگر این مواد، بهبود خصوصیات فیزیکی خاک است که با هماوری ذرات و افزایش پایداری ساختمان خاک و خاکدانه ها سبب تسهیل در فرایند آبشویی و خارج شدن املاح مضر از خاک می شود. چرم و رنگاسمی (۱۹۹۷) نیز مشاهده کردند که کاربرد توأم گچ و کود سبز در مقایسه با کاربرد جداگانه این مواد در کاهش میزان SAR و درصد رس قابل انتشار مؤثرتر است. نقش گچ به تنهایی یا همراه با مواد آلی در کاهش میزان رس قابل انتشار، از طریق آزاد سازی کاتیون کلسیم برای جایگزینی با سدیم تبادلی و همچنین افزایش غلظت الکترولیت خاک و در نتیجه کاهش ضخامت لایه دو گانه پخشیده الکتریکی می باشد زیرا این عوامل باعث هماوری ذرات رس شده و از انتشار آنها جلوگیری می کند [۱و۳]. ضایعات آلی اسیدی همچون تفاله لیمو همراه با ترکیبات معدنی کلسیم دار مانند گچ، تأثیر بسیار مطلوبی در اصلاح ویژگیهای فیزیکوشیمیایی خاکهای شور و سدیمی داشت. لذا پیشنهاد می شود با توجه حجم بالای تولید اینگونه ضایعات در کشور از آنها برای اصلاح خاکهای سدیمی و شور و سدیمی استفاده شود.

منابع

[1] Chorom, A. and Rengasamy, P. 1997. Carbonate chemistry, pH and physical properties of an alkaline soil as affected by various amendments. Aust. J. Soil Res. 35: 149-161.

[2] Kovda, V. A. 1973. Chemistry of saline and alkaline soils of arid zone. "In: an international source book on irrigation, drainage and salinity." FAO. Rome.

[3] Nelson, P. N., Baldock, J. A., Clarke, P., Oades, J. M. and Churchman, G. J. 1999. Dispersed clay and organic matter in soil: Their nature and associations. Aust. J. Soil Res. 37: 289-315.

تخلیه پتاسیم از برخی خاکهای تحت کشت آفتابگردان در آذربایجانغربی

بهنام دولتی[۱]، شاهین اوستان[۲] و عباس صمدی[۳]

۱و۳- به‌ترتیب کارشناس ارشد و دانشیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه ارومیه.

۲- استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه تبریز.

bdovlati@yahoo.com

مقدمه

مدیریت تغذیه‌گیاهان زراعی مستلزم آگاهی از وضعیت پتاسیم خاکهاست. کشت مستمرگیاهان‌زراعی بخصوص گیاهان پرتوقع نسبت به پتاسیم سبب تخلیه مقدار قابل‌توجهی‌از پتاسیم قابل‌استفاده خاک می‌شود. گزارش شده است که به‌ازای تولید هر تن دانه آفتابگردان مقدار ۷۵ تا۱۲۰ کیلوگرم پتاسیم (K) از خاک خارج می‌گردد[۱]. پتاسیم در خاک به شکلهای مختلف محلول، تبادلی، غیرتبادلی و ساختمانی یافت می شود. بین شکلهای مختلف پتاسیم در خاک یک حالت شبه‌تعادلی برقرار بوده و سطح پتاسیم در هر یک از شکلها توسط رابطه شبه‌تعادلی فوق تعیین‌می‌شود. معمولاً آزادشدن پتاسیم غیرتبادلی زمانی صورت می‌گیرد که سطح پتاسیم های تبادلی و محلول به یک مقدار حداقل کاهش‌یافته‌باشد[۴]. گرچه در زمینه تغییر میزان شکلهای‌مختلف پتاسیم در اثر کشت‌مستمر کارهایی انجام‌گرفته‌است ولی تأثیر این موضوع بر پارامترهای‌روابط‌کمیت بشدت(Q/I) پتاسیم کمتر موردمطالعه بوده‌است. تصورمی‌رود خاکهایی که ظرفیت بافری پتانسیل(PBC^K) بالایی دارند بتوانند برای مدت زمانهای طولانی نیاز گیاه را تأمین نمایند. بالاماندن سطح شکلهای قابل استفاده گیاه، تخلیه هرچه بیشتر پتاسیم‌خاک را به دنبال دارد. این تحقیق به منظور بررسی نحوه تغییر شکلهای مختلف پتاسیم و پارامترهای Q/I درخاکهای تحت کشت آفتابگردان در منطقه خوی انجام‌شد.

مواد و روشها

تعداد ۲۰ نمونه مرکب جفتی از عمق ۲۰-۰ سانتیمتری خاکهای زراعی و غیرزراعی همجوار در منطقه خوی جمع آوری گردید. برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاکها و همچنین مقادیر پتاسیم محلول در عصاره گل اشباع، پتاسیم تبادلی به روش استات آمونیوم مولار، پتاسیم غیرتبادلی به روش اسید نیتریک مولار جوشان اندازه گیری شدند. به منظور برآورد پارامترهای Q/I، ۲۵ میلی لیتر محلول ۰/۰۱ مولارکلرید کلسیم حاوی غلظتهای مختلف پتاسیم (صفر تا ۸۰ mgL^{-1}) به نمونه های ۲/۵ گرمی هر خاک اضافه و تا حصول تعادل نسبی در دمای ۲۵ درجهٔ سانتیگراد انکوباتور شیکردار تکان داده شده و سپس سانتریفوژ گردید. در محلول زلال رویی قابلیت هدایت الکتریکی و غلظتهای کلسیم، منیزیم و پتاسیم اندازه گیری شدند[۵]. میزان پتاسیم جذب یا واجذب شده (ΔK)، از تفاوت غلظت اولیه (C_o) و غلظت تعادلی(C) بااستفاده از رابطهٔ زیر به دست آمد: ($\Delta K_{(mgkg^{-1})} = (C_o - C) \times V / M_S$). برای محاسبه نسبت فعالیت پتاسیم ($AR^K = a_K / \sqrt{a_{Ca+Mg}}$)، ابتدا قدرت یونی محلولها از رابطهٔ $\mu = 0.00127EC$ به دست آمد و سپس ضرایب فعالیت یونها (γ_i) با استفاده از معادله گانتلبرگ $Log\gamma_i = -0.509 \times Z_i^2 \times \sqrt{\mu}/(1+\sqrt{\mu})$ محاسبه گردید. آنگاه فعالیت یونها، با استفاده از غلظتهای اندازه گیری شده برای هر یون ورابطهٔ $a_i = \gamma_i c_i$ محاسبه شد [۳].

نتایج و بحث

آزمون مقایسه میانگین ها در مورد برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی مهم خاک (درصد رس، سیلت، شن، CCE، کربن آلی، pH و CEC) نشان داد که تفاوت معنی داری بین جفت نمونه خاکها وجود ندارد. بنابراین می‌توان فرض مشابه بودن جفت نمونه ها را قابل قبول دانست و از آزمون جفتی مقایسه میانگین ها برای تجزیه و تحلیل آماری داده های بعدی استفاده کرد. آزمون جفتی مقایسه میانگین ها کاهش معنی داری را در شکلهای مختلف پتاسیم شامل محلول ($p \leq ۰/۰۱$) و تبادلی ($p \leq ۰/۰۰۱$) در خاکهای زراعی در مقایسه با خاکهای غیرزراعی همجوار نشان داد. با توجه به نتایج، بین ۳۹ تا ۴۸۷ $mg\ Kg^{-1}$ (۱۲ تا ۸۷ ٪) و به طور متوسط ۲۲۴ $mg\ Kg^{-1}$ (۵۰ ٪) از پتاسیم تبادلی خاکهای

زراعی تحت کشت آفتابگردان تخلیه شده است. بنابراین در این خاکها توازن منفی پتاسیم حاکم می‌باشد. با این حال بین میزان پتاسیم غیرتبادلی خاکهای زراعی و غیرزراعی همجوار تفاوت معنی داری مشاهده نشد. فرگوس و مارتین [۲] تخلیه پتاسیم غیرتبادلی را صرفاً پس از ۸۰ درصد کاهش در میزان پتاسیم تبادلی مشاهده کردند. مطالعات رابطه کمیت به شدت در جفت نمونه خاکها نشان داد که نمودار Q/I خاکهای غیرزراعی در ناحیه واجذب و نمودار Q/I خاکهای زراعی عمدتاً در ناحیه جذب قرار گرفته اند. دامنه مقادیر ظرفیت بافری پتانسیل (PBC^K) خاکهای زراعی و غیرزراعی همجوار به ترتیب ۱۱ تا ۱۰۸ با مقدار متوسط ۳۸ $cmol_c\ kg^{-1}/(mol\ L^{-1})^{0.5}$ و ۱۱ تا ۴۵ با مقدار متوسط ۳۰ $cmol_c\ kg^{-1}/(mol\ L^{-1})^{0.5}$ بود. آزمون جفتی مقایسه میانگین ها نشان داد که تفاوت مقادیر PBC^K خاکهای زراعی و غیرزراعی همجوار معنی دار نیست. از آنجایی که نوع کانیهای تشکیل دهنده خاکهای زراعی و غیرزراعی یکسان است، لذا مقادیر PBC^K این خاکها صرفاً می تواند متاثر از مقادیر CEC و ضریب گزینش پذیری گاپون (K_G) باشد. بین پارامترهای PBC^K و CEC رابطهٔ خطی معنی داری در خاکهای زراعی ($r = ۰/۸۲^{***}$) و غیرزراعی ($r=۰/۸۰^{***}$) بدست آمد. شیب رابطه خطی فوق یعنی K_G برای خاکهای زراعی ۴/۹ $(mol\ L^{-1})^{-0.5}$ و برای خاکهای غیرزراعی ۱/۶۲ $(mol\ L^{-1})^{-0.5}$ بود. گرچه مقایسه میانگین ها اختلاف معنی داری را بین مقادیر K_G خاکهای زراعی و غیر زراعی نشان نداد ولی آزمون تفاوت شیب رابطه PBC^K و CEC برای خاکهای زراعی و غیر زراعی معنی دار ($p\leq ۰/۰۰۱$) است. دامنه مقادیر AR_e^K خاکهای زراعی و غیرزراعی به ترتیب ۰/۰۰۰۱۴ تا ۰/۰۲۷ [به طور متوسط ۰/۰۰۷۶ $(mol\ L^{-1})^{0.5}$] و ۰/۰۰۶۹ تا ۰/۰۵۵ [به طور متوسط ۰/۰۳۲ $(mol\ L^{-1})^{0.5}$] بود. آزمون جفتی مقایسه میانگین ها نشان داد که AR_e^K خاکهای زراعی در مقایسه با خاکهای غیرزراعی کاهش معنی داری ($p\leq ۰/۰۰۱$) یافته است. وودراف [۶] اظهار داشته است که مقادیر AR_e^K بین ۰/۰۰۲۷ تا ۰/۰۳ به منظور رفع نیاز پتاسیم برای اکثر گیاهان مناسب می باشد. بر اساس این پیشنهاد مقدار عددی AR_e^K برای تعدادی از خاکهای زراعی مناسب و برای تعدادی دیگر کم می باشد. نتایج نشان داد که AR_e^K همبستگی معنی داری با K_{so} در خاکهای زراعی ($r = ۰/۶۸^{**}$) و غیرزراعی ($r = ۰/۶۷^{**}$) دارد. دامنه تغییرات پتاسیم آسان قابل تبادل (ΔK^o) خاکهای زراعی و غیرزراعی همجوار به ترتیب ۰/۰۰۵۰ تا ۰/۴۹ [به طور متوسط ۰/۲۱ $cmol\ kg^{-1}$] و ۰/۲۶ تا ۱/۸ [به طور متوسط ۰/۸۹ $cmol\ kg^{-1}$] است. آزمون جفتی مقایسه میانگین ها نشان داد که ΔK^o خاکهای زراعی در مقایسه با خاکهای غیرزراعی کاهش معنی داری ($p\leq ۰/۰۱$) یافته است. نتایج حاصله نشان می دهد که به طور متوسط ۰/۶۹ $cmol\ kg^{-1}$ (۷۵٪) از ΔK^o خاکهای مورد مطالعه تخلیه شده است. ΔK^o همبستگی معنی داری با AR_o^K (نسبت فعالیت پتاسیم در تیمار شاهد یعنی بدون اضافه کردن پتاسیم) در خاکهای زراعی ($r=۰/۹۵^{***}$) و غیرزراعی ($r=۰/۹۸^{***}$) دارد. نتایج این تحقیق حاکی از آن است که در خاکهای مورد مطالعه علیرغم تخلیه شدید پتاسیم از شکل تبادلی، تخلیه پتاسیم غیرتبادلی صورت نگرفته است. نتایج مربوط به مطالعات Q/I نیز مؤید همین موضوع است.

منابع

[۱] خواجه پور، م. ۱۳۷۰. تولید نباتات صنعتی. انتشارات جهاد دانشگاهی دانشگاه صنعتی اصفهان.۲و ۹ ص.

[2] Fergus, I. F. and A. E. Martin. 1972. Stuthies on potassium. IV. Interspecific differences in the uptake of non-exchangeable potassium. Australian J. of soil research 12 (2) 147-158.

[3] Moore, W. J. 1972. Physical Chemistry. 4th ed. Prentice-Hall, Co., Englewood Cliffs, N. J.

[4] Sharpley, A. N. And S. W. Buol. 1987 .Relationship between minimum exchangeable potassium and soil taxonomy. Commun. in Soil Sci. Plant Anal. 18 (5). 601- 614.

[5] Sparks, D. L., et. al. 1980. Kinetics of potassium exchange in a Paleudult from the costal plain of Virginia. SSAJ. 44:37-40.

[6] Woodruff, C. M. 1955. The energies of replacement of calcium by potassium in soils. SSSoc. Am. Pro.19:36-40.

شکلهای پتاسیم و روابط Q/I در برخی خاکهای تحت کشت آفتابگردان در آذربایجانغربی

بهنام دولتی[۱]، شاهین اوستان[۲] و عباس صمدی[۳]

۱و۳- به‌ترتیب کارشناس ارشد و دانشیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه ارومیه.

۲- استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه تبریز.

bdovlati@yahoo.com

مقدمه

پتاسیم عنصر کلیدی مهمی در تغذیه گیاهان پرتوقع مانند آفتابگردان است. لی [۴] گزارش کرده است که به ازای تولید هر تن دانه آفتابگردان مقدار ۱۳۷ کیلوگرم پتاسیم (K) از خاک خارج می شود. با توجه به پرتوقع بودن گیاه آفتابگردان، تصور می شود که کشت مستمر این گیاه باعث تخلیه شدید پتاسیم قابل استفاده خاک شود. بنابراین در صورت عدم استفاده از کود پتاس به مرور شکلهای تثبیت شده نیز تخلیه خواهند شد و ممکن است گیاه به مصرف مقادیر متعارف این کود پاسخ نشان ندهد. گرچه شکلهای محلول و تبادلی بخش مهمی از پتاسیم قابل استفاده خاک را تشکیل می دهند ولی به نظر می رسد که مشارکت پتاسیم تثبیت شده نیز در تغذیه گیاهان پر توقع قابل ملاحظه باشد. توانایی یک خاک برای تامین پتاسیم مورد نیاز گیاه از یک طرف به عامل شدت (intensity) و از طرف دیگر به عامل کمیت (quantity) بستگی دارد. تحقیقات زیادی به منظور برآورد پارامترهای روابط Q/I از ویژگیهای زود یافت خاک انجام گرفته است [۶]. این تحقیق به منظور بررسی وضعیت شکلهای مختلف پتاسیم و نیز برآورد پارامترهای کمیت به شدت (Q/I) در خاکهای تحت کشت آفتابگردان در منطقه خوی انجام شد.

مواد و روشها

تعداد ۲۰ نمونه مرکب خاک از عمق ۲۰-۰ سانتیمتری اراضی تحت کشت آفتابگردان (مربوط به ۱۰ سری مختلف) در منطقهٔ خوی جمع آوری گردید. برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاکها به همراه پتاسیم محلول (K_{so}) در عصاره گل اشباع، پتاسیم تبادلی (K_{ex}) به روش استات آمونیوم مولار، پتاسیم غیرتبادلی (K_{nex}) به روش اسید نیتریک مولار جوشان اندازه گیری شدند. به منظور برآورد پارامترهای Q/I، ۲۵ میلی لیتر محلول۰/۰۱ مولارکلرید کلسیم حاوی غلظتهای مختلف پتاسیم (صفر تا ۸۰ $mg\ L^{-1}$) به نمونه های ۲/۵ گرمی هر خاک اضافه و تا حصول تعادل نسبی در دمای ۲۵ درجهٔ سانتی گراد انکوباتور شیکردار تکان داده شده و سپس سانتریفوژ گردید. در محلول زلال رویی قابلیت هدایت الکتریکی (EC) و غلظتهای کلسیم، منیزیم و پتاسیم اندازه گیری شدند [۸]. میزان پتاسیم جذب یا واجذب شده (ΔK)، از تفاوت غلظت اولیه (C_o) و غلظت تعادلی (C) با استفاده از رابطهٔ ($\Delta K_{(mgkg^{-1})} = (C_o - C) \times V / M_S$) به دست آمد. برای محاسبه نسبت فعالیت پتاسیم ($AR^K = a_K / \sqrt{a_{Ca+Mg}}$)، ابتدا قدرت یونی محلولها از رابطهٔ $\mu = 0.00127EC$ به دست آمد و سپس ضرایب فعالیت یونها (γ_i) با استفاده از معادله گانتلبرگ $Log\gamma_i = -0.509 \times Z_i^2 \times \sqrt{\mu}/(1+\sqrt{\mu})$ محاسبه گردید. آنگاه فعالیت یونها، با استفاده از غلظتهای اندازه گیری شده برای هر یون و رابطـــهٔ $a_i = \gamma_i c_i$ محاسبه شد [۵].

نتایج و بحث

نتایج نشان داد که مقادیر K_{so} خاکهای مورد مطالعه از ۰/۰۶۱ تا ۰/۵۴ به طور متوسط $mmol\ L^{-1}$ ۰/۲۸ متغیر است. دامنه مقادیر نسبت جذب پتاسیم (PAR) خاکها ۰/۰۰۱۷ تا ۰/۰۱۱و به طور متوسط $(mol\ L^{-1})^{0.5}$ ۰/۰۰۶۲است. به طور کلی غلظت پتاسیم محلول و حتی PAR شاخص های ارزیابی مطمئنی برای پیش بینی حاصلخیزی خاک از نظر پتاسیم نمی باشند، زیرا تداوم تامین پتاسیم از سوی خاک برای گیاه علاوه بر عامل شدت به عامل کمیت نیز بستگی دارد. دامنه مقادیر K_{ex} خاکهای مورد بررسی ۵۴ تا ۶۹۴ و به طور متوسط $mg\ Kg^{-1}$ ۲۶۱ می باشد. نتایج نشان می دهد که بین مقادیر پتاسیم تبادلی و محلول در خاکهای مورد مطالعه همبستگی معنی

داری(r^2 =۰/۷۷***) وجود دارد. دامنه مقادیر نسبت پتاسیم تبادلی ($EPR = K_{ex} / CEC - K_{ex}$) خاکها ۰/۰۰۸۱ تا ۰/۰۸۳ و به طور متوسط ۰/۰۳۴ است. رابطه بین دو پارامتر PAR و EPR در خاکهای مورد مطالعه به صورت: EPR =۷/۰ PAR + ۰/۰۰۸۹ و r^2 =۰/۵۳*** بدست آمد. هر چند ضرایب این معادله با آنچه دافی و همکاران [۲] EPR =۷/۸ PAR + ۰/۰۱۱ و r^2 =۰/۸۵*** گزارش کرده اند مشابهت دارد، ولی تفاوت ضرایب تبیین زیاد است. تفاوت در شیب و عرض از مبدا در روابط فوق به تفاوتهای کانی شناسی رس، میزان پتاسیم تبادلی و میزان مواد آلی خاکها نسبت داده شده است [۷]. شیب رابطه خطی PAR و EPR یعنی K_G تابع فراوانی مکانهای اختصاصی جذب پتاسیم و نیز سطح پتاسیم تبادلی است. به طوری که با افزایش اولی و نیز با کاهش دومی K_G افزایش می یابد. وجود عرض از مبدأ در رابطه بین PAR و EPR نشانگر انحراف از قرارداد گاپون است. دامنه مقادیر K_{nex} نیز ۱۶۰ تا ۶۱۲ و به طور متوسط ۳۱۸ mg Kg^{-1} است. مطالعات Q/I نشان داد که نمودارها عمدتاً در ناحیه جذب قرار گرفته و فاقد انحنای مربوط به پر یا خالی شدن مکانهای اختصاصی می باشند. دامنه مقادیر ظرفیت بافری پتانسیل (PBC^K) خاکهای زراعی ۱۱ تا ۱۰۸ و به طـور متوسط ۳۸ $cmol_c\ kg^{-1}/(mol\ L^{-1})^{0.5}$ است. بین پارامترهای PBC^K و CEC رابطهٔ خطی معنی داری (r =۰/۸۲***) بدست آمد: PBC^K =۴/۹CEC - ۵۴ و r^2 =۰/۶۸***. بنابراین K_G به دست آمده از مطالعات Q/I برای خاکهـا ۴/۹ $(mol\ L^{-1})^{-0.5}$ می باشد. به طوری که ملاحظه می شود مقادیر K_G به دست آمده از رابطه PAR و EPR و رابطه PBC^K و CEC متفاوت است. امکان دارد که با افزایش سطح پتاسیم تبادلی در اثر اضافه کردن پتاسیم در مطالعات Q/I ، K_G کاهش یافته باشد. رابطهٔ خطی بین مقادیر PBC^K و CEC در مطالعات جیمنز و پارا [۳] با ضریب تبیین بالایی PBC^K =۲/۹۹ CEC + ۲۸/۷ ,r^2=۰/۹۴*** همراه بود. دامنه مقادیر نسبت فعالیت پتاسیم در نقطه تعادل (AR_e^K) ۰/۰۰۰۱۴ تا ۰/۰۲۷ با مقدار متوسط ۰/۰۰۷۶ $(mol\ L^{-1})^{0.5}$ می باشد. مقادیر AR_e^K گزارش شده توسط بکت [۱] ۰/۰۰۰۵ تا ۰/۰۰۱ $(mol\ L^{-1})^{0.5}$ است. نتایج نشان داد که AR_e^K همبستگی معنی داری با K_{so} (r=۰/۶۸**) و با AR_o^K (نسبت فعالیت پتاسیم در تیمار شاهد یعنی بدون اضافه کردن پتاسیم) (r=۰/۹۰***) دارد. دامنه تغیرات مقادیر پتاسیم آسان قابل تبادل (ΔK^o) ۰/۰۰۵ تا ۰/۴۹ و به طور متوسط ۰/۲۱ $cmol_c\ kg^{-1}$ است. نتایج نشان داد که ΔK^o همبستگی معنی داری با K_{ex} (p≤۰/۰۱) دارد. مقادیر ΔK^o خاک نه تنها به ماهیت کانیهای رسی خاک، بلکه به مقدار پتاسیم تبادلی و نیز مقدار پتاسیم کودی مصرف شده وابسته است [۷]. ΔK^o همبستگی بسیار معنی داری با AR_o^K (r=۰/۹۵***) داشت. بنابراین می توان در خاکهای مورد بررسی پارامتر ΔK^o را با دقت قابل قبولی از تک اندازه گیری AR_o^K برآورد کرد.

منابع

[1] Beckett, P. H. T. 1972. Critical activity ratios. Adv. Agro. 24:376-412.

[2] Dufey, J. E. and B. Delvaut, 1989. Modeling potassium–exchange selectivity as influenced by soil properties and methods of determination. Soil Sci. 159: 176-184.

[3] Jimenez, C. and M. A. Parra, 1991. Potassium quantity-intensity relationships in calcareous Vertisols and Inceptisol of southern Spain. Soil Sci. Soc. Am. J. 55:985-989.

[4] Lei, Y. 1996. Nutrient requirement of sunflower and effect of fertilizer on yield and quality. Proceeding of 14th International Sunflower Conference. Beijing/Shenyang, China.

[5] Moore, W. J. 1972. Physical Chemistry. 4th ed. Prentice-Hall, Co., Englewood Cliffs, N. J.

[6] Schofield, R. K. 1955. Can a precise meaning be given to available soil phosphorus? Soil & Fert.18:373-375.

[7] Shaviv, A., et al, 1985. Potassium fixation characteristics of five southern California soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 49:1105-1109.

[8] Sparks, D. L., et. al. 1980. Kinetics of potassium exchange in a Paleudult from the costal plain of Virginia. Soil Sci. Am. J. 44:37-40.

بررسی تاثیر عوامل مختلف بر تجمع فلزات سنگین درخاکهای پیرامونی شرکت فولاد (مطالعه موردی)

نرجس موسویان[۱]، نعمت اله خراسانی[۲]، غلامرضا رفیعی[۲] و غلامرضا ثواقبی[۲]

۱- دانشجوی سابق کارشناسی ارشد محیط زیست دانشگاه تهران.

۲- اعضای هیئت علمی دانشگاه تهران.

narjes2122@yahoo.com

مقدمه

با توجه به اهمیت آلودگی خاک ، بررسی امکان آلودگی خاک توسط صنایع گوناگون ضرورت پیدا می کند[۳]. خصوصیات توزیع مکانی آلودگی در خاکهای آلوده عامل مهمی جهت شناسایی نقاط آلوده و بر طرف کردن آن می باشد[۲]. فلزات سنگین از مهمترین آلاینده های زیست محیطی به شمار می روند که در چند دهه اخیر به شدت مورد توجه قرار گرفته اند. تجمع فلزات سنگین در خاک علاوه بر اثراتی که بر فون و فلور خاک دارند می تواند از طریق انتقال به آبهای زیرزمینی موجب آلودگی آبها و از طریق جذب توسط گیاه وارد زنجیره غذایی انسان و دام شده مخاطرات زیست محیطی و بهداشتی متعددی را به دنبال داشته باشند. در این تحقیق میزان غلظت قابل جذب فلزات سنگین نیکل،کادمیوم، سرب و روی منتشر شده از شرکت فولاد آلیاژی ایران به خاکهای پیرامونی و نیز نقشه توزیع آلودگی این فلزات در خاکهای اطراف تهیه و عوامل موثر بر غلظت این عناصر شناسایی گردید.

مواد و روشها

در این پژوهش۴۰ نمونه خاک مرکب از عمق ۱۰-۰ سانتیمتری به روش شبکه بندی منظم در محدوده۴ کیلومتری پیرامون شرکت فولاد آلیاژی ایران جمع آوری گردید. غلظت قابل جذب عناصر در آزمایشگاه بوسیله روش عصاره گیری با DTPA (لیندسی ونورول۱۹۸۷) [۴] و به کمک دستگاهICP تعیین شد. بر روی داده های بدست آمده به کمک نرم افزار surfer نقشه توزیع مکانی آلودگی خاک پیرامون کارخانه به فلزات سنگین نیکل،روی، سرب و کادمیم تهیه گردید[۴]. تاثیر باد غالب نیز از طریق فرمول گوس انجام شد.

فرمول گوس:

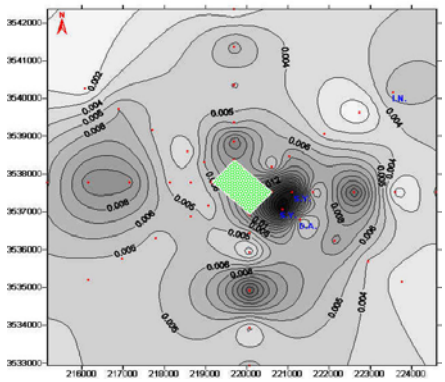
$$C = \frac{Q}{\pi \times \sum y \times \sum z} \times U \left[\exp - \left(\frac{he^{2}}{2 \sum z^{2}} \right) \right] \quad (۱)$$

$\sum y$ = انتشار عمودی آلاینده $\sum z$ = انتشار افقی آلاینده Q= دبی جرمی خروجی دودکش U= سرعت باد غالب در ارتفاع ۱۰ متری he= ارتفاع موثر دودکش

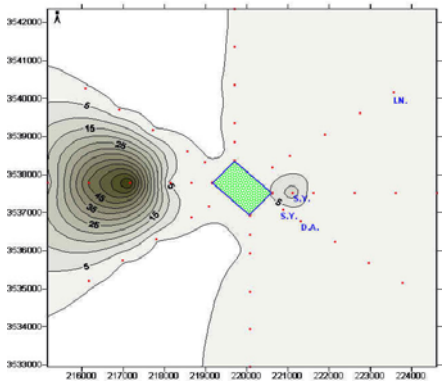
نتایج و بحث

نتایج بدست آمده نشان می دهد که فعالیت شرکت فولاد آلیاژی ایران بر تجمع فلزات سنگین مورد اندازه گیری تاثیر گذار بوده است. با مقایسه غلظت های اندازه گیری شده با استانداردهایEPA و ... مشخص شد که غلظت نیکل، سرب و روی در بعضی موارد از حد استانداردهای تعریف شده بالاتر می باشند. درمورد نقشه های هم غلظت به طور کلی می توان به این نتیجه رسید که غلظت آلاینده های نیکل، روی، سرب وکادمیوم با فاصله گرفتن از کارخانه کاهش می یابد. می توان گفت تجمع نیکل،سرب و کادمیوم در خاکهای انبار قراضه از دیگر مکانها بیشتر است. با توجه به بررسی نقشه هم غلظت سرب ، خاکهای پیرامون محل قدیمی تخلیه سرباره تجمع این عنصر را نشان می دهد. در مورد فلز روی تنها منبع انتشار دهنده قابل تشخیص محل قدیمی تخلیه سرباره در محدوده ۳-۲ کیلومتری غرب کارخانه می باشد. نشت احتمالی از مخازن تصفیه فاضلاب و آبیاری فضای سبز شرکت بوسیله فاضلاب تصفیه شده در بعضی از سالها روی نقشه ها به عنوان عوامل جنبی افزایش غلظت قابل جذب این عناصر در خاک نشان داده شد. تاثیر بادهای

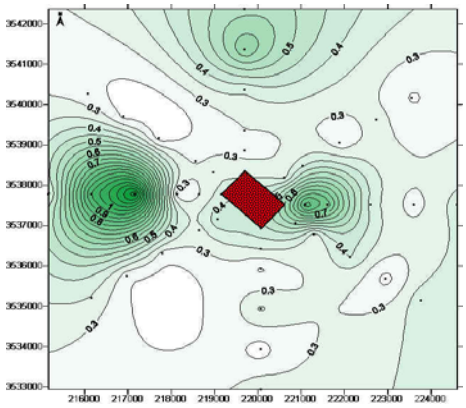
غالب در افزایش غلظت قابل جذب این فلزات در محدوده ۴ کیلومتری مورد بررسی با توجه به فرمول گوس بسیار ناچیز می باشد. بررسیهای بیشتر در این زمینه ضروری است.



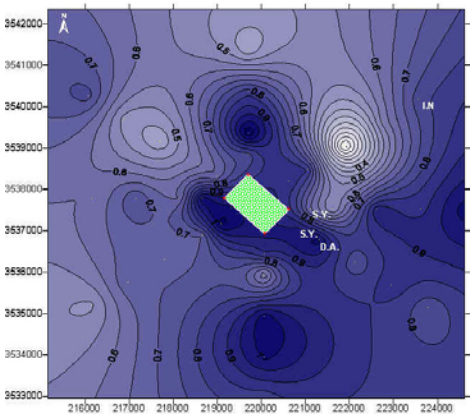
شکل۱: نقشه پهنه بندی فلزکادمیوم



شکل۲: نقشه پهنه بندی فلز روی



شکل۳: نقشه پهنه بندی فلزسرب



شکل۴: نقشه پهنه بندی فلز نیکل

منابع

[1] Anonymous.2003. Bulgarian Priorities in chemical risk assessment and management.Bulgarian Organization Committee.

[2] Issaks,E.H. and R.M.Srivastava." An introduction to applied geostatistic".1989. Oxford university press,New York,540-565.

[3] Kim Soon_OH, Iae_Itn Kim,Seong_ Taek Yun and Kyoung_Woong Kim." Numerical,and experimental studies on cadmium(II)transport fields". Water,Air &Soil Pollution.2003. volum 150 nos 1-4 pp.1-390.

[4] Lindsay,W.L and W.A. Norvell.1978. “Development of a DTPA soil test for zinc ,iron , manganese and copper”,Soil Sci.Soc.Am.J.Vol.42,pp.421-428.

پالایش‌سبز سرب از خاک با استفاده از گیاه شاهی

حبیب خداوردی‌لو، مهدی همایی، عبدالمجید لیاقت و سیّد خلّاق میرنیا

به ترتیب عضو هیات علمی دانشگاه ارومیه، دانشکده کشاورزی، گروه خاکشناسی. *hkhodaverdiloo@yahoo.com*
دانشیار دانشگاه تربیت مدرّس، دانشیار دانشگاه تهران و دانشیار دانشگاه تربیت مدرّس.

مقدمه

پالایش‌سبز (Phytoremediation) فنّاوری نوپایی برای زدودن آلودگی‌ها از زیست‌بوم است. این فنّاوری در مقایسه با سایر روش‌های پالایش، بسیار کم هزینه و ساده است. از میان آلودگی‌ها، فلزات‌سنگین به دلیل غیرقابل تجزیه بودن و آثار زیان بار فیزیولوژیک بر جانداران در غلظت‌های کم، اهمیتی ویژه دارند [۲]. سرب از جمله فلزات سنگینی است که از منابع گوناگون به زیست‌بوم، پیکره‌ی گیاه و نهایتاً به زنجیره‌ی غذایی انسان و حیوانات راه می‌یابد و خسارت‌هایی جدّی به بار می‌آورد. شاهی (*Barbarea verna*) گیاهی از خانواده‌ی براسیکاسه (*Brassicaceae*) است که در زدودن فلزات سنگین بویژه سرب از خاک توانا گزارش شده است [۱]. هدف از این پژوهش، بررسی کمّی امکان پالایش خاک‌های آلوده به سرب بوسیله گیاه شاهی بود.

مواد و روشها

خاکی با بافت لوم شنی با غلظت‌های صفر، ۱۵۰، ۳۰۰، ۶۰۰، ۸۰۰ ، ۱۰۰۰ و ۱۵۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک آلوده شد. پس از پر کردن گلدان‌ها، بذر شاهی در آنها کشت گردید. گیاهان در ۵ بازه‌ی زمانی برداشت شدند. غلظت سرب در گیاه با روش اکسیداسیونِ تر و غلظت کل سرب در خاک به روش اکسیداسیون با اسید نیتریک ۴ مولار عصاره‌گیری و با دستگاه‌های جذب اتمی و کوره‌ی گرافیتی اندازه‌گیری شد [۳].

نتایج و بحث

شکل (۱) تغییرات غلظت سرب در ماده‌ی خشک گیاهی را در برابر غلظت سرب خاک نشان می‌دهد. نتایج نشان داد که غلظت سرب در گیاه شاهی با افزایش غلظت سرب خاک افزایش می‌یابد. رابطه زیر، مدل تغییرات غلظت سرب را در ماده‌ی خشک شاهی در سطوح مختلف غلظت سرب در خاک نشان می‌دهد:

$$C^p = 1\times10^{-5}C^{s\,2} - 0.0405C^s \qquad (۱)$$

که در آن C^p، غلظت سرب در ماده‌ی خشک شاهی ($mg\ kg^{-1}$) و C^s، غلظت سرب کل در خاک ($mg\ kg^{-1}$) است.

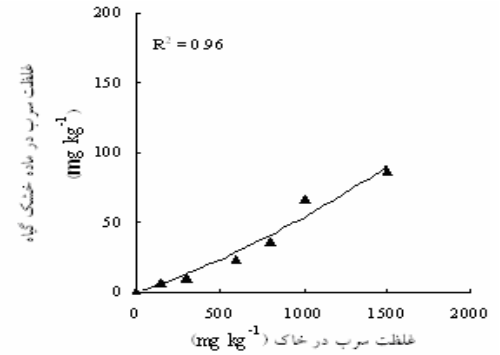
برای روندیابی تغییرات عملکرد نسبی گیاه، مقدار عملکرد گیاه در تیمار شاهد (بدون آلودگی سرب و سایر تنشها) برابر با بیشینه‌ی عملکرد پنداشته شد و عملکرد نسبی گیاه شاهی در سطوح مختلف آلودگی سرب در خاک محاسبه گردید. سپس، مدل زیر به داده‌های عملکرد نسبی گیاه برازش داده شد و روند تغییرات عملکرد نسبی شاهی با غلظت سرب در خاک بدست آمد (شکل ۳):

$$\frac{Y}{Y_m} = 1 - a\left(C^s - C^*\right) \qquad (۲)$$

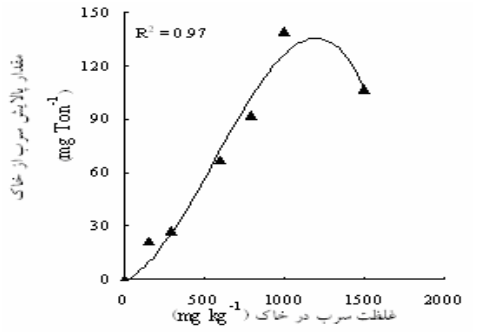
که در آن Y و Y_m به ترتیب عملکرد گیاه با و بدون آلودگی سربی ($kg\ ha^{-1}$)، C^s غلظت سرب کل در خاک ($mg\ kg^{-1}$)، C^* غلظت کل سرب خاک در آستانه‌ی کاهش عملکرد گیاه و a شیب خط کاهش است. مقدار C^* و a برای گیاه شاهی با استفاده از روش بهینه‌سازی حداقل مربعات خطا برابر با ۶۰۰ و ۰/۰۰۰۶۵ بدست آمد. مقدار Y_m برابر ۷۳۸۱/۲۱ $kg\ ha^{-1}$ بود.

مقدار پالایش سرب از خاک از حاصلضرب مدل تغییرات غلظت سرب در ماده‌ی خشک شاهی (رابطه‌ی ۱) و مدل تغییرات عملکرد نسبی گیاه در سطوح مختلف غلظت سرب در خاک (رابطه‌ی ۲)، بدست آمد. شکل (۲) مقدار سرب

پالوده شده از خاک را در سطوح مختلف غلظت سرب در خاک نشان می‌دهد. شکل(۲) نشان می‌دهد که مقدار سرب پالوده شده از خاک تا $1000\ mg\ kg^{-1}$ افزایش و از ۱۰۰۰ تا $1500 mg\ kg^{-1}$ کاهش می‌یابد.

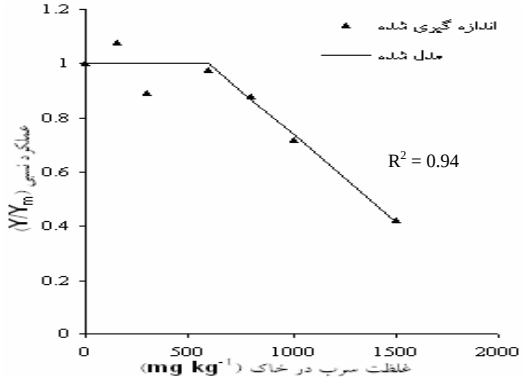


شکل ۱: تغییرات غلظت سرب در ماده‌ی خشک شاهی در سطوح مختلف آلودگی سربی خاک.

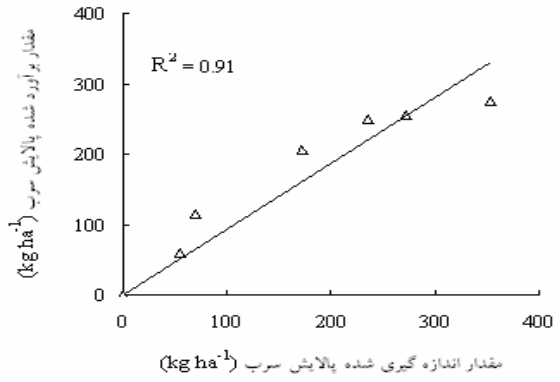


شکل ۲: تغییرات مقدار سرب پالوده شده از خاک در سطوح مختلف آلودگی سربی توسط شاهی.

شکل (۴) همبستگی بالای مقدار برآورد شده‌ی پالایش سرب از خاک توسط شاهی را در برابر مقادیر اندازه‌گیری شده‌ی آن نشان می‌دهد($R^2 = 91$). نتایج نشان داد که گیاه شاهی برخلاف توانایی‌اش در تحمل آلودگی‌های بالای سرب، در زدودن آن از خاک چندان توانا نیست. بنابراین، نمی‌توان آلودگی‌های حادّ سربی در خاک را با استفاده از گیاه شاهی پالود. لیکن، از آن برای کاهش آلودگی سربی تا حدّی معین می‌توان استفاده نمود.



شکل ۳: تغییرات عملکرد نسبی شاهی در سطوح مختلف آلودگی سربی خاک



شکل ۴: مقایسه مقادیر برآورد شده و اندازه‌گیری شده‌ی پالایش سرب از خاک توسط شاهی.

منابع

[1] Alkorta, I., J. Hernandez-Allica, J.M. Becerril, I. Amezaga, I. Albizu and C. Garbisu. 2004. Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead, and arsenic. Reviews in Environmental Science and Biotechnology 3: 71–90.

[2] Alloway, B.J. (1990). Heavy metals in soils: Lead. Blackie and Glasgow. Ltd. London. pp.177-196.

[3] Brooks, R.R. (1999). Phytochemistry of hyperaccumulators. In: Plants that hyperaccumulate heavy metals, ed. Brooks, R.R., pp. 261-289. University Press, Cambridge.

مدل‌سازی پالایش‌سبز سرب و کادمیم از خاک‌های آلوده

حبیب خداوردی‌لو و مهدی همایی

به ترتیب عضو هیات علمی دانشگاه ارومیه، دانشکده کشاورزی، گروه خاکشناسی *hkhodaverdiloo@yahoo.com* و دانشیار دانشگاه تربیت مدرس.

مقدمه

پالایش‌سبز (Phytoremediation) روشی نوین برای زدودن آلودگی‌های خاک و آب است [۲] که در مقایسه با سایر روش‌های پالایش، بسیار کم‌هزینه و ساده است. مدل‌های پالایش‌سبز برای شناخت بیشتر فرایندهای حاکم بر پدیده‌ی پالایش و مدیریت خاک‌های آلوده اهمّیت ویژه‌ای دارند. بررسی منابع نشان می‌دهد که تاکنون به دلیل پیچیدگی پیوستار خاک- گیاه- نیوار، مدل‌هایی اندک برای پالایش‌سبز پیشنهاد شده‌اند[۴]. هدف از این پژوهش، مدل‌سازی پالایش‌سبز خاک‌های آلوده به سرب و کادمیم بود. بدین منظور، مدلی نوین بر مبنای رفتار خاک و گیاه نسبت به سطوح متغیر آلاینده‌ها ارایه شد. در این مدل، هم‌دمای برون‌جذبی (Adsorption isotherm) خاک بیانگر رفتار خاک در برابر آلاینده و تغییرات نرخ جذب آلاینده به وسیله گیاه، بازتاب رفتار گیاه در برابر آلاینده در نظر گرفته شد و مدل‌های ساده‌ای برای برآورد زمان لازم برای پالایش آلاینده‌ها پیشنهاد گردید.

مواد و روشها

ضریب توزیع خاک (Soil Distribution Coefficient, K_{SD}) ($l\ kg^{-1}$) با برازش مدل هم‌دمای برون‌جذبی خطی (Linear) بر مقادیر اندازه‌گیری شده‌ی جذب سرب و کادمیم در غلظت‌های مختلف محلول تعادلی به دست آمد [۱]:

$$S = K_{SD} C \qquad (۱)$$

در رابطه‌ی بالا S، مقدار آلاینده‌ی جذب شده در واحد جرم خاک ($mg\ kg^{-1}$)، C، غلظت محلول‌های تعادلی ($mg\ l^{-1}$) است.

خاکی با بافت لوم شنی با غلظت‌های مختلف سرب و کادمیم آلوده شد. گیاهان شاهی (*Barbarea verna*) و اسفناج (*Spinacia oleracea* L.) پس از کاشت در پنج بازه‌ی زمانی برداشت شدند. غلظت کل سرب و کادمیم در گیاه و خاک به ترتیب با روش اکسیداسیونِ تر و اکسیداسیون با اسید نیتریک ۴ مولار عصاره‌گیری و با دستگاه‌های جذب اتمی و کوره‌ی گرافیتی اندازه‌گیری شد [۳].

برای مدل‌سازی پالایش‌سبز نظریه‌ی نوینی بر مبنای رفتار خاک (هم‌دمای برون جذبی خاک) و گیاه (نرخ جذب آلاینده به وسیله گیاه) در برابر آلاینده‌ها ارایه شد. بدین شکل که اگر نرخ پالایش‌سبز آلاینده را مقداری از آلاینده در نظر گرفته شود که گیاه در واحد زمان از واحد حجم خاک می‌پالاید، آنگاه می‌توان نوشت:

$$Vr_{\circ} = \frac{dM_v}{dt} = \frac{d\left[V\left(S\rho_b + C\theta\right)\right]}{dt} \Rightarrow r_{\circ} = \frac{d\left(S\rho_b + C\theta\right)}{dt} \qquad (۲)$$

که در آن M_v (M) کل جرم آلاینده در حجم V از خاک، S (MM^{-1}) جرم آلاینده‌ی جذب شده در واحد جرم بخش جامد خاک، ρ_b (ML^{-3}) جرم‌ویژه‌ی ظاهری خاک، C (ML^{-3}) غلظت آلاینده در محلول خاک و θ (L^3L^{-3}) رطوبت حجمی خاک، $r_{\circ}$ ($ML^{-3}T^{-1}$) نرخ پالایش سبز آلاینده و t (T) زمان است.

با قرار دادن S از رابطه (۱)، بازنویسی رابطه‌ی (۲) و انتگرال گیری از معادله‌ی دیفرانسیلی از کران‌های $C = C_0$ تا $C = C_f$ و $t = 0$ تا $t = t_r$ داریم:

$$\int_{C_0}^{C_f} dC = \frac{r_{\circ}}{\left(K_{SD}\rho_b + \theta\right)} \int_0^{t_r} dt \qquad (۳)$$

که در آن C_0 غلظت آلاینده در زمان آغاز پالایش، C_f غلظت مجاز آلاینده در خاک و یا غلظت دلخواه و t_r زمان لازم برای پالایش است.

حال با قرار دادن r_0 به عنوان تابع مرتبه‌ی صفر ($r_0 = -\frac{\Delta C}{\Delta t} = k_0 \Rightarrow r_0 = -k_0$)، مرتبه‌ی یک ($r_0 = -\frac{\Delta C}{\Delta t} = k_1 C \Rightarrow r_0 = -k_1 C$) و مرتبه‌ی دو ($r_0 = -\frac{\Delta C}{\Delta t} = \frac{k_2}{C} \Rightarrow r_0 = -\frac{k_2}{C}$) زمان لازم برای پالایش C آلاینده به ترتیب به قرار زیر بدست می آید:

$$t_r = \frac{(K_{SD}\rho_b + \theta)}{k_0}(C_0 - C_f) \qquad (۴)$$

$$t_r = \frac{(K_{SD}\rho_b + \theta)}{k_1}\ln\frac{C_0}{C_f} \qquad (۵)$$

$$t_r = \frac{(K_{SD}\rho_b + \theta)}{2k_2}\ln(C_0^2 - C_f^2) \qquad (۶)$$

ضرایب k_0 ($ML^{-3}T^{-1}$)، k_1 (T^{-1}) و k_2 ($M^2L^{-6}T^{-1}$) در روابط فوق با روش بهینه‌سازی حداقل مجموع مربعات خطا برای هر گیاه و هر فلز به دست آمد.

نتایج و بحث

نتایج بدست آمده، برازش مناسب مدل خطی بر هم‌دمای برون‌جذبی سرب و کادمیم را به خوبی نشان داد. مقدار ضریب K_{SD} برای سرب و کادمیم با روش بهینه‌سازی حداقل مجموع مربعات خطا بترتیب ۲۲/۷۴ و ۲۳/۱۷ ($l\ kg^{-1}$) بدست آمد.

اعتبارسنجی کمّی مدل‌ها در برآورد مدت زمان لازم برای پالایش‌سبز سرب و کادمیم از خاک نشان داد که رابطه (۵) از کارآیی بالایی در برآورد زمان پالایش‌سبز سرب از خاک به وسیله شاهی ($RMSE$ = ۱۴۰ و R^2 = ۰/۹۹) و اسفناج ($RMSE$ = ۱۹۲۲ و R^2 = ۰/۹۸) برخوردار است. مقدار k_1 برای شاهی و اسفناج به ترتیب برابر با $۱/۷۱\times۱۰^{-۲}$ و $۰/۱۶\times۱۰^{-۲}$ (Yr^{-1}) بدست آمد. همچنین، نتایج نشان داد که هر چند در مورد کادمیم رابطه (۴) کارآمدتر از دو رابطه‌ی دیگر است، اعتبار کمتری دارد (R^2 < ۰/۷۰). این امر را می‌توان به حلالیت بالای کادمیم در خاک نسبت داد. زیرا، بخشی از کادمیم موجود در خاک می‌تواند با جریان ترجیحی (که در مدل گنجانده نشده است) از ریشه‌راه‌های بوجود آمده در خاک از منطقه‌ی ریشه‌دهی گیاه خارج گردد. با وجود این، برای دست یافتن به برآوردهایی کلّی از زمان پالایش کادمیم از خاک می‌توان از رابطه (۴) استفاده کرد.

منابع

[1] Adhikari, T. and M. V. Singh. 2003. Sorption characteristics of lead and cadmium in some soils of India. Geoderma 114: 81–92.

[2] Glick, B. R. 2003. Phytoremediation: Synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. Biotech. Adv. 21: 383-393.

[3] Gupta, P. K. 2000. Soil, Plant, Water and Fertilizer Analysis. Agrobios, New Delhi, India, 438p.

[4] Mathur, S. 2004. Modelling phytoremediation of soils. Practice Periodical of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste Management, 8(4): 286-297.

بررسی اثر آلاینده های هیدروکربنه نفتی (گازوئیل) بر برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک آلوده

نفیسه رنگ زن و احمد لندی

دانشجوی سابق کارشناس ارشد و استادیار گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز.
nafas023@yahoo.com foahmad@yahoo.ca

مقدمه

متأسفانه یکی از اجزای لاینفک رشد سریع جمعیت و فرایند های صنعتی شدن، ایجاد آلودگی های زیست محیطی می باشد. در بسیاری از موارد بی توجهی به مناطق آلوده و یا مناطقی که در معرض آلودگی قرار دارند، اثرات جبران ناپذیری بر سلامت محیط زیست و به تبع آن بر ادامه نسل سالم بشری، خواهد داشت. در مناطق مختلف بویژه مناطق نفت خیز کشور، آلودگی های موضعی و گاهاً وسیع در پی نشت و یا عدم توجه در انتقال مواد نفتی مشاهده می شود. فرآورده های نفتی در عین سودمندی برای ایجاد رفاه و راحتی زندگی انسان امروزی، می توانند با ورود به چرخه غذایی انسان ها مسبب ایجاد انواع بیماری ها از جمله سرطان باشند؛ چنانچه طی تحقیقات متعدد خاصیت سرطانزایی و موتاژنی بسیاری از ترکیبات هیدروکربنه به اثبات رسیده است که از جمله این ترکیبات می توان به PAHs (ترکیبات آروماتیکی چند حلقه ای) اشاره کرد. خاک به عنوان بستر تولید مواد غذایی مورد نیاز انسان ها از ارزش و اهمیت زیادی برخوردار است و به همین اندازه گاهاً مورد بی توجهی قرار می گیرد. ورود انواع مواد آلاینده به شکل مستقیم و یا غیرمستقیم (از طریق آب و هوا)، این محیط را دستخوش تغییرات می کند که مانند تمام اجزای طبیعت، خاک نیز همواره در جهت برخورد با تغییرات وارد عمل می شود؛ اما در برخی موارد تعادل موجود در خاک بر هم خورده و خاک با چالشی به نام آلودگی مواجه می شود. در این مواقع دخالت بشر به منظور کمک به فرایند های طبیعی پاکسازی و تسریع آنها، ضروری به نظر می رسد؛ از جمله روش های پاکسازی که امروزه توجه زیادی به آن می شود گیاه پالایی است که طبق تعریف روشی است که با ادغام تکنولوژی های بشری و فرایند های طبیعی پاکسازی، آلاینده ها را از محیط های آلوده حذف می کند؛ اما آنچه در این فرایند از اهمیت ویژه ای برخوردار است، استقرار جوامع پایدار گیاهی ست که از سلامت کافی برخوردار بوده و توان مقابله با آلاینده ها را داشته باشند [۳]؛ در این راستا بررسی تغییرات ویژگی های خاک به عنوان اولین محیط ملاقات گیاه با مواد آلاینده و واسطه بین این دو ضروری به نظر می رسد. به این منظور، این تحقیق با هدف بررسی اثر مواد آلاینده هیدروکربنه (گازوئیل) بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک صورت گرفت.

مواد و روشها

جهت انجام این تحقیق نمونه خاک غیرآلوده (حاوی مقادیر مناسب مواد آلی پوسیده) برداشت و برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آن (شامل بافت، درجه اشباعی، میزان آهک، pH، Ec، ازت، فسفر، پتاسیم، کربن آلی، کلسیم، منیزیم، سدیم، گوگرد، آهن، روی، مس و منگنز) با روش های استاندارد اندازه گیری شد. سپس مقدار مشخصی گازوئیل به پنج کیلوگرم خاک غیرآلوده افزوده شد؛ به نحوی که غلظت ماده آلاینده در خاک به ۴۰۰۰۰ پی پی ام (۴ درصد وزنی) رسید (برای اضافه کردن گازوئیل به مقادیر حجمی آن نیاز بود که با استفاده از روش برآورد وزنِ حجم مشخصی از ماده، جرم مخصوص آن ۰/۸۴ محاسبه شد و مقادیر معین گازوئیل توسط پی پت به خاک اضافه گردید). به منظور یکنواختی در توزیع آلاینده، خاک توسط همزن به خوبی مخلوط شد. خاک طی دوره ۱۲۰ روزه در شرایط انکوباسیون نگه داری و پس از گذشت این زمان، خصوصیات خاک آلوده مورد آزمایش قرار گرفت. به این ترتیب این تحقیق در قالب طرح آماری کاملاً تصادفی با ۲ تیمار خاک (خاک غیرآلوده (شاهد)، خاک آلوده با گازوئیل در غلظت ۴۰۰۰۰ پی پی ام)، در ۳ تکرار اجرا گردید. آزمون دانکن جهت مقایسه میانگین ها انتخاب و از نرم افزار SPSS جهت انجام بررسی های آماری استفاده شد.

نتایج و بحث

بافت خاک موردآزمایش لومی رسی تشخیص داده شد. نتایج نشان دادpH خاک در محیط آلوده نسبت به محیط غیرآلوده بشکل معنی داری افزایش یافت(در سطح ۱٪)؛ با توجه به اینکه خاک مورد بررسی حاوی مقادیر زیادی آهک (حدود ۴۰ درصد) بود و این ماده ظرفیت بافری خاک (مقاومت در برابر تغییر pH) را افزایش می دهد، توانایی گازوئیل در تغییر pH قابل توجه به نظر می‌رسد. مقدار Ec در خاک غیر آلوده(تیمار شاهد) ۶/۳ دسی زیمنس بر متر گزارش شدکه با آلوده شدن خاک توسط گازوئیل این مقدار به۹/۱دسی‌زیمنس بر متر افزایش پیدا کرد که‌علت آن را می‌توان به نمکهای معدنی موجود در گازوئیل نسبت داد. با اندازه‌گیری مقدار کربن آلی و ازت و محاسبه نسبتC:N در خاک غیرآلوده نسبت به خاک آلوده،نتایج نشاندهنده افزایش این نسبت از ۱۱:۱ به ۲۴:۱ بود؛ بطورکلی مقدارکربن در خاک آلوده افزایش معنی‌داری را نشان‌می‌دهد در حالیکه مقادیر ازت در عین‌کاهش‌مقادیر، اختلاف معنی‌داری با تیمار شاهد نداشت. مقدار فسفر و پتاسیم در خاک‌آلوده در مقایسه با تیمار شاهد دچارکاهش‌شدندکه درموردپتاسیم،مقادیرکاهش یافته در سطح ۱ درصد معنی دار نبود. با اندازه گیری میزان گوگرد(سولفات) در خاک آلوده، افزایش معنی‌داری نسبت به تیمار شاهد مشاهده شد که این اختلاف می‌تواند منتج از حضور ترکیبات گوگرددار در گازوئیل باشد. درمورد عناصر میکرو(شامل آهن، مس، روی و منگنز) از لحاظ کمی تغییرات معنی‌دار، مشاهده نشد؛ اما به شکل غیرمستقیم، با افزایش pH احتمال دسترسی گیاه به این عناصر(در شرایط حضورگیاه) کاهش می‌یابد. درمورد عناصر سدیم، کلسیم و منیزیم درخاک آلوده افزایش مقادیر رخ داد که درمورد کلسیم و منیزیم مقدار افزایش‌یافته در سطح ۱درصد معنی‌دار نبود. بر اساس نتایج سایر محققین، عموماً در خاکهای آلوده به هیدروکربن های نفتی کمبود عناصر نیتروژن و فسفر به شدت احساس می شود؛ این موضوع از آنجا نشأت می گیرد که ترکیبات آلاینده هیدروکربنه موادی سرشار از کربن هستند که معمولاً به مقدار بسیار کمی نیتروژن و فسفر دارا هستند. حضور منابع سرشار از کربن باعث افزایش بیش از حد فعالیت های میکروبی می شود که این عمل با پدیده آلی شدن منابع نیتروژن و فسفر موجود در خاک همراه است و باعث ایجاد دوران رکود نسبتاً طولانی این عناصر در خاک می گردد. به عنوان مثال، بیدربیک و همکاران (۱۹۹۳) دریافتند در اثر استفاده از لجن های نفتی، دوران رکودی معادل دو سال برای نیتروژن و حدود یک سال برای فسفر، در خاک ایجاد گردید[۱]. بنابراین چنین به نظر می رسد که حتی اگر خاک آلوده از نظر عناصر غذایی فقیر نباشد، همواره اضافه کردن عناصر غذایی بویژه کودهای ازته و فسفره ضروری به نظر می رسد. با اندازه گیری درصد اشباعی (SP) در خاک آلوده نسبت به خاک غیرآلوده، کاهشی معنی دار مشاهده شد که نشاندهنده کاهش حجم فضاهای مفید و مؤثر در خاک در اثر حضور گازوئیل می باشد. بورچهارد و همکاران(۲۰۰۴) با بررسی محتویات آب در خاک های با سطوح مختلف آلودگی ناشی از ترکیبات هیدروکربنه در فشار های مختلف در دستگاه Pressure Plate دریافتند در فشارهای کم (۰/۰۱ بار) میزان آب در خاک آلوده کمتر است، اما با افزایش فشار به ۱ بار میزان محتویات آب در خاک آلوده نسبت به خاک غیرآلوده و همچنین خاک های با آلودگی کمتر، بیشتر است که نشاندهنده نگهداشت آب با نیروی بیشتر در خاک آلوده است[۲]؛ بعبارت دیگر در خاکهای آلوده به هیدروکربنهای نفتی آب در مقادیر کمتر و با نیرویی به مراتب بیشتر نسبت به خاکهای غیرآلوده نگهداری می شود و همین عامل احتمال عدم دسترسی گیاهان به آب را در اینگونه خاک ها تشدید می‌کند. به طور کلی گازوئیل بعنوان یکی از ترکیبات هیدروکربنه نفتی، علاوه بر تأثیرات اثبات شده آن مبنی بر سمیت برخی از ترکیبات موجود در آن(از جمله PAHs) و همچنین ممانعت از دستیابی گیاهان به آب و اکسیژن موردنیاز جهت‌رشد و نمو، بعنوان آلاینده‌ای مؤثر، خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و حاصلخیزی خاکها را به شدت تحت تأثیر قرارمی‌دهد. بنابراین در صورت تصمیم به اجرای طرح گیاه پالایی در محیطهای آلوده به هیدروکربنهای نفتی، انجام آزمایشات و افزودن مقادیر متناسب انواع کود به خاک، ضروری به نظر می‌رسد.

منابع

[1] Biderbeck, V. O., Jacques. R. M. 1993. Use of Heavy Oil Waste Sludge for Protection and Improvement of Sandy Soil. Agriculture and Agri-food Canada, SK, and Environment Canada.

[2] Burchhard, S. R., Pirkl, D. 2004. A Study of Soil Water-Holding Properties as Affected by TPH Contamination

[3] Frick, C. M., Farrel, R. E., Germida. J. J. 1999. Assessment of Phytoremediation as an In situ Technique for Cleaning Oil-Contamination Sites.

جوانه زنی و رشد برخی ازگیاهان در خاک های آلوده به هیدروکربن های نفتی

اصغر بسالت پور، محمد علی حاج عباسی، امیر حسین خوشگفتار منش و مجید افیونی

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد، دانشیار، استادیار و استاد گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان. a_besalatpour@ag.iut.ac.ir

مقدمه

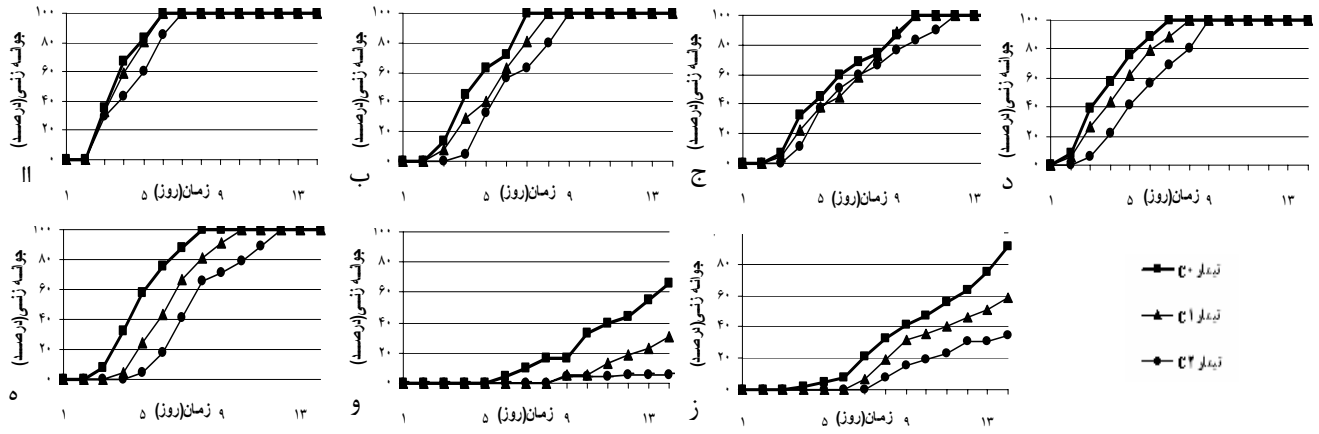
آلودگی خاک ها به هیدروکربن های نفتی، یکی از مهم ترین مشکلات زیست محیطی در برخی از نقاط کشور، به ویژه در اطراف پالایشگاه های نفت، نظیر پالایشگاه نفت تهران می باشد. وجود این آلاینده ها در خاک می تواند سبب بروز سمیت برای انسان ها و سایر موجودات زنده شده و موجبات آلودگی منابع آب های سطحی و زیرزمینی را نیز فراهم آورند، لذا باید به نحوی از محیط زیست حذف گردند[۲و۳].جهت دستیابی به حداکثر کاهش در آلاینده های نفتی موجود در خاک در روش گیاه پالایی، باید گیاهان به گونه ای انتخاب شوند که قابلیت رشد و آدابته شدن با محیط آلوده را داشته باشند و نسبت به آلاینده های موجود در منطقه، مقاوم بوده و نیز حداکثر جوانه زنی، رشد و توسعه و سطح ویژه ریشه را داشته باشند[۱].

مواد و روشها

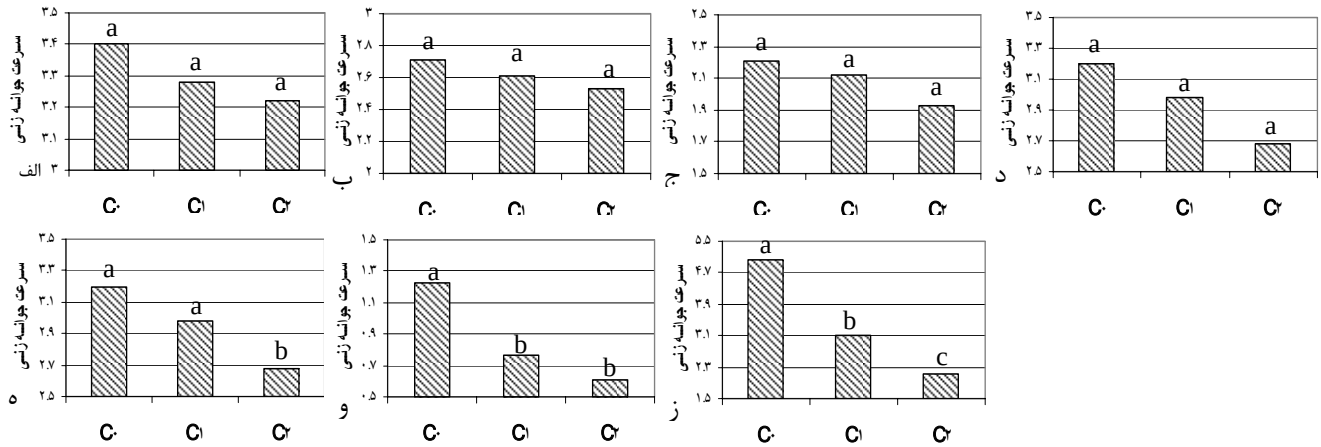
جهت انجام این پژوهش، خاک آلوده به هیدروکربن های نفتی(خاک کامل آلوده)، از دریاچه ای که پسماندها و ضایعات پالایشگاه نفت تهران در آن رها می شود، واقع در روستای عظیم آباد و خاک بدون آلودگی(خاک.C) از مزارع اطراف همان منطقه برداشت شد. سپس خاک کامل آلوده و بدون آلودگی با نسبت های وزنی ۱:۱ (تیمارC_1) و ۱:۳ (خاک آلوده۳ برابر خاک بدون آلودگی، تیمارC_2) کاملاً با یکدیگر مخلوط شدند. غلظت کل هیدروکربن های نفتی(TPH) و نیز برخی از هیدروکربن های چند حلقه ای(PAH) با عصاره گیری به روش سوکسله با نسبت مساوی ان - هگزان و دی کلرومتان و سپس قرائت با دستگاه GC،تعیین شد(جدول۱). آنگاه طی مطالعات گلخانه ای، سرعت و درصد جوانه زنی(طی دوره ۱۴ روزه) و قابلیت رشد (طی دوره ۲ ماهه) هفت گیاه آفتابگردان، گلرنگ، کلزا، شبدر، اگروپایرون، تال فسکیو و پوکسنلیا، در سه سطح خاک مذکور و در ۳ تکرار مورد بررسی قرار گرفت.

نتایج و بحث

وجود هیدروکربن های نفتی در خاک بر جوانه زنی بذر گیاهان آفتابگردان، گلرنگ، اگروپایرون و شبدر بی اثر بوده، اما موجب تأخیر۲ و۳ روزه، به ترتیب در خاک های C_1 و C_2، در شروع جوانه زنی بذر گیاه کلزا و همچنین تأخیر ۴ روزه و کاهش ۵۲ درصدی در میزان جوانه زنی بذر گیاه فسکیو و کاهش ۳۲ و ۵۶ درصدی در میزان جوانه زنی بذرها ی گیاه پوکسنلیا به ترتیب برای خاک های C_1 و C_2 نسبت به خاک .C شده است(شکل ۱و۲). همچنین گیاهان شبدر و کلزا خشک گردیده و فاقد عملکرد ماده خشک گیاهی در انتهای دوره آزمایشی بوده اند(جدول۲). میزان کاهش رشد و عملکرد ماده خشک گیاهی، برای گیاهان گلرنگ و آفتابگردان، در خاک C_2 بیشتر از خاک C_1 بوده است. ولی این کاهش رشد برای گیاهان فسکیو و اگروپایرون، فقط در خاک C_2 نسبت به خاک .C قابل مشاهده است و برای خاک C_1 ، نسبتاً ناچیز است. برای گیاه پوکسنلیا نیز اختلاف معنی داری، مبنی برکاهش رشد و عملکرد ماده خشک گیاهی، در هیچ یک از سطوح آلودگی C_1 و C_2 دیده نمی شود(جدول۲). بنابراین به نظر می رسد که اگرچه وجود هیدروکربن های نفتی در خاک نتوانسته بر جوانه زنی گیاهان آفتابگردان، گلرنگ، شبدر و کلزا اثر گذار باشد، ولی این گیاهان فاقد رشد و عملکرد مناسب بوده و لذا جهت استفاده در مطالعات بعدی گیاه پالایی خاک های آلوده به نفت منطقه مورد مطالعه، قابل توجه نیستند. این در حالیست که گیاهان فسکیو، اگروپایرون و پوکسنلیا، به سبب دوام و عملکرد ماده خشک گیاهی نسبتاً مناسب، جهت مطالعات بعدی گیاه پالایی خاک های آلوده منطقه پیشنهاد می گردند.



شکل۱: درصد جوانه زنی بذر گیاهان(الف :آفتابگردان، ب: گلرنگ، ج :اگروپایرون، د: شبدر، ه: کلزا، و: فسکیو و ز: پوکسنلیا) درتیمار های خاک .C ، C_1 وC_2



شکل۲: سرعت جوانه زنی بذر گیاهان(الف :آفتابگردان، ب: گلرنگ، ج :اگروپایرون، د: شبدر، ه: کلزا، و: فسکیو و ز: پوکسنلیا) درتیمار های خاک . C، C_1 و C_2.

گیاه	تیمار C_0	تیمار C_1	تیمار C_2
آفتابگردان	۲۸۷۵^{a*}	۲۱۲۱^{b}	۱۴۵۷^{c}
گلرنگ	۹۷۴^{a}	۵۸۵^{b}	۲۶۴^{c}
کلزا	۵۶۵	۰	۰
شبدر	۴۳۷	۰	۰
اگروپایرون	۱۲۲۱^{a}	۹۳۱^{a}	۶۰۱^{b}
فسکیو	۸۵۶^{a}	۶۴۹^{a}	۲۸۳^{b}
پوکسنلیا	۶۴۱^{a}	۵۸۹^{a}	۴۸۷^{a}

جدول۲: مقایسه میانگین های وزن خشک(میلی گرم) گیاهان مختلف در سطوح مختلف آلودگی.* هر سطر که دارای حداقل یک حرف مشترک باشد، فاقد اختلاف معنی دار در سطح ۵ درصد است.

PAH	mg kg^{-1}
Naphthalene	۴۲/۰
Phenantheren	۳۱/۷
Anthracene	۲/۸
Fluoranthene	۲۶/۷
Pyrene	۱۸/۳
Benzo[k]fluoranthene	۰/۲
Benz[a] pyrene	۰/۴
Benzo[g,h,i]perylene	۷/۰
TPH	۱۰۲۵۸۶/۲

جدول۱: غلظت کل هیدروکربن های نفتی(TPH) و برخی از هیدروکربن های چند حلقه ای(PAH) در خاک کامل آلوده.

منابع

[1] April,W. and R.C, Sims. 1990. Evaluation of prairie grasses for stimulating polycyclic aromatic hydrocarbon treatment in soil. Chemosphere. 20:253-265.

[2] Gao YZ, Zhu LZ. 2004. Plant uptake, accumulation and translocation of phenanthrene and pyrene in soils. Chemosphere. 55:1169– 78.

[3] Gevao B, Jones KC, Hamilton TJ. 1998. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) deposition in a small rural lake Cumbria, UK. Sci Total Environ .215: 231– 42.

بررسی روند تغییرات سرب در خاک تیمارشده با کمپوست شهری و لجن فاضلاب طی شش سال متوالی

علیرضا مرجوی و محمود صلحی

اعضای هیات علمی بخش تحقیقات خاک و آب مرکز تحقیقات کشاورزی اصفهان.
amarjovvi@yahoo.com

مقدمه

وجود مواد معدنی و فلزات سنگین در کمپوست و لجن فاضلاب محتمل است و چه بسا مصرف بی رویه آن و بدون اعمال مدیریت خاص موجب آلودگی و شوری خاکها گردد که خطرات جبران ناپذیری به بار می آورد [۳و۷] . یکی از عوامل مهم و تعیین کننده کیفیت کود کمپوست و لجن فاضلاب مقدار وفرم عناصر سنگین آن است[۵] . مصرف این کودها در کشاورزی می تواند باعث انتقال عناصر سنگین به گیاه واز آن طریق به دامها وانسان شود. گزارشات زیادی وجود دارد که نشان میدهد فاضلابهای پالایش نشده توانایی افزایش اندازه عناصر سنگین را در خاک داشته و در برخی جاها به مرز زیان آوری هم رسانده است . مک فرسون گزارش می کند که بین انباشتگی عناصر سنگین در خاک و گیاهان با اندازه کل پساب بکار رفته در یک سال همبستگی چشمگیری دیده می شود [۶]. همچنین در تحقیقی که طی ۶ سال با مصرف کمپوست، بر روی تناوب گندم، ذرت وچغندر قند انجام گرفته نشان داد که عنصر روی در دانه گندم ومس در چغندر قند افزایش یافته است. با این حال عناصری مانند کادمیم، کرم ونیکل هیچگونه افزایشی در محصول نشان ندادند [۴]. از بین عناصر سنگینی که در لجن فاضلاب و کمپوست شهری مورد تجزیه قرار گرفته اند سرب بیشترین میزان را به خود اختصاص داده است [۲]. عامل انتقال سرب به خاک علاوه بر کودهای کمپوست و لجن فاضلاب، وسایل موتوری، خراشیدگی لاستیکها، کارخانه های لاستیک و پلاستیک سازی، حشره کشها، باطری های اتومبیل ها و استفاده از رنگ می باشد. pH و CEC اصلی ترین خواص خاک در غیر متحرک شدن سرب هستند. غلظت بحرانی سرب کل در خاک ۴۰۰-۱۰۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک گزارش گردیده و حد بحرانی آن در گیاه ۳۰۰-۳۰ میلی گرم در کیلوگرم است [۱] . کاهش جذب سرب در گیاه با افزایش فسفر ، مواد آلی ، و pH خاک مرتبط است.

مواد و روشها

آزمایش از سال ۱۳۷۹ تا ۱۳۸۴ در ایستگاه تحقیقاتی و زهکشی رودشت اصفهان اجرا شد. کرتها در طول اجرای آزمایش ثابت و با ابعاد ۱۰× ۴ متر مربع با سه تکرار و پنج تیمار شامل دو سطح کود کمپوست زباله‌های شهری و دو سطح کود لجن فاضلاب انسانی به قرار زیر بودند. ۱- شاهد بدون اضافه کردن هیچگونه کودآلی در طول دوره‌های آزمایش. ۲-تیمار کود کمپوست شهری به میزان ۲۵ تن در هر هکتار. ۳- تیمار کود کمپوست شهری به میزان ۵۰ تن در هکتار. ۴- تیمار لجن فاضلاب انسانی به میزان ۱۵ تن درهکتار. ۵- تیمار لجن فاضلاب انسانی به میزان ۳۰ تن در هکتار. طرح آماری مورد استفاده بلوکهای کامل تصادفی بود. در سال اول پس از انتخاب زمین نسبت به تسطیح و کرت‌بندی زمین اقدام شد سپس تیمارهای کودآلی اعمال گشت و پس از مخلوط کردن آنها باعمق شخم، کشت چغندرقند انجام گرفت و کلیه عملیات داشت در مراحل مختلف انجام گرفت. پس از پایان کشت نسبت به نمونه برداری از گیاه به تفکیک اندام هوایی و ریشه اقدام شد. در سالهای دوم، سوم، چهارم، پنجم و ششم به ترتیب کشتهای ذرت، پیاز، گندم، آیش و چغندر قند صورت پذیرفت بطوری که قبل از کشتهای ذرت ، گندم و چغندر قند تیمارهای کودهای آلی اعمال شد. پس از مراقبتهای لازم در پایان هر کشت از گیاه به تفکیک اندام هوایی و ریشه نمونه برداری صورت پذیرفت. نمونه‌های گیاهی برای تجزیه‌های لازم به آزمایشگاه منتقل گشت و پس از شستشو با آب معمولی و آب مقطر با استفاده از روش هضم تر و دستگاه جذب اتمیک غلظت عنصر سرب آنها مشخص شد، همچنین از خاک محل اجرای آزمایش به تفکیک تیمار و تکرار نمونه‌برداری از عمق ۳۰-۰ سانتی متر صورت پذیرفت و پس از انتقال به

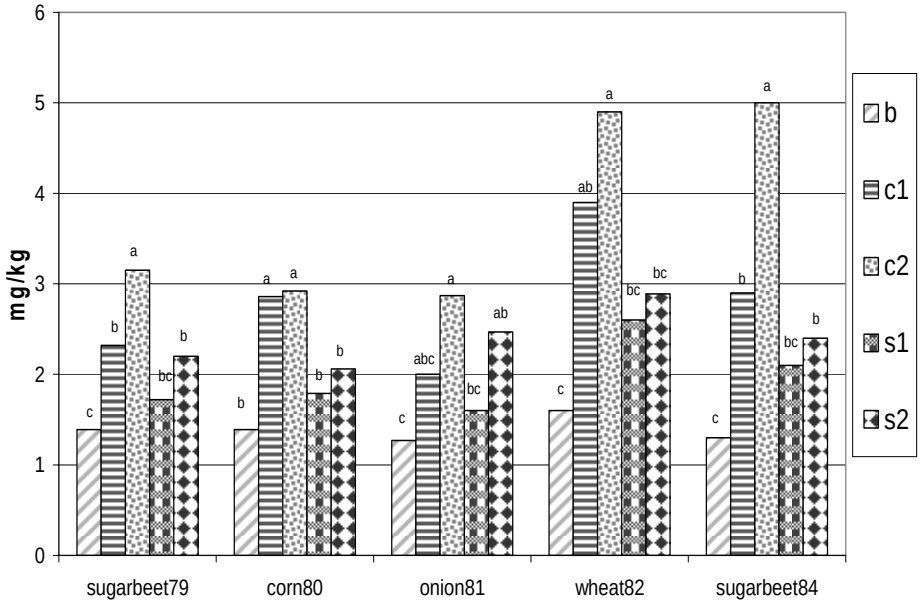
آزمایشگاه با استفاده از روش DTPA نمونه‌ها آماده شده و با استفاده از دستگاه جذب اتمیک غلظت عنصر سرب قابل جذب آنها مشخص شد.

نتایج و بحث

براساس جدول ۱ مشاهده میگردد که لجن فاضلاب از نقطه نظر بسیاری از موارد اندازه گیری شده ارجحیت بیشتری نسبت به کمپوست شهری دارد.

جدول ۱- میانگین چهار ساله نتایج تجزیه نمونه های کود کمپوست ولجن فاضلاب اعمال شده در طول دوره آزمایش

عنصر	EC	pH	N	P	K	Na	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd
نمونه	dS/m		----------%----------						----------mg/kg----------					
کود کمپوست	۲۱/۳	۷/۰۳	۱/۶۲	۰/۴۸	۰/۸۲	۰/۶۱	۳/۵۲	۰/۵۹	۷۰۶۵	۲۶۰	**۵۳۲**	۲۵۸	۱۰۳	۶/۷۶
لجن فاضلاب	۱۱/۵	۶/۹	۲/۶	۰/۵۳	۰/۸۱	۰/۴۳	۴/۱۴	۰/۶۲	۷۹۴۵	۲۵۲	۴۷۲	۴۱۷	۱۱۲	۸/۷۵



شکل ۱- مقایسه میانگینهای سرب قابل جذب تیمارهای مختلف خاک در عمق ۳۰-۰ سانتیمتری طی سالهای مختلف آزمایش

بر اساس شکل ۱ با اولین عرضه تیمارها مشاهده می گردد که شاهد در پایین ترین میزان و کمپوست سطح ۲ در بالاترین میزان سرب قابل جذب در خاک قرار گرفته اند. تیمارهای کمپوست سطح ۱ و لجن سطح ۱ و ۲ نیز تقریبا در یک میزان قرار گرفته اند. با اعمال دومین مرحله کودهای آلی همچنان شاهد در پایین ترین حد خود قرار گرفته و تیمارهای کمپوست در هر دو سطح بالاترین سرب قابل جذب را به خود اختصاص داده اند. کشت سوم تیمارهایی اعمال نشد و به خاک اجازه داده شد تا به یک تعادل نسبی دست پیدا کند لذا مشاهده می شود که همچنان میزان شاهد در پایین ترین سطح و کمپوست ۲ در بالاترین و بعد از آن لجن ۲ قرار می گیرد. لجن ۱ و کمپوست ۱ نیز تقریبا مشابه هستند. با اعمال تیمارها در سال چهارم کماکان شاهد در پایین ترین حد خود و کمپوست سطح ۲ در بالاترین حد و بعد از آن کمپوست سطح ۱ و لجن سطح ۱ و ۲ قرار می گیرند. و نهایتا در سال پنجم وگذشت یکسال آیش و اعمال تیمارها در همان کرتها مشاهده می شود که مجددا شاهد در پایین ترین سطح و کمپوست ۲ در بالاترین

سطح قرار می گیرد. با محاسبه میزان سربی که در هر مرحله وارد خاک می شود و با توجه به جدول ۱ و میزان تناژ عرضه هر یک از تیمارها ی کود آلی می توان به راحتی متوجه این مسئله شد که در تمام مراحل کمپوست سطح ۲ بیشترین سرب را به خاک انتقال می داده است.

منابع

[۱] صلحی ، محمود، محمد جعفر ملکوتی و سعید سماوات. ۱۳۸۴. پراکنش و غلظت مجاز فلزات سنگین در چرخه حیات (خاک، آب، گیاه، دام و انسان) نشریه فنی شماره ۴۷۰ موسسه تحقیقات خاک و آب.

[۲] مرجوی ، علیرضا .۱۳۸۳. بررسی روند تجمعی بعضی از عناصر سنگین در خاک وگیاه در اثر تیمارهای کمپوست شهری ولجن فاضلاب . گزارش نهایی به شماره ۸۳/۱۰۹۱ . سازمان تحقیقات و آموزش کشاورزی، موسسه تحقیقات خاک وآب. مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان

[3] Chang, A.C., J.E.Warneke, A.L.Page and L.J. Lund.1984. Accumulation of heavy metals in sewage sludge-treated soils. J.Environ. Qual.Vol.13,No.1,87-91.

[4] Cortellini, L.1999. Effects of content of organic matter, nitrogen and heavy metals in plants after application of compost and sewage sludge. In: De Bertoldi et al.(Edits).The Science of Composting.Pub. Blackie, London,457-468

[5] Dalzell, H.W.,A.J.Biddlestone, K.R.Gray and K.Thurairagan. 1987.Soil management :compost production and use in tropical and subtropical enviroments. FAO. Soils Bulletin No.56.

[6] Mcpherson, J.B.1979.Land treatment of wastewaters at werribee, past, present and future. Progress in Water Technology. 11: 15-32.

[7] Treatment and use of sewage effluent for Irrigation.1985.Pes-cod .ARAR.Seminar in GYP Rus.

حفظ محیط زیست از طریق مدیریت آبیاری و کاهش علفکشها در شالیزارهای گیلان

مجتبی رضائی[۱]، امیر مهدی عطاریان[۱]، محمد کریم معتمد[۲]، تیمور رضوی پور[۱] و حسن شکری واحد[۱]

۱- اعضاء هیات علمی موسسه تحقیقات برنج کشور.

۲- استاد یاردانشگاه گیلان.

mrezaeii@yahoo.com

مقدمه

اخیراً تلاش های زیادی با هدف مقابله با مشکلات کم آبی به وجود آمده طی سالهای اخیردر اراضی شالیزاری شروع شده است . براساس مطالعات مذکورانجام آبیاری تناوبی با دور ۸ روزه ضمن حفظ عملکرد درحد آبیاری غرقاب دائم باعث صرفه جویی زیادی در میزان آب مصرفی خواهد شد[۲]. اما از انجایی که نقش آب درکشت برنج محدود به تامین نیاز آبی گیاه نمی شود و وضعیت غرقاب ومدیریت آب به عنوان یک عامل درکنترل علفهای هرزشالیزار نه فقط رشد علفهای هرزرا کاهش می‌دهد[۳] بلکه کارایی علف‌کش‌هارا بالا می‌برد. هرگونه تغییردروضعیت غرقاب باعث افزایش شدید علفهای هرز خواهدشد[۴و ۵] .که خود ضرورت استفاده از علفکش های بیشتری را در شرایط خشکسالی به وجود خواهد آورد که به معنای آلودگی بیشتر محیط زیست می باشد. این درحالیست که درشرایط حاضر هرساله ورود مقدارمتنابهی از علفکش ها، سموم و مواد شیمایی مصرف شده درشالیزارهای استان گیلان به محیط زیست از جمله تالاب انزلی باعث ایجاد آلودگی های زیادی می شود. به طوریکه گزارشات نشان می دهد ۲۵ درصد از کل مواد شیمایی مصرف شده دراراضی شالیزاری استان گیلان به تالاب انزلی وارد می شود[۱]. روش مرسوم در اراضی شالیزاری استفاده از دوز ۴ لیتر علفکش بوتاکلر در هکتار می باشد . این طرح با هدف حفظ محیط زیست و منابع آبی موجودسعی دارد با پیش بینی راهکارهایی ضمن استفاده از اثرات مطلوب آبیاری تناوبی ۸ روزه و کاهش مصرف علفکش ها، از رشدسریع و غیرقابل کنترل علف های هرز شالیزارها در شرایط خشکی جلو گیری کند.

مواد و روشها

این تحقیق درقالب اسپلیت‌پلات بر پایه طرح بلوک کامل تصادفی با فاکتور اصلی مدیریت آبیاری در۴ سطح: A1 آبیاری غرقاب دائم ، A2، A3 وA4 قطع غرقاب به ترتیب ۲ ، ۳ و ۴ هفته پس از نشاء کاری و سپس آبیاری با تناوب ۸ روزه و فاکتور فرعی دوز علف‌کش بوتاکلر در۳ سطح B1، B2 و B3 معادل ۰ ، ۲ و ۴ لیتردر هکتاربا رقم هاشمی درگیلان درسه تکرار طی سالهای‌زراعی۴-۱۳۸۳ در اراضی تحقیقاتی موسسه تحقیقات برنج کشور- رشت انجام‌گرفت.

نتایج و بحث

نتایج نشان می‌دهد که زمان شروع آبیاری تناوبی با دور ۸ روزه تا ۴ هفته اول رشد بر برصفات زراعی عملکرددانه، ارتفاع ، تعداد خوشه در متر مربع، طول خوشه و راندمان کاربرد آب عملکرد و اجزاء آن تاثیر ندارد نتایج نمونه برداریهای علف هرز مشخص ساخت که اثر علفکش بر تعداد کل علف هرز در ۲، ۳ و ۵ هفته پس از نشاکاری سبب بروز اختلاف معنی‌دار در سطح ۱ درصد شد و در یک هفته پس از نشاکاری سبب بروز اختلاف معنی‌دار در سطح ۵ درصد گردید در حالیکه در ۴ هفته پس از نشاکاری هیچ اختلاف معنی‌داری بین تیمارها مشاهده نشد.

مقایسه میانگین صفات اندازه گیری شده در تیمارهای آزمایشی نشان داد که اگر چه اختلاف بین تیمارهای آبیاری A2، A3 و A4 ازنظرآماری معنی دار نیست اما تیمار آبیاری A3 یا شروع زمان آبیاری ۳ هفته پس از نشاء کاری با عملکردی معادل ۳۶۰۳ کیلوگرم در مقایسه با دیگر تیمارهای آبیاری A4 که عملکردی به ترتیب معادل ۳۴۱۷و ۳۳۲۵ کیلوگرم درهکتاردارندوضعیت بهتری دارد. ولی اختلاف آن با تیمارشاهدکه باعملکرد ۳۲۰۸ در کلاس b قرار دارد معنی دار است تیمار های A2B2 ، A3B2 A2B3وA3B3 بالاترین و تیمار A1B1 یا آبیاری غرقاب بدون استفاده از علفکش کمترین راندمان راندمان کاربرد آب را داشته اند.

در بررسی اثرات آبیاری نیز مشخص شد که آبیاری سبب بروز اختلاف معنی‌دار در تعداد کل علف هزر در سطح ۱

درصد در پنج هفته پس از نشاکاری می‌گردد، ولی بر روی عملکرد هیچ اختلاف معنی‌داری نشان نمی‌دهد چنانچه هر چه فاصله بین شروع دور آبیاری و زمان وجین علف هرز بیشتر گردد بر تعداد علف هرز افزوده می‌شود و هر چه این فاصله کاهش یابد فرصت کمتری به علف‌های هرز برای تجدید حیات و جوانه‌زنی و رشد اولیه داده خواهد شد و در نیتجه از جمعیت علف هرز کاسته می‌شود.

در بررسی اثرات متقابل علفکش و آبیاری مشاهده شد بیشترین تعداد علف هرز در کلیه نمونه‌برداریها در تیمار A1B1 و کمترین تعداد آن در تیمار A4B3 وجود داشت که از آنجا که بین دوزهای ۳ و ۴ لیتر در هکتار علفکش اختلاف آماری وجود ندارد، لذا تیمار A4B2 نیز قابل توصیه می‌باشد. در مورد عملکرد نیز بیشترین مقدار در تیمار A2B3 با ۴۰۲۲ کیلوگرم در هکتار A3B3 با ۴۰۱۷ کیلوگرم در هکتار و کمترین مقدار آن با ۲۵۲۸ کیلوگرم در هکتار در تیمار A1B1 بدست آمد که در این مورد نیز تیمار A2B2 و A3B2 نیز قابل توصیه می‌باشند، با توجه به نتایج فوق می‌توان و چنین نتیجه‌گیری کرد دوز مصرفی ۲ لیتر در هکتار علفکش مناسبترین دوز مصرفی و تیمار آبیاری A3 مناسبترین تیمار در کنترل علف‌های هرز و عملکرد مطلوبتری می‌باشند.

بیشترین تعداد علف هرز در دوز مصرفی ۰ لیتر در هکتار با ۳۷/۱ علف هرز در متر مربع در اولین نمونه‌برداری (1WAT) مشاهده شد و کمترین تعداد آن با ۲/۶ بوته علف هرز در متر مربع بترتیب در دوزهای مصرفی ۲ و ۴ لیتر در هکتار مشاهده شد که بین دوز مصرفی ۲ و ۴ لیتر اختلاف آماری وجود ندارد. اثر علفکش بر عملکرد نیز سبب بروز اختلاف آماری معنی‌دار در سطح ۱ درصد گردید. در بررسی اثر دوز علفکش در کنترل علف هرز و اثر آن بر عملکرد نیز مشاهده شد که دوز ۰ لیتر در هکتار علفکش دوز مناسب نمی‌باشد و نه تنها نمی‌تواند موجب کنترل موثر علف‌های هرز گردد بلکه با ۲۷۸۷ کیلوگرم در هکتار کمترین مقدار عملکرد را موجب شد در حالیکه دوزهای مصرفی ۲ و ۴ لیتر علفکش در هکتار بترتیب با ۳۶۶۳ و ۳۷۵۶ کیلوگرم در هکتار بیشترین مقدار عملکرد را موجب شدند. در نهایت نتایج نشان داد که دوز مصرفی ۲ لیتر در هکتار علفکش بوتاکلر دارای راندمان کافی و موثر در کنترل علف‌های هرز و دستیابی به عملکرد اقتصادی می‌باشد و می توان به جای استفاده از روش معمول ۴ لیتر هکتار از دوز کمتر ۲ لیتر در هکتار که همان کارایی را دارد استفاده نمود که در سطح ۲۰۰ هزار هکتار از اراضی شالیزاری باعث صرفه جویی زیادی در هزینه تولید حفظ محیط زیست و تولید پایدار برنج خواهد داشت.

منابع

[۱] بی نام .۱۳۸۲.گزارش سالانه تالاب انزلی . اداره کل محیط زیست استان گیلان. ۱۰۴ص.

[۲] رضایی، م، و م، نحوی ۱۳۸۲. بررسی اثر دور آبیاری بر عملکرد برنج. مجموعه مقالات یازدهمین همایش آبیاری و زهکشی. تهران. ص ۲۴۰-۲۳۳

[۳] رضوی پور. تیمور. ۱۳۸۴. گزارش نهایی طرح: بررسی اثر افزایش تراکم بوته و مقادیر مختلف آبیاری بر عملکرد برنج . موسسه تحقیقات برنج کشور. ۱۹ ص.

[4] James M. and Howard F. 1983. Integrated Pest Management for rice. University of California state Integrated Pest Management Project Division of Agricultural Sciences Publication 3280. USA.

[5] Moody, 1991. Weed management in rice in pimentel. A. handbook of pest management in Agriculture. 2 nd ed. CRC press. Ine. Boca Raton. Florida, USAPP. 301-328.

بررسی‌تاثیر برخی ویژگی‌های‌خاک بر اشکال مختلف پتاسیم اراضی شالیزاری گیلان

حسن شُکری واحد، مسعود کاوسی، مجتبی رضایی و مریم حسینی

اعضای هیأت علمی موسسه تحقیقات برنج کشور.

shokri_v@yahoo.com

مقدمه

اشکال مختلف پتاسیم وارتباط آنها با هم و ویژگی‌های فیزیکی‌وشیمیایی خاک با توجه به وجود تعادل دینامیکی بین آنها اهمیت خاصی در توصیه مصرف کود پتاسیم دارد[۵] نقش اشکال مختلف پتاسیم در رابطه با تامین پتاسیم گیاهان با توجه به گسترش استفاده از ارقام پرمحصول با نیاز غذایی بیشتر و مقدار مصرف کودهای حاوی پتاسیم تغییر می‌کند. پتاسیم بطورکلی بصورت محلول، تبادلی، غیرتبادلی وساختاری درخاکها مشاهده می‌شود وتعادل‌دینامیکی بین اشکال مختلف پتاسیم به‌گونه‌ای است که سطح پتاسیم محلول تحت شرایط مختلف از این مسئله متاثر بوده و درنتیجه مقدارپتاسیم فراهم گیاهان درهر زمان می‌تواند تغییریابد این بخش متغیر ازپتاسیم، کنترل‌کننده جذب پتاسیم توسط ریشه گیاه ورهاسازی‌آن از فازجامد می‌باشد. عصاره‌گیرهای متعددی جهت تعیین پتاسیم قابل استفاده گیاه به کار رفته که متداول‌ترین آنها استات‌آمونیم ۱مولار است[۳] در این رابطه از اسیدهای‌معدنی غلیظ یا رقیق برای‌تعیین پتاسیم به آسانی قابل تبادل و بخشی از پتاسیم به سختی قابل تبادل[۷] و همچنین از محلول نمک‌های دو ظرفیتی رقیق برای برآورد مقدار پتاسیم به آسانی قابل تبادل استفاده شده است. تفاوت در اشکال متفاوت پتاسیم و تاثیر برخی عوامل خاکی سبب می‌گردند که یک عصاره‌گیر درخاکهای مختلف نتایج یکسانی ارائه ندهد. در رابطه با تاثیر عوامل تاثیر گذار بر اشکال مختلف پتاسیم *لوی (۱۹۶۴)* گزارش کرد که قابلیت فراهمی پتاسیم قابل تبادل برای گیاه درخاکهای با بافت‌درشت نسبت به خاکهای با بافت ریز بیشتر است بنابراین جایگزینی برخی از یونهای قابل تبادل سبب آزادسازی بیشتر یونهای پتاسیم از خاکهای شنی نسبت به خاکهای رسی با پتاسیم قابل تبادل یکسان خواهدشد همچنین نتایج بررسی‌های *یورک و همکاران (۱۹۵۳)* نشان داد که تثبیت پتاسیم در خاکهای خنثی نسبت به خاکهای اسیدی با سهولت بیشتری اتفاق می‌افتدومصرف آهک‌درخاکهای اسیدی توانایی آنهارا درتثبیت پتاسیم افزایش می‌دهد. دراین بررسی سعی شده است که تاثیر برخی از ویژگی‌های خاک شالیزاری براشکال مختلف پتاسیم مورد بررسی قرار گیرد.

مواد و روشها

به منظور اجرای این بررسی تعداد ۳۰ نمونه خاک از عمق ۰ تا ۳۰ سانتیمتری اراضی شالیزاری از مناطق مختلف استان جمع‌آوری و تعداد ۲۱ نمونه که دارای بیشترین تنوع در خصوصیات فیزیکی و شیمیایی بودند انتخاب شدند و پتاسیم قابل استفاده آنها با ۱۰عصاره‌گیرمختلف شامل استات‌منیزیم، استات‌آمونیم ۱و۰/۵مولار، کلریدکلسیم، اسید سولفوریک، اسیدکلرئیدریک، اسیدنیتریک، مهلیخ۳، تگزاس وآب‌مقطر تعیین شد. برازش پتاسیم استخراجی توسط روش‌های مذکور با برخی ازمتغیرهای خاک از طریق روابط رگرسیون و استفاده نرم‌افزارSPSS مورد بررسی قرار گرفت.

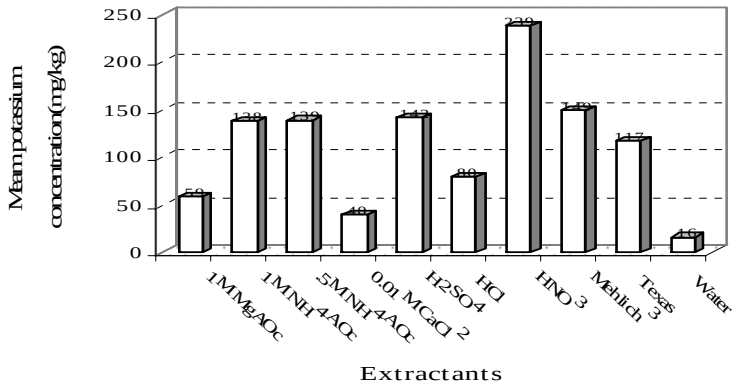
نتایج و بحث

ظرفیت عصاره‌گیری ۱۰ روش مورد استفاده به شرح زیر بود:

$$HNO_3 > Mehlich_3 > H_2SO_4 > 0.5M\ NH_4AOc > 1M\ NH_4AOc > Texas > HCL > 1M\ MgAOc > CaCL_2 > Water$$

تفاوت درمقدارپتاسیم‌استخراج شده‌بدلیل‌ترکیب شیمیایی‌عصاره‌گیرها، پ هاش، ظرفیت تبادل‌کاتیونی، مینرالوژی و نوع‌رس‌ها موجوددرخاکها قابل پیش بینی است [۶]زیرا این عوامل شرایط متفاوتی را درظرفیت استخراج عصاره‌گیرها ایجاد می‌کنند. شکل۱ بیانگر میانگین پتاسیم استخراج شده با روشهای مختلف عصاره‌گیری و همچنین توانایی آنها در استخراج پتاسیم و همینطور بطور غیرمستقیم نشان دهنده اشکال مختلف پتاسیم در خاکهای مورد مطالعه می باشد.

با توجه به میانگین پتاسیم استخراج شده و اختلاف بین آنها می‌توان ۱۰ عصاره‌گیر مورد استفاده را در سه گروه تقسیم نمود: گروه اول شامل آب مقطر، کلریدکلسیم ۰/۰۱ مولار، اسیدکلرئیدریک و استات منیزیم. گروه دوم شامل تگزاس، استات‌آمونیم ۱و ۰/۵ مولار. گروه سوم شامل مهلیخ۳، اسیدسولفوریک و اسیدنیتریک. هر یک از عصاره‌گیرها با توجه به ترکیب شیمیایی خود و انرژی پیوند کاتیونی و رقابت کاتیون همراه با پتاسیم در اشغال مکانهای تبادلی می‌توانند مقادیر متفاوتی از پتاسیم را استخراج نمایند.



شکل۱- اشکال پتاسیم در خاکهای مورد مطالعه

نتایج بررسی همبستگی ساده بین پتاسیم استخراج شده توسط عصاره‌گیری های مختلف و برخی خواص خاکهای مورد مطالعه نشان داد که به استثناء آب مقطر وکلریدکلسیم، همه عصاره‌گیرها همبستگی قابل قبولی را با مقدارCEC نشان دادند، در مورد رس این همبستگی با عصاره گیرهایی مشاهده شد که پتاسیم بیشتری از خاک خارج کرده بودند. این امر بیانگرآن است که بخش رس خاک از منابع اصلی نگهداری پتاسیم در خاک می‌باشد[۱و۲]. آب و همچنین برخی عصاره‌گیرهای ضعیف بیشتر با پتاسیم محلول در ارتباط بودند. ارتباطی بین مقدار سیلت با عصاره‌گیرها بدست نیامد و شن در تمام موارد دارای همبستگی منفی با مقدار پتاسیم استخراجی توسط عصاره گیرها بود که این مسئله با استدلال تشکیل ذرات شن از کوارتز و عدم دارا بودن مینرالهای حاوی پتاسیم قابل توجیه می‌باشد. کربن آلی هیچ نوع ارتباطی با عصاره‌گیرها برقرار نکرد. همبستگی pH با مقدار پتاسیمی که توسط آب استخراج گردید بسیار بالا بوده درحالی‌که با سایر عصاره‌گیرها همبستگی مشاهده نشد که این شرایط ارتباط اسیدیته خاک را با پتاسیم محلول نشان می‌دهد. درصد اشباع بازی یکی از ویژگیهای خاک بود که همبستگی معنی داری با اشکال مختلف پتاسیم خصوصاً پتاسیم محلول در آب و پتاسیم تبادلی داشت این نتایج نشان می‌دهد که درصد اشباع بازی می‌تواند شاخص مناسبی برای قابلیت دسترسی پتاسیم در خاکهای مورد مطالعه باشد.

منابع

[۱] دواتگر، ن. و همکاران. ۱۳۸۴. بررسی وضعیت پتاسیم و اثر خواص فیزیکی و شیمیایی خاک بر آن در شالیزارهای استان گیلان. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. سال نهم. ش ۴. ص ۸۹-۷۱.

[۲] نیرومندحسینی، ن.و مفتون،م.۱۳۸۲.ارزیابیآزمایشگاهیعصارهگیرهای شیمیاییجهتتعیینپتاسیمدر بعضیازخاکهای آهکی استان فارس

[3] Herlihy,M. 1992. Field evaluation of soil tests for K:quantity, intensity,EUF-K and other soil properties.Connun. Soil Sci. Plant Anal.23:2295-2312.

[4] Levy, J.F. 1964. Exchangeable soil potassium, potassium uptake by plants and soil texture (Translated title) potasse 38,9-14.(Soils and Fertilizers 27,Abstr.1315,1964).

[5] Morgan, M., F. 1941. Chemical diagnosis by universal soil testing system. Connec.Agric.Exp.Sta.Buii.450

[6] Mustcher, H.1995. Extraction with sodium tetraphenylboron.In measurement ans assessment of soil potassium Int. Potash Inst.Basel,Switzerland.

[7] Salomon, E. 1998.Extraction of soil potassium with 0.01M calcium chloride compared to official Swedish methods.Commun.Soil Sci. Plant Anal. 29:2841-2854.

[8] York, E.T. Jr., Bradfield, R., and Peech, M. 1953.Calcium-Potassium interaction in soils and plants: In Lime-induced potassium fixation in Mardin silt loam.Soil Sci.76,379.

تاثیر کاشت ذرت و کودهای مصرفی بر جذب عناصر سنگین در یک خاک آلوده

ریحانه ایوانی، حسین میرسیدحسینی، غلامرضا ثواقبی، مهرنوش اسکندری، شهرزاد یقطین، زهره فرزانگان و محبوبه نقدی

دانشجوی کارشناسی ارشد گروه مهندسی علوم خاک، استادیاران گروه مهندسی علوم خاک دانشگاه تهران، دانشجوی کارشناسی ارشد گروه مهندسی علوم خاک دانشگاه فردوسی، دانشجویان کارشناسی ارشد گروه مهندسی علوم خاک و دانشجوی کارشناسی ارشد گروه گیاهپزشکی.

Ivani582000@yahoo.com

مقدمه

عملکرد و بهره برداری از خاک به شدت تحت تأثیر مقدار مواد آلی آن می‌باشد. مواد آلی دارای ترکیب و خصوصیات مختلفی هستند. تأثیر این گونه مواد آلی بر پویایی فلزات خاک چند سویه است. از یک سو ترکیبات آلی این مواد همانند تله‌ای برای یونهای فلزی عمل می‌کنند و از سوی دیگر با تشکیل همتافتهای آلی- فلزی قابل حل در محلول خاک موجب افزایش حلالیت و حرکت فلزات می‌شوند [۲]. وجود عناصر سنگین در مقادیر و غلظتهای مختلف در این ترکیبات اغلب سبب تغییر در تعادل و فرمهای عناصر موجود در خاک می‌گردد. تجمع عناصر سنگین در خاک، بویژه در زمینهای کشاورزی، امری تدریجی بوده و غلظت عناصر سنگین می تواند به سطحی برسد که امنیت غذایی بشر را تهدید نماید. سالانه هزاران تن از این عناصر که ناشی از فعالیتهای شهری، صنعتی و کشاورزی است، وارد خاک می شود. مطالعه محققان مختلف در داخل کشور نشان می دهد که تشدید فعالیتهای صنعتی در کشور از یک سو و عدم رعایت مسائل و استانداردهای زیست محیطی از طرف بعضی از صاحبان صنایع از سوی دیگر موجبات آلودگی محیط زیست بعضی از مناطق کشور را فراهم ساخته است[۳و۱]. روی به عنوان یک عنصر ضروری و کادمیوم به عنوان یک عنصر آلاینده، نقش مهمی در زنجیره غذایی گیاه و حیوان (از جمله انسان) ایفاء می کنند. کادمیوم برای کلیه اشکال موجود زنده اعم از گیاه، انسان، حیوان و میکروارگانیسم مضر می باشد. کادمیوم به عنوان عنصری نسبتا پر تحرک و قابل دسترس برای گیاه شناخته شده است. این عنصر خیلی بیشتر از سایر عناصر واسطه دیگر محلول بوده و در خاک به صورت محلول و به فرم کاتیون دو ظرفیتی باقی می ماند[۴و۵]. که در صورت عدم توجه به تجمع اینگونه عناصر صدمات جبران ناپذیری به محیط زیست وارد خواهد آمد. بنابراین با توجه به نقش و اهمیت عناصر سنگین در کشاورزی و احتمال ورود آن به زنجیره غذایی در این مطالعه مقایسه تأثیر کودهای آلی مختلف در مقدار عناصر سنگین جذب شده توسط گیاه ذرت بررسی گردید.

مواد و روشها

این تحقیق بر روی یک نمونه خاک آلوده به عناصر سنگین که از مجاورت کارخانه کنسانتره روی استان زنجان تهیه شد، انجام پذیرفت. نمونه خاک از عمق ۲۵-۰ سانتیمتر صورت پذیرفته و پس از انتقال به آزمایشگاه در هوای آزاد خشک و از الک دو میلیمتری عبور داده شد. سه نوع کود آلی شامل کود دامی, لجن فاضلاب وکمپوست زباله شهری در دو سطح ۱/۲۵و۲/۵٪ همراه با شاهد در نظر گرفته شد. موادآلی هوا خشک پس از خرد کردن و یکنواخت سازی ذرات، کشت در گلدان‌های پلاستیکی حاوی سه کیلو گرم خاک و مواد آلی نامبرده به همراه شاهد در دو سطح ۱/۲۵٪ (a) و ۲/۵٪ (b) بر اساس درصد وزنی انجام شد. نمونه خاک با مواد آلی بر اساس سطوح نامبرده بطور یکنواخت مخلوط گردیده و به گلدان‌هایی که ته آن با کاغذ صافی و پرلیت پوشانیده شده بود، اضافه گردید. مقادیر پایه از کودهای نیتروژن و فسفر به دو سوم خاک رویی هر تیمار اضافه و با نمونه‌ها مخلوط گردید. بذرهای ذرت به تعداد دو عدد داخل هر گلدان کشت و رطوبت گلدان‌ها در حد ظرفیت زراعی رسانیده شد. آبیاری گیاهان با آب مقطر و بصورت یک روز در میان تا حد ظرفیت زراعی صورت گرفت. ۸ هفته پس از کاشت، گیاهان از سطح خاک برداشت شده و سپس اندام‌های هوایی گیاه برداشت شده و غلظت عناصر سنگین (*Cd* ،*Zn*) جذب شده در گیاه توسط دستگاه جذب اتمی قرائت

گردید . در پایان آزمایش مقداری از نمونه خاک هر گلدان (پس از مخلوط کردن کامل خاک) برداشته و جهت تعیین مقدار عناصر سنگین (Zn، Cd) به آزمایشگاه منتقل گردید. این آزمایش بصورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی در ۳ تیمار و ۴ تکرار و ۲ سطح به همراه شاهد انجام گرفت. نتایج بدست آمده با استفاده از نرم افزار آماری SAS مورد تجزیه و تحلیل آماری قرار گرفت. مقایسه میانگین داده‌ها نیز با آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح ۱٪ انجام شد.

نتایج و بحث

نتایج کشت گلدانی نشان داد که بیشترین میزان کادمیوم و روی به ترتیب با میزان $mg.kg^{-1}$ ۱/۲۵ و۱۴۸۰ مربوط به تیمار لجن فاضلاب بود وکمترین آن مربوط به تیمار کمپوست زباله شهری و کود دامی بود و نتایج خاک کشت شده نشان داد که بیشترین میزان Zn قابل استخراج توسط DTPA با میزان $mg.kg^{-1}$ ۱۷۷/۰۳ مربوط به تیمار لجن فاضلاب در سطح ۲/۵٪ که با لجن فاضلاب در سطح ۱/۲۵٪ اختلاف معنی داری نداشت و نیز بیشترین میزان Cd قابل استخراج توسط DTPA مربوط به لجن فاضلاب شهری در سطح ۲/۵٪ بود. بررسی تغییرات مقدار عناصر با زمان نشان داد که میزان Cd و Zn قابل جذب خاک در زمان قبل از کشت بیشتر از زمان بعد از کشت بوده و این اختلاف معنی‌دار بود.کودهای آلی مختلف فوق با توجه به ماهیت خود، تاثیرات متفاوتی در بخش قابل جذب در خاک، جذب این عناصر توسط گیاه و نیز رشد و عملکرد گیاه داشته اند. بیشترین تاثیر تیمارهای اعمال شده در این تحقیق بر زیست فراهمی عناصر در خاک مربوط به تیمار لجن فاضلاب و کمترین آن مربوط به کود دامی و کمپوست زباله بود. نتایج تجزیه گیاهی نشان داد که میزان افزایش ایجاد شده در تیمارهای حداکثر و حداقل همگی در محدوده متعارف و قابل تحمل در مورد عنصر کادمیوم برای گیاه ذرت بوده است و لذا تاثیر منفی در رشد گیاه نداشته اند. غلظت روی در کلیه تیمارها و شاهد در محدوده سمیت برای گیاه قرار داشت که با توجه به بالا بودن روی موجود در خاک این موضوع دور از انتظار نبود و لذا تاثیر مواد اضافه شده در افزایش یا کاهش زیست فراهمی روی به طور مشخص قابل ارزیابی نیست. نتایج این تحقیق با توجه به سطوح بکار برده شده کودهای آلی مختلف نشان داد که کود دامی و کمپوست زباله شهری در سطح ۲/۵٪ تاثیر بیشتری در کاهش بخش قابل جذب عناصر مورد بررسی در خاک و همچنین جذب عناصر سنگین توسط گیاه ذرت نسبت به لجن فاضلاب داشته است.

منابع

[۱] اسدی، م.وک. آذری.۱۳۸۲. بررسی شدت و قدرت آلودگی خاکها به عناصر سنگین و تعیین مقدار آنها در سبزیکاریها. شهرستان همدان. مجموعه مقالات هشتمین کنگره علوم خاک ایران، دانشگاه گیلان، رشت. ص ۶۸۹-۶۸۷

[2] Alloway, B. J. 2004. Zinx in soils and crop nutrition. http://www.iza. Com/zwo-org/Publications/PDFs/ALLOWAY-all.pdf.

[3] Gasco, G., Mc. Logo and F.Guerrero.2005. Land application of sewage sludge: A soil columns study. ISSN 0378-4738=water SA vol. 31. Madrid. Spain.

[4] Han, D.H., and J.H. Lee. 2004. Effects of liming on uptake of lead and cadmium by Raphanus sativa. Environmental Contamination and Toxicology. 31:488-493.

[5] Page,A.L.,F.T.Bingham,andA.C.chng.2003.cadmium.n:Effect of heavy metal pollution onplants. volume1 (ed.N.W.lepp), pp.77-109,Applied science publishers.Barking.Essex.

بررسی تاثیرکشت کلزا و سورگوم در کاهش آلودگی کادمیوم و سرب خاک

زهره فرزانگان، غلامرضا ثواقبی، حسین میرسیدحسینی، شهرزاد یقطین و ریحانه ایوانی

بترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد گروه مهندسی علوم خاک، استادیاران گروه مهندسی علوم خاک دانشکده مهندسی آب و خاک پردیس کشاورزی و منابع دانشگاه تهران.

Zfarzanegan@yahoo.com

مقدمه

خاکهای آلوده به فلزات سنگین مشکلات بزرگی را در سرتاسر جهان تحمیل می کنند و تکنیک های خوب پالایشی هنوز باقی مانده است تا توسعه یابند. یکی از تکنیک هایی که در طی دو دهه پیش توسعه یافته است گیاه جذبی یاPhytoextraction است که در آن از گیاهان سوپر جاذب استفاده می شود تا آلایند های فلزی را از خاک استخراج کنند[۴].اما اکثر گیاهان فراانباشت رشدکند و زیست توده کم دارند. لذا اخیرا شناسایی گیاهانی که مقادیر کمتری از عناصر را جذب می کنند ولی در عین حال زیست توده بیشتری را تولید می نمایند در تحقیقات جایگاه جدیدی یافته است[۵]. در پژوهش حاضر نیز قابلیت جذب و پالایش یک خاک آلوده به عناصر سنگین سرب و کادمیوم توسط کلزا وسورگوم که جزء گیاهان با زیست توده زیاد بشمار می آیند، مورد بررسی و مقایسه قرار گرفته است.تحقیقات جدید نیز حاکی از آن است که صرف نظر از نوع گیاه عوامل مختلفی بر میزان کارایی گیاه پالایی موثرند.بکار گیری اصلاح کننده های آلی و معدنی در خاک سبب افزایش حلالیت فلزات سنگین و تجمع بعدی شان در گیاه می گردد که در این حالت میزان گیاه جذبی افزایش می یابد. برخی از محققین برای افزایش قابلیت دسترسی فلز استفاده از کمپلکس های آلی مثل DTPA و EDTA را پیشنهاد نمودند[۶] .اثرکود سولفات آمونیوم برمیزان گیاه جذبی فلزات بخصوص برای کادمیوم و روی از خاکی که در آن گیاهان چند ساله کاشته شده بودند نیز مورد بررسی قرار گرفته است[۸] .در این مقاله از میان فاکتور های مختلف آلی و معدنی در جهت افزایش قابلیت جذب فلزات از خاکها اثر اسید سیتریک ،سولفات آمونیوم و گوگرد مورد بررسی و مقایسه قرار گرفته است.

مواد و روشها

به منظور انجام این آزمایش نمونه های خاک آلوده به فلزات سنگین از مزرعه مجاور کارخانه کنسانتره روی واقع دراستان زنجان جمع آوری شد. مشخصات خاک مورد استفاده در جدول یک آمده است.نمونه خاک از عمق ۳۰-۰ صورت گرفته و پس از انتقال به آزمایشگاه در هوای آزاد خشک و از الک دو ملیمتری عبور داده شد . گوگرد ،گوگرد به همراه مایه تلقیح ،سولفات آمونیوم هر کدام(درسطح ۱۰۰۰ کیلو گرم در هکتار) ، اسید سیتریک در دو سطح $1gkg^{-}$ (^{1} و$3\ gkg^{-1}$) به همراه شاهد به اجرا درآمد. پس از یکنواخت سازی تیمارها به خاک با نمونه های ۳ کیلوگرمی خاک مورد نظر مخلوط گردیدند. کودهای شیمیایی مورد نظر بر اساس آزمون خاک به خاک گلدانهای پلاستیکی اضافه شدند.۱۰ عدد بذر کلزا و سورگوم در هر گلدان قرار داده شد بعد از ۲ هفته تعداد بوته ها به ۳ بوته تقلیل یافت.بعد از گذشت ۶۰ روز گیاهان از سطح خاک برداشته شده و ریشه ها نیز از خاک شسته شدند.میزان عملکرد عناصر سرب و کادمیوم جذب شده توسط گیاه و میزان قابل جذب آنها در خاک در زمانهای قبل از کشت و بعد از کشت اندازه گیری گردیدند.آزمایش بصورت فاکتوریل در قالب طرح کاملا تصادفی با ۴ تکرار وشش تیمار به همراه شاهد به اجرا درآمد. میزان فلزات سنگین قابل استخراج با محلول DTPA(به روش لیندزی و نورول) با استفاده از دستگاه جذب اتمی صورت پذیرفت. نتایج بدست آمده با استفاده از نرم افزار آماری SAS مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت.

نتایج و بحث

برخی خصوصیات خاک در جدول ۱ آمده است.نتایج جدول تجزیه واریانس نشان داد که اثر مواد اصلاحی بر مقدار pH خاک در سطح یک درصد معنی دار است و pH اندازه گیری شده برای تیمار های مواد اصلاحی از تیمار شاهد کمتر بود.در فرایند گیاه جذبی هدف عمده یافتن گیاهانی است که مقدار جذب عناصر و نیز انتقال آنها از ریشه

به ساقه بالا باشد.مقدار جذب از حاصلضرب مقدار زیست توده تولیدی در غلظت عنصر در اندام هوایی بدست می آید[۱]. نتایج این مطالعه نشان داد که حداکثر مقدار جذب در گیاه کلزا برای فلز کادمیوم در تیمار گوگرد به همراه گوگرد به همراه مایه تلقیح و برای فلز سرب در تیمار سولفات آمونیوم بوده است. همچنین حداکثر مقدار جذب در گیاه سورگوم برای کادمیوم در تیمار سولفات آمونیوم و برای فلز سرب در تیمار اسید سیتریک در سطح gkg^{-1} ۳ بدست آمد.مقایسه بین میانگین ها همچنین نشان داد که گیاه کلزا علی رغم زیست توده کمتر نسبت به سورگوم برای هر دو فلز کادمیوم و سرب قابلیت جذب بیشتری نسبت به گیاه سورگوم دارد.توانایی گیاه برای انتقال فلزات از ریشه به اندام هوایی با استفاده از فاکتور TF[1] که عبارتست از نسبت غلظت فلز در اندام هوایی به ریشه اندازه گیری می گردد.[۹].نتایج این آزمایش نشان داد که این نسبت برای هر دو فلز مورد مطالعه در گیاه کلزا بطور معنی داری بیشتر از گیاه سورگوم بود که نشان دهنده قابلیت بیشتر کلزا در انتقال فلز از ریشه به اندام هوایی است. نتایج این مطالعه همچنین نشان داد که مقدار فاکتور انتقال برای کادمیوم بالاتر از یک ولی برای سرب پایین تر از یک بود. عدم وجود ناقلهای فیزیولو ژیک سبب می شود سرب بیشتر در گیاه باقی مانده و کمتر به اندام هوایی منتقل گردد. مقایسه میزان فراهمی عناصر در خاک قبل از کشت و بعد از کشت نشان داد که در خاک کشت شده میزان عناصر قابل استخلاف با DTPA کمتر از خاک کشت نشده است که علت آن می تواند جذب عناصر سنگین توسط گیاه باشد.

جدول ۱- نتایج اولیه خصوصیات خاک مورد آزمایش

مشخصات	pH	EC	CaCO3	کل N	CEC	OC	Cd	Mn	Cu	Zn	Pb
		ds/m	%	%		%	mg/kg				
نمونه خاک	۸/۱۲	۰/۱۲۶	۱۶	۰/۱۰۱	۲۱	۱/۱۱	۳/۳۹	۶۴/۸	۲/۱۸	۲۰۴	۲۰/۲

مقادیر عناصر سنگین در خاک بر اساس مقدار قابل استخلاف با DTPA است.

منابع

[۱] صلحی،محمود.۱۳۸۴.بررسی امکان پالایش سرب و روی توسط آفتابگردان و کلزا در یک خاک آلوده اصفهان.

[2] Boye,K. Phytoextraction of cu,pb and zn. 2002. Sweddish University of Agricultural Sciences. Department of soil sciences.

[3] Kayser,A., K.Wenger, A.Keller, W. Attinger , and R.schulin. 2000.Enhancment of phytoextraction of zn,cd, and cu from calcarieous soil:The use of nta and sulfur amendments. Envoron.Sci.Technol. 34,1778-1783.

[4] Lasat.M.M.. Phttoextraction of metals from contaminated soil:plant accumulation,and leaching of heavy metals. 2003. J. Envoron.Qual. Vol:32.

[5] Schmidt,U. Enhancing phytoextraction:The effect of chemical soil manipulation on mobility,plant accumulation,and leaching of heavy metals.

[1] Translocation Factor

سینتیک آزاد شدن آهن از خاکهای آهکی دشت قزوین و استان تهران

عادل ریحانی تبار، محمد معز اردلان نجفعلی کریمیان، غلامرضا ثواقبی و پروفسور R.Gilkes

به ترتیب استادیار دانشگاه تبریز، استاد دانشگاه تهران، استاد دانشگاه شیراز و دانشیار دانشگاه تهران و استاد دانشگاه استرالیای غربی.

مقدمه

آهن برای گیاهان و حیوانات عنصر ضروری بوده و قابلیت دسترسی آن برای گیاهان در خاکهای آهکی مناطق خشک و نیمه خشک با مقدار آهک و واکنش بالای خاکها، کم می‌باشد. فیضی اصل و ولی‌زاده(به نقل از منبع ۱) حد بحرانی متوسط آهن را برای گندم دیم در منطقه شمالغرب کشور با عصاره‌گیر DTPA بطور متوسط ۷/۸ میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش کردند. آنان همچنین اعلام کردند که کاربرد خاکی سکوسترین آهن باعث افزایش معنی‌دار عملکرد گندم دیم می‌گردد. در ارتباط با سینتیک رهاسازی آهن گزارش منتشر شده‌ای موجود نیست. امید است که این بررسی راهگشای تحقیقات بعدی در این زمینه بوده و در نهایت بتوانیم به شناخت بهتر و بیشتری در ارتباط با نحوه رهاسازی آهن توسط خاکهای کشور نائل شویم.

مواد و روشها

برای انجام این آزمایش تعداد ۱۲ نمونه خاک سطحی (cm ۳۰-۰) از بین ۲۰ خاک سطحی که قبلاً برطبق نقشه‌های رده‌بندی اراضی تهیه شده توسط مؤسسه خاک و آب کشور از دشت قزوین و استان تهران نمونه برداری شده بودند و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آنها برطبق روش‌های استاندارد رایج اندازه‌گیری شده بودند، طوری انتخاب شدند که از جهت خصوصیات یاد شده دارای بیشترین تنوع باشند.

آزمایش سینتیک رهاسازی آهن با استفاده از عصاره‌گیر DTPA در دپارتمان علوم خاک دانشگاه استرالیای غربی (U.W.A) انجام گرفت. برای آزمایش سینتیکی، معادل ۵۰ گرم خاک خشک وزن کرده و در ظرف پلی‌اتیلنی ریخته و ۱۰۰ میلی‌لیتر محلول عصاره‌گیر DTPA با فر شده در PH = ۷/۳ به همراه ۱۰ قطره تولوئن جهت جلوگیری از فعالیت‌های میکروبی اضافه کرده و در شیکر رفت و برگشت در داخل اتاقک با دمای $^{\circ}c \pm 1$ ۲۵ قرار داده و با دور ۱۵۰ دور در دقیقه تکان داده و در زمانهای تعیین شده از ۰/۲۵ تا ۱۹۲ ساعت، ظروف پلی‌اتیلنی را از داخل شیکر بیرون آورده و با پی‌پت مقدار ^{cc} ۵ از مخلوط خاک و عصاره را نمونه برداری کرده و درون سرنگ استریل ریخته و با استفاده از فیلتر به قطر ۰/۴۵ میکرومتر اقدام به صاف کردن نمونه‌ها کردیم. غلظت آهن آزاد شده با دستگاه ICP-MS اندازه‌گیری شده و آنالیز داده‌ها با استفاده از نرم افزارهای Excell , SPSS انجام گرفت.

نتایج و بحث

بعضی از نتایج حاصله از این تحقیق به شرح زیر می‌باشد:

۱- الگوی آزاد شدن آهن با DTPA در خاکهای مورد مطالعه متفاوت بوده و در این زمینه می‌توان خاکها را به دو گروه ۶ عضوی تقسیم کرد. در گروه اول آهن در ابتدا با سرعت خیلی زیاد آزاد شده سپس منحنی آزادسازی شکسته و از آن به بعد آهن با سرعت بسیار کند آزاد می‌شود که در نهایت اختلاف دو غلظت متوالی حتی به کمتر از یک میلی گرم در کیلوگرم خاک هم می‌رسد. در گروه دوم سرعت آزاد شدن ابتدائی آهن کمتر از گروه اول بود. اما کما و بیش آهن به آزاد شدن خود ادامه داده و اختلاف دو غلظت متوالی در نهایت به کمتر از ۱۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک می‌رسد که از گروه اول بیشتر است.

۲- متوسط ضریب تبین (R^2) معادله سینتیکی درجه صفر در گروه اول برابر با ۶۶/۶ درصد بوده و خطای سیستماتیک برازش این معادله بسیار بالاست اما در گروه دوم متوسط ضریب تبین، ۹۱/۲ درصد بوده و حتی با حذف ۵ غلظت اولیه، در بقیه داده‌ها سینتیک آزاد شدن آهن کاملاً از معادله درجه صفر تبعیت می‌کند.

۳- کمترین مقدار آهن آزاد شده در طول ۱۹۲ ساعت مربوط به خاک شماره ۴ (سری کُرد امیر) با مقدار ۳۰/۲ میلی‌گرم در کیلوگرم و بیشترین مقدار آهن آزاد شده مربوط به خاک شماره ۱۷ (سری فیروزه کوه ۲- مزرعه تحقیقات سیب‌زمینی) برابر با ۲۰۰/۴ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک می‌باشد و میانگین آهن آزاد شده برابر با ۶۳/۸۷ میلی‌گرم در کیلوگرم می‌باشد.

۴- برازش معادلات مرتبه‌ای در کل دامنه زمانی مورد مطالعه نشان داد که این معادلات قادر به توصیف داده‌ها نیستند.

۵- برازش معادله دیفیوژن پارابولیکی و الوویچ ساده شده نشان داد که این دو معادله در بعضی از خاکها قادر به توصیف داده‌ها بوده و در بعضی دیگر از خاکها خطای سیستماتیک بسیار بالاست. از لحاظ ضریب تبین (R^2) و خطای انحراف معیار (SE) معادله تجربی دو ثابته در بین بقیه معادلات در کل دامنه زمانی مورد مطالعه از بهترین وضعیت برخوردار بوده و بعنوان معادله برتر معرفی می‌گردد.

۶- در معادله دو ثابته، کمترین مقدار a برابر با ۱/۴۱۴ و بیشترین مقدار آن ۲۹/۵ با میانگین ۷/۳۹۱ و کمترین مقدار b برابر با ۰/۱۸۲ و بیشترین مقدار آن ۰/۳۷۴ و میانگین برابر به ۰/۲۴۳ می‌باشد. کمترین و بیشترین مقدار حاصلضرب a وb (ab) که بیانگر میزان آهن آزاد شده در لحظات اولیه می‌باشد، برابر با ۰/۵۲۹ و ۶/۶۱ با میانگین ۱/۶۴ می‌باشد.

۷- ضریب a تنهـا بعد از حذف مقدار مربوط به خاک شماره ۱۷، با مقـدار CEC همبستگی معنی دار نشان داد ($r = 0.608^*$) و ضریب b با هیچ صفتی همبستگی معنی‌دار نشان نداد. حاصلضرب ab فقط بعد از حذف مقدار مربوط به خاک شماره ۱۷ با فرض غیر نرمال بودن آن با CEC همبستگی معنی‌دار نشان داد ($r = 0.682^*$). αs در معادله الوویچ ساده شده با و بدون مقدار مربوط به خاک شماره ۱۷ با پارامترهای خاکی همبستگی معنی‌دار نشان نداد. βs با مقدار اهک فعال همبستگی معنی‌دار نشان داده ($r = 0.620^*$) و بعد از حذف مقدار مربوط به خاک شماره ۱۷ علاوه بر آهک فعال با مقدار رس هم همبستگی نشان داد ($r = 0.762^*$)

منابع

[۱] ملکوتی، م، کریمیان، ن و پ. کشاورز. ۱۳۸۴. روش جامع تشخیص و مصرف بهینه کودهای شیمیایی، تألیف، انتشارات دانشگاه تربیت مدرس، ایران.

[2] Dang,Y.P.,Dalal,D.G.,Edwards,D.G.,and Tiller,K.G.(1994)Kinetics of zinc desorption from Vertisols.Soil Science Society of America Journal, 58:1392-1399.

[3] Harter, R.D.1991. Micronutrient adsorption-desorption reaction in soils. P: 59-89. In: S.H. Mickelson (ed) Micronutrient in Agriculture. Soil Sci. Soc. Am. Madison, Wis.USA.

سینتیک آزاد شدن منگنز از خاکهای آهکی دشت قزوین و استان تهران

عادل ریحانی تبار، نجفعلی کریمیان، محمد معز اردلان، غلامرضا ثواقبی و پروفسور R.Gilkes

به ترتیب استادیار دانشگاه تبریز، استاد دانشگاه شیراز، استاد و دانشیار دانشگاه تهران و استاد دانشگاه استرالیای غربی.

مقدمه

منگنز برای گیاهان و حیوانات ضروری بوده و قابلیت دسترسی آن برای گیاهان در خاکهای آهکی مناطق خشک و نیمه خشک کم می‌باشد. مطالعات در ارتباط با جذب و واجذب منگنز بویژه در خاکهای آهکی کم بوده و عمدتاً اینگونه مطالعات براساس شرایط تعادلی صورت گرفته است (۱) و تقریباً گزارش منتشر شده‌ای در ارتباط با واکنش‌های وابسته به زمان یا سینتیک آزاد شدن منگنز وجود ندارد و لذا امید است که این بررسی راهگشای مطالعات دیگر در این زمینه شده و شناخت ما در ارتباط با اینگونه واکنش‌های منگنز بیشتر شود.

مواد و روشها

برای انجام این آزمایش تعداد ۱۲ نمونه خاک سطحی (cm ۳۰-۰) از بین ۲۰ خاک سطحی که قبلاً برطبق نقشه‌های رده‌بندی اراضی تهیه شده توسط مؤسسه خاک و آب کشور از دشت قزوین و استان تهران نمونه برداری شده بودند و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آنها برطبق روش‌های استاندارد رایج اندازه‌گیری شده بودند، طوری انتخاب شدند که از جهت خصوصیات یاد شده دارای بیشترین تنوع باشند.

آزمایش سینتیک رهاسازی منگنز با استفاده از عصاره‌گیر DTPA در دپارتمان علوم خاک دانشگاه استرالیای غربی (U.W.A) انجام گرفت. برای آزمایش سینتیکی، معادل ۵۰ گرم خاک خشک وزن کرده و در ظرف پلی‌اتیلنی ریخته و ۱۰۰ میلی‌لیتر محلول عصاره‌گیر DTPA با فر شده در PH = ۷/۳ به همراه ۱۰ قطره تولوئن جهت جلوگیری از فعالیت‌های میکروبی اضافه کرده و در شیکر رفت و برگشت در داخل اتاقک با دمای ۱ ± ۲۵ °c قرار داده و با دور ۱۵۰ دور در دقیقه تکان داده و در زمانهای تعیین شده از ۰/۲۵ تا ۱۹۲ ساعت، ظروف پلی‌اتیلنی را از داخل شیکر بیرون آورده و با پی‌پت مقدار ^{cc} ۵ از مخلوط خاک و عصاره را نمونه برداری کرده و درون سرنگ استریل ریخته و با استفاده از فیلتر به قطر ۰/۴۵ میکرومتر اقدام به صاف‌کردن نمونه‌ها کردیم. غلظت منگنز آزادشده با دستگاهICP-MS اندازه‌گیری شده و آنالیز داده‌ها با استفاده از نرم افزارهای SPSS , Excell انجام گرفت.

نتایج و بحث

بعضی از نتایج حاصله از این تحقیق به شرح زیر می‌باشد:

۱- آزاد شدن منگنز از خاکها در ابتدا سریع بوده ولی بعداً از سرعت آزاد شدن منگنز کاسته می‌شود و منگنز در طول ۱۹۲ ساعت به آزاد شدن خود ادامه داده و اختلاف دو غلظت متوالی پایانی از ۱۱/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم در مورد خاک شماره ۱ (سری کوشکک) تا ۶۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم در مورد خاک شماره ۱۴ (سری دماوند ۳) می‌رسد. بطورکلی الگوی آزاد شدن منگنز در خاکهای مورد مطالعه شبیه هم می‌باشد ولی مقدار منگنز آزاد شده متفاوت می‌باشد. کمترین منگنز آزاد شده مربوط به خاک شماره ۱۵ (سری رودهن) با مقدار ۱۴۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم و بیشترین آن مربوط به خاک شماره ۵ (سری مزرعه دانشکده کشاورزی) با مقدار ۴۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد.

۲- برازش معادلات مرتبه‌ای نشان داد که در بعضی از خاکها معادله مرتبه صفر بخوبی قادر به توصیف داده‌های آزادسازی منگنز می‌باشد و در بقیه خاکها هم که خطای سیستماتیک برازش این معادله بالاست و قادر به توصیف داده‌ها نیست، ضریب تبین (R^2) این معادله از دیگر معادلات مرتبه‌ای بسیار بالا بوده و بطور کلی ضریب تبین از معادله مرتبه صفر تا مرتبه سوم کاسته می‌شود.

۳- انتخاب معادله برتر در توصیف داده‌های آزادسازی منگنز با استفاده از ضرایب تبین (R^2) و خطای انحراف معیار (SE) نشان داد که معادلات دیفیوژن پارابولیکی و دو ثابته، معادلات برتر در توصیف سینتیک آزاد شدن منگنز با

DTPA در شرایط آزمایش در کل دامنه زمانی می‌باشند.

۴- برازش معادله الوویچ ساده شده در اکثر خاکها با خطای سیستماتیک بالا همراه بوده و این معادله نتوانست داده‌های آزادسازی منگنز را توصیف کند.

۵- عرض از مبداء معادله دیفیوژن پارابولیکی نشاندهنده مقدار منگنز آزاد شده در زمان اولیه ($t=0$) بوده که در ۳ خاک بدلیل عدم برازش این معادله و بالا بودن خطای سیستماتیک، دارای مقدار منفی بوده و قابل قبول نمی‌باشد. در بقیه خاکها کمترین مقدار q_0 برابر با ۱/۴۵ در خاک شماره ۲ (سری سعیدآباد) و بیشترین مقدار آن ۲۳/۹۵ در خاک شماره ۱۲ (سری وردآورد) می‌باشد. همچنین کمترین ضریب دیفیوژن (Kp) برابر با ۱/۳۳ در خاک شماره ۱ (سری کوشکک) و بیشترین آن در خاک شماره ۵ (سری مزرعه دانشکده کشاورزی) برابر با ۳/۵۶ می‌باشد.

۶- کمترین مقدار ضریب a معادله دو ثابته برابر با ۰/۵۸۵ در خاک شماره ۱۵ (سری رودهن) و بیشترین آن در خاک شماره ۱۲ (سری وردآورد) برابر با ۱۱/۲۳۵ می‌باشد. مقادیر متناظر ضریب b برابر با ۰/۳۱۳ در خاک شماره ۱ (سری کوشکک) و ۰/۵۵۴ در خاک شماره ۱۵ (سری رودهن) می‌باشد. همچنین حاصلضرب a و b (ab) که در معادله دو ثابته نشان دهنده مقدار منگنز آزاد شده در زمانهای اولیه می‌باشد به ترتیب با کمترین مقدار برابر با ۰/۳۲۴ در خاک شماره ۱۵ (سری رودهن) و بیشترین مقدار ۴/۲ در خاک شماره ۱۲ (سری وردآورد) می‌باشد.

منابع

[۱] منشی، ه. ۱۳۸۳. بررسی خصوصیات جذبی منگنز در خاکهای شالیزاری شمال ایران، پایان‌نامه کارشناسی ارشد گروه خاک‌شناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه تهران- ایران.

[2] Dang,Y.P.,Dalal,D.G.,Edwards,D.G.,and Tiller,K.G.(1994)Kinetics of zinc desorption from Vertisols.Soil Science Society of America Journal,58:1392-1399.

[3] G hasemi- Fasaei, r., Maftoun, M., Ronaghi, A., Karimian, N., Yasrebi, J., and Assad, M.T. (2006). Kinetics of Copper desorption from highly calcareous Soils. Communications in Soil Science and plant Analysis, 37: 797-809.

[4] Sparks, D.L. 1989. Kinetics of Soil chemical processes. Academic press. San Diego, USA.

تعیین اجزای مختلف فسفر معدنی و ارتباط آنها با قابلیت جذب فسفر توسط گیاه سیر در تعدادی از خاکهای استان همدان

مهدی سمواتی و علیرضا حسین پور

کارشناس پژوهشکده تحقیقات کشاورزی، پزشکی و صنعتی سازمان انرژی اتمی ایران و دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه بوعلی سینا همدان. samavati55@yahoo.com

مقدمه

نیاز شدید به تأمین مواد غذایی مورد نیاز انسان و لزوم رسیدن به خود کفایی در امر تولیدات کشاورزی و بی نیازی از واردات، ایجاب می کند تا در حد امکان میزان تولیدات کشاورزی افزایش داده شود. از جمله عناصر مهم تغذیه گیاهی فسفر است. فسفر پس از ازت مهمترین عنصر غذایی مورد نیاز گیاه است. گرچه میزان فسفر مورد نیاز گیاه در مقایسه با سایر عناصر اصلی اندک است با این حال این عنصر جزء عناصر پر نیاز محسوب می شود.

آگاهی از مقدار و توزیع شکلهای مختلف فسفر می تواند در ارزیابی و درک فرایندهای پدوژنیک و بررسی توسعه خاک مهم باشد. دو فرایند اساسی در تغییر شکل و جابجایی فسفر در خاک عبارتند از فرایند های ژئو شیمیایی که توزیع دراز مدت فسفر خاک را کنترل می کنند و دوم فرایندهای بیولوژیکی که تغییرات کوتاه مدت فسفر در خاک را سبب شده و بیشتر تحت تاثیر مواد آلی خاک هستند[۱]. مطالعات در خاکهای اسیدی نشان می دهد که با افزایش سن خاک فسفر پیوند شده با آهن و آلومینیوم غیر حبس شده (یونهای فسفاتی که جذب سطحی اکسید ها و هیدروکسیدهای آهن و آلومینیوم شده اند)، فسفات کلسیم و فسفر حبس شده درون اکسیدهای آهن و آلومینیوم افزایش می یابند، اما در خاکهای آهکی به دلیل فراوانی کربنات کلسیم و نوع مواد مادری تثبیت فسفر یک امر مهم بشمار می آید[۸]. در نتیجه تعیین توزیع فراوانی اجزای مختلف فسفر در خاکهای آهکی ما را در ارزیابی هر چه بهتر وضعیت فسفر خاک کمک می کند. عصاره گیری جزء به جزء یک ابزار مناسب در ارزیابی وضعیت فسفر خاک و پتانسیل خاک در فراهمی فسفر برای گیاه می باشد. چرا که فراهمی فسفر برای گیاه به جایگزینی فسفر قابل دسترس توسط اجزای مختلف فسفر وابسته است[۵]. قابلیت جذب فسفر برای گیاهان به مقدار شکلهای مختلف فسفر بستگی دارد و تعیین شکلهای مختلف فسفر آن دسته از اجزایی را که در آزاد شدن فسفر طی مدت عصاره گیری فسفر قابل جذب نقش دارند را مشخص می کند. بنابراین مطالعات جدا سازی اجزای مختلف فسفر برای به دست آوردن اطلاعاتی درباره پتانسیل فسفر قابل جذب و تحرک فسفر خاک مفید است. با توجه به اینکه فسفر به شکلهای مختلفی در خاک وجود دارد که می تواند برحاصلخیزی خاک و فسفر قابل جذب تاثیر داشته باشد و با توجه به اینکه در مورد وضعیت اجزای مختلف فسفر در خاکهای استان همدان اطلاعاتی در دست نیست، پژوهش حاضر با هدف تعیین شکلهای مختلف فسفر و ارتباط آنها با برخی ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی خاک و شاخصهای گیاه سیر انجام شد.

مواد و روشها

جهت انجام این تحقیق تعداد ۵۳ نمونه خاک سطحی از نقاط عمده کشاورزی در استان همدان انتخاب شد. خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک ها با توجه به روشهای معمول آزمایشگاهی تعیین گردید [۲ و ۶]. فسفر معدنی در ۵۳ نمونه خاک به روش جیانگ و گوو به صورت عصاره گیری متوالی به ۶ شکل شامل: دی کلسیم فسفات، اکتا کلسیم فسفات، آپاتیت، فسفر پیوند شده با آلومینیوم، فسفر پیوند شده با آهن و فسفر حبس شده در درون اکسید های آهن تفکیک شد[۳]. فسفر آلی و فسفر کل نیز تعیین گردید[۴ و ۷]. به منظور ارزیابی قابلیت فراهمی شکلهای مختلف فسفر برای گیاه سیر تعداد ۱۵ نمونه از ۵۳ نمونه خاک بر اساس بافت، گنجایش تبادل کاتیونی و فسفر عصاره گیری شده به روش اولسن انتخاب شد. آزمایش مزرعه ای به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با دو تیمار صفر و ۱۵۰ میلی گرم فسفر در کیلوگرم خاک در سه تکرار انجام شد. نظر به اینکه خاک گلدانها نباید از نظر سایر عناصر غذایی کمبودی داشته باشند مقادیر ۵، ۵ و ۱۰۰ میلی گرم در کیلوگرم روی، آهن، پتاسیم و ازت به شکل اوره

به مقدار ۱۵۰ میلی گرم در کیلوگرم در دو نوبت در فصل بهار به هر گلدان اضافه شد. گیاهان در هوای آزاد در فصل پاییز کشت و پس از کامل شدن فصل رشد (اواخر تیرماه) از گلدانها خارج و پس از جدا کردن قسمتهای هوایی، غده ها با اسید رقیق و آب مقطر شسته شدند. بعد از خشک کردن کامل در دمای ۷۰ درجه سانتیگراد وزن خشک تعیین و گیاهان با آسیاب برقی پودر و به وسیله اسید کلریدریک ۲ نرمال عصاره گیری شدند. غلظت فسفر در عصارها به روش رنگ سنجی تعیین و شاخصهای گیاهی شامل فسفر جذب شده، عملکرد نسبی و پاسخ گیاه محاسبه گردید.

نتایج و بحث

نتایج آزمایشات نشان داد اجزای مختلف فسفر دامنه گسترده ای در این خاکها دارند. فسفر کل در دامنه ۲۶۸۵/۶- ۹۲۶/۲ با میانگین ۱۵۳۳/۴ میلی گرم در کیلو گرم بود. دامنه تغییرات فسفر آلی ۶۷۵/۸- ۷۵/۳ با میانگین ۲۷۶/۹ میلی گرم در کیلو گرم بود که بطور متوسط ۱۸/۰ درصد از فسفر کل را تشکیل می داد. دامنه تغییرات دی کلسیم فسفات، اکتا کلسیم فسفات، آپاتیت، فسفر پیوند شده با آلومینیوم، فسفر پیوند شده با آهن، فسفر حبس شده درون اکسید های آهن و فسفر باقیمانده به ترتیب ۱۶۵/۵ - ۱۹/۸، ۷۵۰/۴ - ۳۱/۳، ۱۰۳۸/۲ - ۳۴/۱، ۵۲۲/۶ - ۴/۶، ۱۸۴/۹ - ۱/۳، ۳۷۱/۰ -۰/۰ و ۸۱۲/۱ - ۱۰/۵ که هرکدام به ترتیب ۴/۵، ۲۱/۲، ۲۶/۳، ۸/۸، ۳/۸، ۲/۱ و ۱۵/۳ درصد از فسفر کل را شامل شده، بطوریکه فسفاتهای کلسیم شکل غالب فسفر معدنی خاک را تشکیل داد.

به منظور بررسی ارتباط اجزای مختلف فسفر با یکدیگر و شاخصهای گیاه سیر از همبستگی ساده استفاده شد. نتایج مطالعات همبستگی بین اجزای مختلف فسفر نشان داد که دی کلسیم فسفات، اکتا کلسیم فسفات، آپاتیت، فسفر پیوند شده با آلومینیوم همبستگی معنی داری با فسفر عصاره گیری شده به روش اولسن داشتند. این نتیجه احتمالاً نشان دهنده آزاد شدن فسفر از این شکلها در مدت عصاره گیری فسفر قابل جذب است. نتایج رگرسیون چند متغیره بین شکلهای مختلف فسفر با ویژگی های خاک نشان داد pH، گنجایش تبادل کاتیونی، کربنات کلسیم معادل و درصد رس بیشترین تاثیر را بر این اجزاء داشتند. نتایج کشت گلدانی نشان داد شاخص های گیاهی شامل عملکرد نسبی، پاسخ گیاه و فسفر جذب شده توسط گیاه سیر با دی کلسیم فسفات، اکتا کلسیم فسفات، فسفر قابل جذب به روش اولسن و فسفاتهای کلسیم همبستگی معنی داری داشت. بطور کلی می توان گفت قابلیت جذب فسفر در این خاکها تحت تاثیر دی کلسیم فسفات و اکتاکلسیم فسفات است که می توانند در دراز مدت نیاز فسفر گیاه را برآورده کنند.

منابع

[1] Cross, A. F and H. Schlesinger, 1995. A Literuture review and evaluation of the Hedley fractionation: Application to the biogeochemical cycle of Phosphorus in natural ecosystem. Geoderma. 64: 183-196.

[2] Gee, G. W and W. Bauder, 1986. Particle size analysis. In: A, Klute (Ed), Methods of soil Analysis. Part Physical and Mineralogical Methods ASA, Medison, WI.

[3] Jiang, B and Y. Gu, 1989. A suggested fractionation scheme for inorganic phsphorus in a calcareous soils. Fertil. Res. 20:159-165.

[4] Kou, S, 1996. Soil phosphorus fractions. In: D. L, Sparks (Ed), Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods. SSSA. Madison , WI.

[5] Lopez-Pinerio, A and A. Garcia-Navarro, 2001. Phosphate Fractions and availability in vertisols of South-Western Spain. Soil Sci. Soc. Am. J. 166: 548-556

[6] Page, A. L., R. H. Miller and D. R. Keeney, 1982. Methods of soil Analysis. Part 1. Chemical and Microbiological Properties. ASA. SSSA. Madison, WI.

[7] Sommers, L. E and D. W. Nelson, 1972. Determination of total phosphorus in soils: A rapid percholoric acid digestion procedure. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 36: 902-904.

[8] Walker, T. W and J. K. Syers, 1976. The rate of phosphorus during pedogensis.Geoderma. 15: 1-19.

کاربرد فیلتر شن- خاک آهکی- کمپوست برای کاهش فلزات سنگین موجود در فاضلاب صنعتی

میترا محمّدی، امیر فتوت و غلامحسین حق نیا

دانشجوی کارشناسی ارشد، استادیار و استاد گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد.
mitra_mohammadi01@yahoo.com
afotovat@yahoo.com
ghaghnia@yahoo.com

مقدمه

آلودگی آب به دلیل وجود فلزات سنگین سمی، تخلیه فاضلاب شهری و صنعتی، کودها و سموم به داخل آب ها و مدیریت نامناسب زباله ها، باعث وارد آمدن زیان های مختلف محیطی شده و سلامتی بشر را به گونه ای خطرناک تحت تأ ثیر قرار می دهند [1]. متداول ترین فلزات یافت شده در آب ها و فاضلاب ها، سرب، مس، روی، کادمیم، کروم و نیکل هستند [2] و تکنیک های اصلی که برای کاهش مقدار یون های فلزی از فاضلاب ها مفید می باشند شامل رسوب، آهک دهی، شناور سازی و انعقاد، سیمانی شدن و کمپلکس شدن، تبادل یونی، عصاره گیری حلال، اسمز معکوس، جذب، تبخیر، روش های الکتروشیمیایی و فرایندهای فیلتراسیون است [1]. هر کدام از این تکنیک ها دارای مزایا و مضراتی بر اساس سادگی، انعطاف پذیری، مؤثر بودن فرایندها، قیمت، مشکلات تکنیکی و نگهداری آن ها می باشند [3] که فیلتراسیون یک فرایند کارآمد در حذف فلزات سنگین از فاضلاب ها بوده و اگر این نوع از تیمار موفق باشد این مزیت را دارد که جرم معینی از آلاینده ها در یک حجم محدود و قابل دسترسی از مواد تجمع حاصل می کنند [4]. بنابراین هدف از این تحقیق حصول اطمینان از حذف یا کاهش فلزات سنگین کروم، روی، مس و نیکل از فاضلاب های صنعتی توسط فیلتر شن- خاک آهکی- کمپوست و بررسی میزان تداوم آن در دفعات متوالی می باشد.

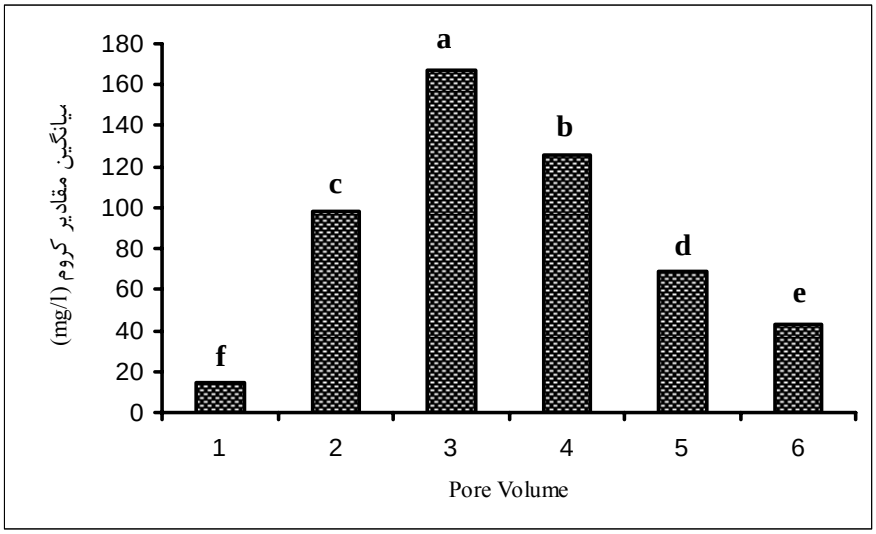
مواد و روشها

این مطالعه در گلخانه و در قالب طرح کاملاً تصادفی با ۶ تکرار و در ۶ pore volume انجام گرفت. لوله های PVC به ارتفاع۶۶,۵ و قطر ۱۰ سانتی متر انتخاب و به ترتیب از پایین به بالا مواد زیر بر روی یکدیگر قرار گرفته و به منظور عدم تداخل مواد و برای تسهیل در حرکت فاضلاب، در بین آن ها از کاغذ صافی استفاده گردید. ترتیب مواد مورد استفاده به صورت زیر بود : شن درشت (۴ میلیمتر) به ارتفاع ۱۵ سانتی متر، شن ریز (۲ میلیمتر) به ارتفاع ۱۵ سانتی متر، خاک آهکی به ارتفاع ۵ سانتی متر، کمپوست به ارتفاع ۱۵ سانتی متر، شن درشت به ارتفاع ۵ سانتی متر. سپس به مجموعه فیلتر مذکور فاضلاب صنعتی به میزان یک لیتراضافه گردید و پس از خشک شدن کامل سطح آن ۳۰ میلی لیتر از زه آب حاصل شده در ظروفی که به این منظور در انتهای هر فیلتر قرار داده شده بود جمع آوری و به منظور اندازه گیری غلظت فلزات سنگین کروم، روی، مس و نیکل به آزمایشگاه انتقال داده شد و این عمل در شش pore volume تکرار گردید. غلظت فلزات سنگین به وسیله دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شد.

نتایج و بحث

فاضلاب صنعتی مورد استفاده در این آزمایش حاوی فلزات سنگین کروم (۱۳۹ میلی گرم بر لیتر)، روی (۱۵۵ میلی گرم بر لیتر)، مس (۲,۰۵ میلی گرم بر لیتر) و نیکل (۵ میلی گرم بر لیتر) با pH = ۳,۵ و EC = ۲۲,۷ dS/m بود. نتایج این مطالعه نشان داد که بعد از کاربرد یک pore volume فاضلاب، غلظت کروم توسط فیلتر شن-خاک آهکی-کمپوست به ۱۴,۴۴ میلی گرم بر لیتر کاهش یافت (۸۹,۶ درصد کاهش) و غلظت روی، مس و نیکل هم به پایین تر از حد تشخیص دستگاه جذب اتمی رسید (۱۰۰ درصد کاهش) که این روند در مورد فلزات روی، مس و نیکل در pore volume های بعدی نیز به همین ترتیب ادامه یافت (شکل ۱، فقط نتایج مربوط به کروم نشان داده شده است). اما در طول مدت آزمایش، این فیلتر در مورد کروم روند متفاوتی را نشان داد به طوریکه در pore volume های

اول و دوم کاهش کروم صورت گرفت اما در pore volume های سوم و چهارم غلظت آن بیشتر از میزان ورودی گردید. در ادامه غلظت این عنصردر pore volume های پنجم و ششم بار دیگر روند کاهشی نشان داد. این امر احتمالاً به دلیل تجزیه شدن کمپوست و تبدیل آن به کمپوست بالغ در طول مدت آزمایش می باشد [5,6] که استوارت [5] معتقد است در نتیجه، مقدار مواد هومیکی پایدار و نامحلول آن زیاد شده و به طورقابل توجهی قدرت کمپلکس کنندگی و توانایی نگهداری کمپوست افزایش می یابد. با توجه به این که فرایندهای مختلفی از جمله تبادل یونی، کلات شدن و یا تشکیل باندهای الکتروستاتیک می‌توانند مسئول کاهش فلزات سنگین موجود در فاضلاب باشند [۶] اما امکان تعیین فرایند غالب در مطالعه اخیر امکانپذیر نبود، ولی به طور کلی به نظر می‌رسد کاربرد فیلتر شن- خاک آهکی- کمپوست در حذف یا کاهش عناصر سنگین مورد مطالعه از فاضلاب های صنعتی مؤثر و قابل توصیه می‌باشد.



شکل ۱- غلظت کروم در زه‌آب خروجی از فیلتر شن-خاک آهکی-کمپوست در pore volume های مختلف

منابع

[1] Upendra, K. and M. Bandyopadhyay, 2006. Sorption of cadmium from aqueous solution using pretreated rice husk, Bioresource Technology 97, 104–109.

[2] Elzahabi, M. and R.N. Yong, 2001. pH influence on sorption charachteristics of heavy metal in vadose zone, Engineering Geology 60, 61-68.

[3] Bishnoi, N.R., M. Bajaj, N. Sharma and A. Gupta, 2004. Adsorption of Cr(VI) on activated rice husk carbon and activated alumina, Bioresource Technology 91, 305–307.

[4] Kietlińska, A., 2004. Engineered wetlands and reactive bed filters for treatment of landfill leachate, Licentiate thesis, Royal Institute of Technology, Stockholm.

[5] Stewart, W.C., 2007. 1994. Method and apparatus for treating storm water, http://www.freepatentsonline.com/5322629.html.

[6] Lenhart, J.H., P.E.S. deRidder, P. Calvert, C. Noling, 2002. The removal of soluble heavy metals from non-point source runoff originating from industrial sources by leaf compost media, 2nd Annual Shipyard Environmental Issues Conference.

بررسی توزیع شکلهای مختلف روی در خاکهای اسیدی استان گیلان و رابطه آنها با برخی خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک

سوگل رسولی، اکبر فرقانی و حسن رمضانپور

دانشجوی سابق کارشناسی ارشد و استادیاران دانشکده کشاورزی دانشگاه گیلان.

مقدمه

شناخت شکل های مختلف روی در ارزیابی وضعیت روی خاک و نیز حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه مهم است چرا که میزان نسبی شکل‌های مختلف روی در خاک، احتمالاً تأثیرزیادی برغلظت ومیزان جذب این عنصرتوسط گیاه خواهد داشت. روی در خاک به شکل های مختلف مانند محلول، تبادلی، آلی، کربناتی، پیوند شده با اکسیدهای منگنز، پیوند شده با اکسیدهای آهن بی شکل، متصل به اکسیدهای آهن متبلور و تتمه وجود دارد. بنابراین مطالعه شکل‌های شیمیایی روی درخاک به منظور ارزیابی قابلیت استفاده آن برای گیاهان درکشاورزی وتعیین میزان تحرک درخاک از نظر جنبه‌های زیست محیطی حائز اهمیت فراوان است[۱ ،۳، ۴و ۵].

برای تخمین مقدارشکل‌های مختلف روی درخاک روش‌های متعددی پیشنهاد شده است. یکی از این روش‌ها جداسازی روی خاک به روش عصاره‌گیری دنباله‌ای است. این روش شامل به کار بردن توالی از عصاره‌گیرهای شیمیایی بر روی یک نمونه برای حل‌کردن انتخابی اجزای شیمیایی مختلف یک عنصر می‌باشد[۲و۵]. تحقیق حاضر به منظور جداسازی شکل های مختلف روی در خاکهای اسیدی استان گیلان و نیز تعیین همبستگی بین این شکلها و برخی ویژگیهای خاکهای مورد مطالعه انجام گرفت.

مواد و روشها

با توجه به ویژگیهای فیزیکی وشیمیایی، تعداد ۲۰ نمونه خاک از افق سطحی (۰ تا۳۰ سانتی‌متر) که بیشترین تنوع را از نظر ویژگیهای فیزیکوشیمیایی داشتند از سراسر استان گیلان جمع‌آوری و جهت تعیین شکلهای مختلف روی درخاک و دیگر ویژگیهای فیزیکوشیمیایی به آزمایشگاه منتقل گردید.

نمونه‌های خاک هوا خشک شده و پس از گذراندن از الک ۲ میلی‌متری ویژگی های آنها مانند بافت، pH، ظرفیت تبادل کاتیونی، مقدار ماده آلی و میزان روی قابل استخراج با DTPA با روش های معمول آزمایشگاهی اندازه گیری شد. برای جداسازی و تعیین شکل‌های شیمیایی روی درخاک، تلفیقی از روشهای پیشنهادی تسیروهمکاران، شومن و چائو تحت عنوان روش تغییریافته سینگ و همکاران، استفاده گردید[۳]. شکل‌های شیمیایی و عصاره‌گیرهای آنها عبارت بودند از شکل تبادلی روی با نیترات منیزیم، شکل کربناتی روی با استات سدیم، شکل آلی روی با هیپوکلریت سدیم، ، روی متصل به اکسیدهای منگنز با هیدروکسیل آمین هیدروکلراید، روی متصل به اکسیدهای آهن بی شکل با هیدروکسیل آمین هیدروکلراید در اسید کلریدریک، روی متصل به اکسیدهای آهن متبلور توسط اگزالات آمونیم در اسید اگزالیک همراه با اسید آسکوربیک و روی باقیمانده از طریق هضم خاک با اسیدپرکلریدریک، اسیدفلوریدریک و اسیدکلریدریک غلیظ عصاره گیری شدند.

تجزیه و تحلیل آماری داده های بدست آمده با استفاده از برنامه کامپیوتری SPSS انجام شد.

نتایج و بحث

تعیین شکل‌های مختلف روی با روش عصاره‌گیری دنباله‌ای نشان داد که این اشکال با یکدیگر اختلاف معنی داری داشته و به طور کلی میانگین شکل‌های روی بومی در خاک‌های مورد پژوهش دارای ترتیب زیر است:

تبادلی< آلی < متصل به اکسیدهای منگنز <کربناتی < متصل به اکسیدهای آهن بی‌شکل < متصل به اکسیدهای آهن کریستالی<< تتمه

بنابراین بیشتر روی در خاک به صورت تتمه وجود دارد.

شکل تبادلی روی با ظرفیت تبادل کاتیونی همبستگی معنی دار نشان می‌دهد، همچنین بین شکل تبادلی روی با میزان رس و ماده آلی خاک نیز یک رابطه مثبت وجود دارد. چون ماده آلی و رس از عوامل تولیدکننده ظرفیت تبادل کاتیونی در خاک می‌باشند، رابطه به دست آمده بین شکل تبادلی روی با مقدار ماده آلی موجود در خاکهای این پژوهش منطقی به‌نظر می‌رسد. همچنین شکل آلی روی در خاک‌های مورد آزمایش با ماده آلی موجود در خاک و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک همبستگی معنی‌دار نشان می‌دهد و نیز بین شکل روی متصل به اکسیدآهن کریستالی وشکل تتمه روی با مقدار ماده آلی خاک همبستگی معنی‌داری وجود دارد.

همچنین با استفاده از معادلات رگرسیون مرحله‌ای مشاهده گردید که روی قابل استخراج با DTPA با اشکال تبادلی، کربناتی، آلی، متصل به اکسیدهای منگنز، متصل به اکسیدهای آهن متبلور همبستگی بسیار معنی داری دارد. این موضوع نشان می‌دهد که منبع تأمین کننده روی قابل استفاده در این خاک‌ها عمدتاً از اشکال فوق تشکیل یافته است.

منابع

[1] Han, F. X., A. T. Hu and H. Y. Qi. 1994. Transformation and distribution of forms of zinc in acid, neutral and calcareous soils of china. *Geoderma.* 66:121-135.

[2] Ma, Y. B., and N. C. Uren. 1997. Transformations of heavy metals added to soil-application of a new sequential extraction procedure. *Geoderma.* 84: 157-168.

[3] Singh, J. P., S. P. S. Karwasra, and M. Singh. 1988. Distribution and forms of copper, iron, manganese, and zinc in calcareous soils of India. *Soil Sci.* 146: 359-366.

[4] Shuman, L. M. 1985. Fractionation method for soil microelements. *Soil Sci.* 140: 11-22.

[5] Tessier, A., P. G. C. Campbell, and M. Bisson. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particular trace elements. *Anal. Chem.* 51: 844-851.

بررسی اثر کشت گیاه ذرت بر تغییر شکل های مختلف روی در خاکهای اسیدی استان گیلان و رابطه این شکل ها با پاسخهای گیاه

سوگل رسولی، اکبر فرقانی و حسن رمضانپور

دانشجوی سابق کارشناسی ارشد و استادیاران دانشکده کشاورزی دانشگاه گیلان.

مقدمه

عناصر کم مصرف از جمله روی در خاک به شکل‌های مختلف مانند محلول، تبادلی، آلی، کربناتی، پیوند شده با اکسیدهای منگنز، پیوند شده با اکسیدهای آهن بی شکل، متصل به اکسیدهای آهن متبلور و تتمه وجود دارند. رفتار روی درمحیط‌های خاک- گیاه به نوع گونه‌های شیمیایی وتوزیع نسبی فرم‌های شیمیایی این فلز در محلول خاک بستگی دارد و از آنجا که حلالیت این شکل‌ها متفاوت است قابلیت استفاده آنها برای گیاه نیز یکسان نمی‌باشد و با تغییر در شرایط خاک توزیع روی در میان این شکل‌ها نیز تغییر می‌کند[۳،۴و۵]. استفاده از روش‌های عصاره‌گیری دنباله‌ای در تعیین شکل‌های مختلف روی دانش ما را در مورد اهمیت نسبی این شکل‌ها در تغذیه گیاهان افزایش می‌دهد[۱]. روش عصاره‌گیری دنباله‌ای شامل استفاده متوالی از عصاره‌گیرهای شیمیایی می‌باشد که بر روی یک نمونه انجام می‌شود و برای حل‌کردن انتخابی اجزای شیمیایی مختلف یک عنصر در نظر گرفته شده‌اند[۲].

تحقیق حاضر به منظور مطالعه اثر کشت گیاه ذرت بر تغییر شکل‌های مختلف روی در خاکهای اسیدی استان گیلان و نیز تعیین همبستگی بین این شکلها با پاسخ‌های گیاهی انجام گرفت.

مواد و روشها

با توجه به ویژگیهای فیزیکی وشیمیایی مانند بافت، pH، ظرفیت تبادل کاتیونی و مقدار ماده آلی، تعداد ۲۰ نمونه خاک از افق سطحی (۰ تا۳۰ سانتی‌متر) از سراسر استان گیلان جمع‌آوری و جهت تعیین خصوصیات فیزیکوشیمیایی و تعیین شکل‌های مختلف روی درخاک قبل از کشت به آزمایشگاه منتقل گردید. در مرحله بعد آزمایش گلخانه‌ای با گیاه ذرت و در قالب طرح کاملاً تصادفی با ۲۰ خاک در ۳ تکرار انجام شد. در ابتدا کلیه عناصر غذایی لازم به هر گلدان اضافه شده و رطوبت گلدان ها به حد ظرفیت زراعی رسانده شد. سپس ۶ عدد بذر ذرت در عمق مناسب کاشته شده و پس از سبز شدن کامل بذور در پایان هفته دوم، تعداد گیاهان هر گلدان به ۲ بوته یکنواخت تنک گردید. در طول دوره رشد گیاه، سعی شد رطوبت خاک درحد ظرفیت زراعی نگه داشته شود. پس از هشت هفته بخش هوایی گیاهان بریده شده و پس از شستشو با آب مقطر و خشک کردن در آون(۶۵ درجه سانتی-گراد) توزین و وزن خشک قسمت‌های هوایی گیاه اندازه‌گیری شد. سپس کل اندام هوایی گیاه آسیاب شده و یک گرم از آن پس از خشک سوزانی به صورت محلول درآمده و غلظت روی به وسیله دستگاه جذب اتمی تعیین گردید. وزن ماده خشک گیاهی، غلظت روی در گیاه و جذب کل روی از خاک هر گلدان (حاصلضرب وزن ماده خشک در غلظت روی در گیاه) به عنوان پاسخ‌های گیاهی در نظر گرفته شد. پس از برداشت گیاهان، خاک گلدان‌ها هوا خشک شده و شکل‌های شیمیایی روی در این خاک‌ها به روش عصاره‌گیری دنباله‌ای تعیین شدند[۴].

شکل‌های شیمیایی و عصاره‌گیرهای آنها عبارت بودند از شکل تبادلی روی با نیترات منیزیم، شکل کربناتی روی با استات سدیم، شکل آلی روی با هیپوکلریت سدیم، روی متصل به اکسیدهای منگنز با هیدروکسیل آمین هیدروکلراید، روی متصل به اکسیدهای آهن بی شکل با هیدروکسیل آمین هیدروکلراید در اسید کلریدریک، روی متصل به اکسیدهای آهن متبلور توسط اگزالات آمونیم در اسید اگزالیک همراه با اسید آسکوربیک و روی باقیمانده از طریق هضم خاک با اسیدپرکلریدریک، اسیدفلوریدریک و اسیدکلریدریک غلیظ عصاره گیری شدند.

تجزیه و تحلیل آماری داده های بدست آمده با نرم افزارهای SAS و SPSS انجام شد.

نتایج و بحث

نتایج نشان داد که روی جذب شده به وسیله گیاه ذرت با شکل‌های تبادلی، کربناتی، آلی، متصل به اکسیدهای منگنز و متصل به اکسیدهای آهن متبلور همبستگی مثبت و معنی‌داری دارد. بنابراین به‌نظر می‌رسد این شکل‌های روی قابلیت استفاده زیادی برای گیاه داشته باشند. بین شکل متصل به اکسیدهای آهن بی‌شکل و شکل تتمه روی با پاسخ‌های گیاهی هیچ همبستگی مشاهده نشد، احتمالاً این دو شکل روی برای تبدیل به فرم قابل جذب توسط گیاه احتیاج به زمان طولانی‌تری دارند.

همچنین مقایسه آماری هر یک از شکل‌های روی در خاک قبل از کشت با همان شکل در خاک بعد از کشت نشان داد که شکل‌های تبادلی، کربناتی، آلی، متصل به اکسیدهای‌منگنز، متصل به اکسیدهای آهن‌متبلور و شکل تتمه روی همگی در سطح ۰/۱ درصد تفاوت معنی‌داری داشتند، بدین معنی که مقدار این شکل‌ها پس از کشت ذرت تغییر کرده است، در حالی‌که تنها شکل متصل به اکسیدهای‌آهن بی‌شکل در خاک‌های قبل از کشت و بعد از کشت بدون تغییر باقی مانده است.از آنجاییکه اکسیدهای آهن به صورت نودول‌ها، سخت‌دانه‌ها، سیمان بین ذرات یا به صورت پوشش روی ذرات وجود دارند احتمال می‌رود دراین خاک‌ها برای تبدیل این فرم روی به شکل قابل استفاده گیاه احتیاج به زمان بیشتری باشد. همچنین همبستگی معنی داری بین تغییر در مقدار شکل کربناتی و شکل آلی، شکل کربناتی و شکل متصل به اکسیدهای منگنز و شکل آلی و شکل متصل به اکسیدهای منگنز وجود دارد. وجود چنین همبستگی‌های معنی داری احتمالاً بیانگر وجود یک رابطه دینامیکی بین این شکل‌ها در خاک می‌باشد که سبب انتقال روی از شکلی به شکل دیگر شده است.

منابع

[1] Chowdhury, A. K., R. G. McLaren, K. C. Cameron, and R. S. Swift. 1997. Fractionation of zinc in some New Zealand soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 28: 301-312.

[2] Han, F. X., and A. Banin. 1995. Selective sequential dissolution techniques for trace metals in arid-zone soils. The carbonate dissolution step. *Commun. Soil Sci. Plant Anal*. 26: 553-576.

[3] Ma, Y. B., and N. C. Uren. 1997. Transformations of heavy metals added to soil-application of a new sequential extraction procedure. *Geoderma.* 84: 157-168.

[4] Singh, J. P., S. P. S. Karwasra, and M. Singh. 1988. Distribution and forms of copper, iron, manganese, and zinc in calcareous soils of India. *Soil Sci.* 146: 359-366.

[5] Shuman, L. M. 1985. Fractionation method for soil microelements. *Soil Sci.* 140: 11-22.

بررسی امکان پالایش خاکهای آلوده به عناصر سرب، کادمیم و نیکل توسط باقلا

رویا کریمی و مصطفی چرم

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه شهید چمران اهواز.

مقدمه

با پیشرفت و توسعه فناوری و افزایش جمعیت، گسترش آلودگی‌ها در مناطق مختلف جهان به خصوص مناطق صنعتی، شهری و کشاورزی رشد چشمگیری داشته است. از میان آلاینده‌های شیمیایی، عناصر سنگین به لحاظ تاثیرات اکولوژیکی، بیولوژیکی و بهداشتی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار می‌باشند (۲). اصطلاح فلزات سنگین برای تعدادی از فلزها به کار می‌رود که اغلب دارای چگالی بیش از ۵ گرم برسانتی‌متر مکعب هستند و در گروه عناصر واسطهٔ جدول تناوبی قرار دارند (۱).

از میان‌روشهای‌پالایش خاکهای‌آلوده روش پاکسازی توسط گیاه و بطوردقیق‌ترگیاه‌پالایی(Phytoremediation) به روشی گفته می‌شود که در آن از گیاهانی نظیر علوفه، گونه‌های چوبی و بوته‌ها برای خروج، نگهداری و بی‌اثر کردن آلاینده‌های زیست محیطی نظیر فلزات سنگین، ترکیبات آلی و مواد رادیواکتیو در خاک و آب استفاده می‌شود(۲). پژوهشگران گیاهان مختلف را برای پالایش عناصر سنگین خاک مورد آزمون قرار داده‌اند، به عنوان مثال گیاه کیسه چوپان را برای پالایش کادمیم و روی، خردل هندی را برای پالایش سرب، کرم، روی و مس و آفتابگردان را برای پالایش مواد رادیواکتیو پیشنهاد نموده‌اند (۵).لذا بررسی امکان پالایش خاکهای آلوده به عناصر سرب، کادمیم و نیکل توسط باقلا هدف این تحقیق بود.

مواد و روشها

این تحقیق در قالب طرح کامل تصادفی در سه تکرار، در شرایط گلخانه‌ای اجرا شد. خاک مورد آزمایش از مزرعه تحقیقات کشاورزی دانشگاه شهیدچمران اهواز، از عمق (۳۰-۰) سانتیمتری جمع‌آوری و به صورت مصنوعی آلوده گردید. سطوح انتخابی برای عنصر کادمیم (۱۰۰، ۵۰، ۰) و برای عناصر نیکل و سرب به ترتیب (۵۰۰، ۲۵۰، ۰) و (۱۰۰۰، ۵۰۰، ۰) میلی‌گرم بر کیلوگرم در نظر گرفته شد (۴). به منظور اعمال تیمارهای عناصر سنگین مقادیر مشخصی از نمکهای محلول (کلرور یا نیتراته) هر یک از عناصر سرب، کادمیم و نیکل را در آب مقطر حل نموده و بر روی میزان معینی خاک الک شده (۵ کیلوگرم به ازای هر گلدان)، اسپری و خاک را زیرورو کرده تا محیطی کاملاً یکنواخت حاصل گردد. بعد از آماده‌سازی نمونه‌های خاک و طی دورهٔ انکوباسیون (دوهفته)، گلدانهای پلاستیکی را از خاک پرنموده و براساس نتایج آزمون خاک و نیاز غذایی گیاه عناصر N,P,K به صورت کودهای شیمیایی به خاک گلدان‌ها اضافه گردید و تعداد ۶ بذر باقلا در هر گلدان کاشته شد. پس از جوانه‌زنی، تعداد بوته‌ها به ۳ بوته تقلیل یافت. آبیاری بر اساس مصرف ۸۰ درصد رطوبت ظرفیت زراعی صورت گرفت. با گذشت ۷۰ روز از زمان جوانه‌زنی، عملیات برداشت انجام شد. ریشه و اندام هوایی (ساقه و برگ) ابتدا تفکیک و پس از شستشو در آون در دمای ۷۵ درجه سانتیگراد خشک و آسیاب شدند. غلظت سرب، کادمیم و نیکل بعد از هضم در مخلوط سه اسید توسط دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری گردید.

نتایج و بحث

برخی از خصوصیات خاک در جدول (۱) نشان داده شده است. خاک مورد آزمایش دارای بافت لوم رسی با شوری کم می باشد.

جدول ۱- برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

EC_e	pH	O.C	T.N.V	Sand	Silt	Clay	DTPA Extra		
(dsm^{-1})		٪					($mgkg^{-1}$)		
							Pb	Cd	Ni
۲/۷	۷/۵	۰/۵۷	۰/۹۸	۵۱/۱	۲۷/۵	۲۱/۴	۰/۸۹	۰/۰۴	۰/۵۹

نتایج جدول (۲) تجزیه واریانس غلظت عناصر سرب، کادمیم و نیکل در اندام های باقلا نشان می‌دهد که تغییرات غلظت سرب، کادمیم و نیکل در ریشه تقریباً از الگوی تغییرات غلظت این عناصر در اندام هوایی پیروی می‌کند، با این تفاوت که افزایش غلظت سرب تاثیر معنی‌داری بر مقدار این عنصر در اندام هوایی ندارد. این مشاهده بدلیل مقاومت سرب در انتقال از ریشه به اندام هوایی است(۲).

جدول ۲- غلظت سرب، کادمیم و نیکل در خاک و گیاه (اندام هوایی و ریشه) بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم

Treatments	Soil	Shoot	Root	Shoot/Root Ratio	SPTC
Lead	۰	۱/۲۴۰ b	۱۲۸/۶ c	۰ /۰۱ b	۱/۴c
	۵۰۰	۱۰۲a	۷۶۸/۷ b	۰/۱۳ a	۰/۲۰b
	۱۰۰۰	۱۲۶/۷a	۱۰۵۷ a	۰/۱۲ a	۰/۱۳a
Cadmium	۰	۰/۰۱ c	۳/۵۷ c	۰/۰۲ a	۰/۲۵ a
	۵۰	۱۴/۷b	۵۱۶/۷ b	۰/۰۳ a	۰/۳ a
	۱۰۰	۲۹/۳ a	۶۲۳ a	۰/۰۳ a	۰/۳ a
Nickel	۰	۷/۳۵ c	۳۵/۲ c	۰/۲۲ a	۱۳/۱ a
	۲۵۰	۶۰ b	۴۱۰/۷ b	۰/۱۵ b	۰/۲۴ b
	۵۰۰	۱۰۳/۳ a	۵۶۸/۷ a	۰/۱۶ b	۰/۲۱ b

SPTC: soil plant transfer coefficient

میانگین‌های دارای حداقل یک حرف مشترک برای سطوح هر عنصر در سطح ۱٪ و با استفاده از آزمون دانکن تفاوت معنی‌دار ندارند.

آنچه در گیاه پالایی مهم می‌باشد نسبت غلظت عنصر در اندام هوایی به ریشه و ضریب انتقال (نسبت عنصر در اندام هوایی به غلظت کل عنصر در خاک) است. با توجه به نتایج حاصله بیشترین و کمترین نسبت غلظت عنصر در اندام هوایی به ریشه به ترتیب مربوط نیکل و کادمیم است. بیشترین ضرایب انتقال مربوط به عناصر نیکل و کادمیم و کمترین مقدار آن مربوط به عنصر سرب می‌باشد. نتایج نشان می دهد که غلظت هر سه عنصر از مقدار طبیعی آنها در گیاهان بسیار زیادتر است(۳)، و می‌توان به این نتیجه رسید که باقلا می‌تواند گیاه مناسبی برای استخراج عناصر کادمیم و نیکل از خاک‌های آلوده به این عناصر باشد.

منابع

[۱] سلیمانی امین آبادی، م. ۱۳۸۲. پالایش خاک‌های آلوده به هیدروکربن‌های نفتی و فلزات سنگین سرب و نیکل به وسیله گیاهان. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان. ص‌ص : ۸۶-۵۶.

[۲] صلحی، م. ۱۳۸۴. گیاه پالایی خاک‌های آلوده به عناصر سرب و روی و استفاده از رادیوایزوتوپ روی جهت مطالعه رفتار روی در خاک و گیاه. پایان نامه دوره دکترا، دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان. ص‌ص : ۳۰-۱.

[۳] وهابزاده کبریا، ق و م. براتی. ۱۳۸۴. اثرات زیست محیطی فرآیندهای استخراج و فرآوری معدن سرب و روی آهنگران. پژوهشنامه علوم کشاورزی و منابع طبیعی خزر. سال سوم. شماره سوم. ص‌ص : ۶۲-۵۲.

[4] Pairs J, I. and W. Jones. 2000. The hand book of trace element. ST. Lucie press Bocarton, Florida.

[5] Perronent, K., C. Schwartz and J. Louis Morel. 2003. Distribution of cadmium and zink in the hyperacccumulator Thlaspi Caerulescens grown on multicontaminated soil. Plant and Soil. 249 : 19-25.

ویژگیهای جذبی برخی غیر متحرک کننده های روی(Zn)

معصومه فریادی و شاهین اوستان

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و استاد یار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه تبریز.
mf_kh_ta@yahoo.com

مقدمه

خاک نه تنها به عنوان نشتگاه (source) عناصر غذایی گیاه بلکه به عنوان نشستگاه (sink) آلاینده ها به ویژه فلزات سنگین مورد توجه است. در سالهای اخیر با توجه به پر هزینه بودن روشهای غیر درجا (مانند حفر و دفن) برای آلودگی زدایی از خاکهای آلوده به فلزات سنگین، روشهای درجای غیر متحرک کردن شیمیایی که ارزانتر هستند مورد توجه قرار گرفته اند. این روشها در بر گیرنده واکنشهای رسوب کردن(۲) کمپلکس شدن(۳) جذب سطحی شدن(۴) و انضمام یا inclusion(۱) می باشند. این تحقیق به منظور بررسی ویژگیهای جذبی تعدادی از مواد اصلاح کننده برای غیر متحرک کردن روی(Zn) انجام پذیرفت.

مواد و روشها

به یک گرم از تری کلسیم فسفات(TCP)، کمپوست، کوددامی، لجن پتروشیمی و زئولیت عبور کرده از غربال ۰/۲میلیمتری در لوله های سانتریفوژ ۵۰ میلی لیتری،۲۰ میلی لیتر محلول نیترات کلسیم ۰/۰۱ مولار حاوی غلظتهای صفر، ۱۰، ۲۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی گرم در لیتر Zn از منبع $Zn(NO_3)_2.6H_2O$ اضافه شد. لوله ها به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۲۰ درجه سانتی گراد اینکوباتور نگهداری شده و به طور متناوب (مجموعاً به مدت ۲ ساعت و ۲۴ دقیقه) تکان داده شدند. پس از آن لوله ها به مدت ده دقیقه سانتریفوژ شده (۳۰۰۰ rpm)و محلول زلال رویی آنها از فیلتر واتمن ۴۲ عبور داده شد. غلظت Zn با استفاده از دستگاه جذب اتمی اندازه گیری گردید(۱). با توجه به نتایج آزمایشات مقدماتی در مورد کوارتز، سیلیس بی شکل و پرلیت از غلظتهای صفر، ۰/۵، ۱، ۲ و ۵ میلی گرم در لیتر Zn استفاده گردید. به منظور فعال کردن(activation) جذب کننده های مذکور، مقدار کافی از این مواد با محلول M NaOH ۰/۰۱ به مدت ۲۴ ساعت در تماس قرار گرفت و سپس چهار بار و هر بار به مدت ۳۰ دقیقه با همین محلول شستشو شد. بعد از آن مراحل فوق با آب دی یونیزه تکرار گردید.

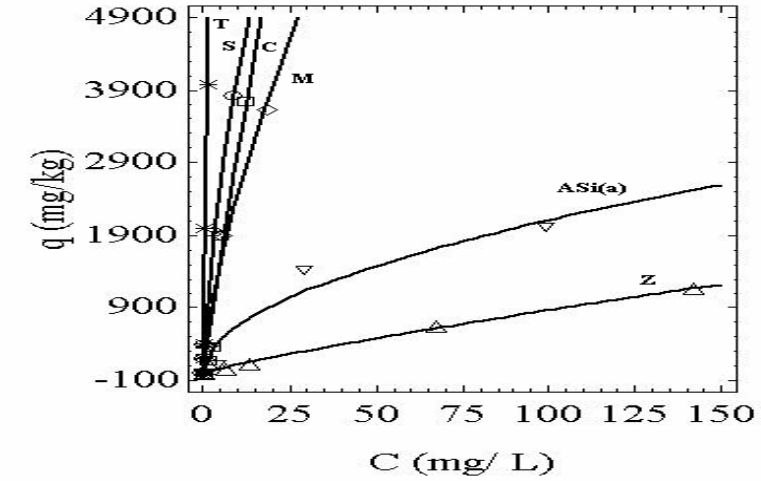
نتایج و بحث

نتایج نشان داد که معادله فروندلیچ ($q=KC^{1/n}$) برازش خوبی را به داده های جذبی تری کلسیم فسفات، کمپوست، کود دامی، لجن پتروشیمی، سیلیس بی شکل فعال شده ، پرلیت فعال شده و زئولیت نشان می دهد. مقادیر ثابتهای تجربی این معادله و ضرایب تبیین(r^2) در جدول (۱) ارائه شده است. شکل(۱) نیز برازش معادله فروندلیچ را به برخی داده های آزمایشگاهی نشان می دهد. تری کلسیم فسفات از طریق تشکیل $Zn_3(PO_4)_2$ که دارای حاصلضرب حلالیت بسیار کوچکی است(log Ksp = -۳۵/۳) سبب رسوب Zn شده است. با این حال امکان انجام واکنش مزبور در pH خاک نیاز به تحقیق بیشتری دارد. لجن پتروشیمی مقدار قابل ملاحظه ای از Zn محلول را جذب کرده است. این امر حاکی از توان جذبی بالای این ماده به منظور غیر متحرک کردن Zn در زمینهای آلوده است. کمپوست مقدار بیشتری Zn را در مقایسه با کود دامی جذب کرده است. استفاده از اصلاح کننده های مزبور در خاکهای زراعی مستلزم آگاهی از این موضوع است که چه میزان از Zn جذب شده به شکل کمپلکس های غیر قابل جذب برای گیاه در آمده و چه میزان هنوز برای گیاه قابل استفاده است. گرچه زئولیت در این آزمایش توان جذبی کمی را از خود نشان داد، ولی باید توجه داشت که به دلیل محبوس شدن Zn در کانالهای داخلی این کانی احتمالاً مقدار کمی از آن برای گیاه قابل استفاده خواهد بود. در آزمایش به عمل آمده کوارتز قبل و بعد از فعال شدن قادر به جذب Zn نبود. همدمای جذبی پرلیت قبل از فعال شدن در ناحیه منفی (واجذب) قرار گرفت و میزان Zn آزاد شده با افزایش غلظت Zn اضافه شده کاهش یافت. بعد از فعال شدن همدمای جذبی به ناحیه مثبت(جذب) انتقال یافت. به نظر می رسد از آنجایی که

پرلیت علاوه بر SiO_2 (۷۵٪) دارای Al_2O_3 (۱۵٪) نیز هست، لذا در مقایسه با کوارتز دارای تمایل بیشتری برای جذب Zn است. بعلاوه، سطح ویژه پرلیت نیز در مقایسه با کوارتز به مراتب بیشتر است. داده های جذبی سیلیس بی شکل(سیلیکا ژل) به معادله اصلاح شده فروندلیچ($q=KC^{1/n}+b$) برازش یافت: (r^2=۰/۹۹۶ و ۳۳/۳۵- q ۵۵/۱۸$C^{۰/۴}$.) =دامنه جذبی این ماده بعد از فعال شدن به شدت افزایش یافت. بعلاوه داده های جذبی نیز به معادله ساده فروندلیچ برازش پیدا کرد(شکل ۱). سیلیس بی شکل سطح ویژه بسیار زیادی دارد($S = ۸۰۰\ m^2\ g^{-1}$) و پس از تبدیل گروههای Si-OH به $Si\text{-}O^-$ تمایل زیادی به جذب Zn پیدا می کند. البته این ماده پس از اضافه شدن به زمینهای آلوده به طور موضعی باعث قدری افزایش در pH می شود که از این طریق نیز تحرک Zn را به واسطه افزایش تمایل به جذب اجزای خاک کاهش می دهد.

جدول ۱- مقادیر ثابتهای تجربی(K و 1/n) و ضرایب تبیین(r^2) معادله فروندلیچ

ماده جذب کننده	*K(mg kg^{-1})*	*1/n*	*r^2*
TCP	۳۳۶۳	۰/۹۸۶	۰/۹۴
کمپوست	۵۱۷	۰/۶۷۹	۰/۹۸
کود دامی	۳۴۹	۰/۹۴۰	۰/۹۵
لجن پتروشیمی	۹۵۹	۰/۶۳۲	۰/۹۹۹
سیلیس بی شکل(فعال شده)	۲۰۳	۰/۵۰۸	۰/۹۵
پرلیت(فعال شده)	۵/۹۳	۰/۹۵۵	۰/۹۹۸
زئولیت	۱۶/۸۸	۰/۸۵۵	۰/۹۹۷



شکل ۱- برازش معادله فروندلیچ به داده های جذبی TCP(T)، لجن پتروشیمی (S)، کمپوست(C)، کود دامی(M)، سیلیس بی شکل فعال شده [ASi(a)] و زئولیت(Z).

منابع

[1] Erdem,E.,N.Karapinar, and R.Donat.2004. The removal of heavy metal cations by natural Zeolite.Journal of Colloid and Interface Science 280:309-314.

[2] McGowen,S.L.,N.T.Basta, and G.O.Brown.2001.Use of Diammonium Phosphate to reduce heavy metal solubility and transport in smelter-contaminated soil.Journal of Environmental Quality 30:493-500.

[3] Norwal,R.P., and B.R.Singh.2004.Effect of organic material on partitioning ,extractability and plant uptake of metals in an alum shale soil. Water,Air and Soil Pollution.103(1-4):405-421

[4] Savenko,A.V.2003.Experimental study of sorption of heavy metals (Cu,Zn,Pb,Cd,Co,Ni,Mn) by alumina-silicate gels. Research supported by the RFBR, grant 01–05–64668. Department of the Earth Sciences, Lomonosov Moscow State University. Moscow, Russia.

استفاده از گونه های مختلف گیاه گز برای اصلاح خاک های شور و سدیمی و بررسی اثرات آنها بر کاتیونها وآنیونهای محلول خاک

مهدی آقائی و عبدالمجید ثامنی

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و دانشیار بخش علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز.
Email: mehdi495_61@yahoo.com

مقدمه

بیابان زایی از بزرگترین بلایا ای است که بسیاری از کشورهای جهان با آن روبرو هستند شور وسدیمی شدن اراضی به عنوان یکی از عوامل بیابان زائی، موجب کاهش ویا از بین رفتن قوه باردهی اقتصادی اراضی می گردد (علوی پناه و همکاران ۱۳۸۰). امروزه به علت استفاده بی رویه از منابع طبیعی وبه کار گیری غلط تکنولوژی در تولید محصولات کشاورزی، مناطق خشک در معرض شور شدن می باشد [Mitchell et al, 1999]. اصولاً با توجه به شرایط خشکی، شوری زیاد، وتغییرات درجه حرارت روز وشب که عوامل تخریب وبه تبع آن فرسایش خاک ها ست ایجاب می کند که در انتخاب گونه های مقاوم، فقط به سازگاری اکتفا نشود بلکه به رشد سریع و خصوصیات کیفی این گیاهان نیز توجه کافی صورت گیرد تا بتوان در مدیریت مناطق خشک وبیابانی از بهترین گونه ها مدد جست [Minyamato et al, 1996]. Mishra و همکاران (۲۰۰۳) مشاهده کردند که اکالیپتوس گونه ی ترتیکرنیس به مرور زمان باعث کاهش قابلیت هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک رویشگاه خود شده است. Virjinia and Jarrell (۱۹۸۳) غلظت های کلسیم، منیزیم و پتاسیم محلول بیشتر و غلظت سدیم و کلر کمتری در خاک رویشگاه گونه کهور گزارش کرده اند در این تحقیق کلسیم محلول، کاتیون غالب در زیر سایه انداز و سدیم محلول، کاتیون محلول غالب در خارج از سایه انداز بوده است.

با توجه به این که انواع مختلف گیاه گز در هر آب و هوا وخاکی رشد می کند و مناسبترین جا برای رشد و زیاد شدن آنها منطقه های گرم و خشک وبیابانی و خاک های شور است. بنابراین هدف از تحقیق حاضر بررسی اثرات اصلاحی این درختان در منطقه ای که دارای خاک های شور و سدیمی می باشد و استفاده از آنها برای اصلاح مناطقی با شرایط مشابه می باشد.

مواد و روشها

منطقه مورد مطالعه در دشت مرودشت در ۴۵ کیلومتری شمال شرقی شیراز در استان فارس واقع شده است. خاک های منطقه به دلیل مشکلات زیاد از جمله شور و سدیمی بودن خاک با میانگین EC و SAR به ترتیب $_{ds/m}$۲۱/۳۳، ۲۶/۱۴ و همچنین شوری آب آبیاری بازده محصولات پایین می باشد.

این تحقیق در قالب یک طرح فاکتوریل ۲×۴×۴ (در چهار عمق، چهارگونه گیاهی و دو فاصله) و در قالب طرح کاملاً تصادفی در ۳ تکرار انجام گردید. گونه های مورد بررسی به قرار زیر می باشد.

T. tetragynea و *T . szowitsiana* ، *T . serotina* ، *Tamarix ramosissim*

در اجرای این طرح تحقیقاتی، از چهار گونه گز در سه تکرار (مجموعا ۱۲ نمونه)استفاده شد.از هر گیاه ۱۰ نمونه برداشته شد سپس از آنها یک نمونه ترکیبی تهیه شدو درآنها کلسیم و منیزیم به وسیله قرائت با دستگاه جذب اتمی پتاسیم و سدیم با کاربرد روش شعله سنجی، کلر با روش چاپمن وپرات اندازه گیری شد. درمحل ۱۲ نمونه گیاهی فوق الذکر، یک نیمرخ در سایه انداز، و یک نیمرخ خارج سایه انداز (جمعا ۲۴ نیمرخ)حفر کرده و از هر نیمرخ از ۴ عمق صفرتا۲۰،۲۰-۴۰،۴۰-۶۰،۶۰-۸۰ سانتیمتری نمونه برداری خاک صورت گرفت (جمعا ۹۶ نمونه خاکی). نمونه های دست خورده ابتدا خشک شد و از الک ۲میلیمتری عبور داده شد و در آنها برخی خصوصیات شیمیایی نظیر پ هاش در خمیر اشباع خاک، قابلیت هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک وکاتیون های کلسیم ومنیزیم موجود در عصاره اشباع به وسیله تیتره کردن با ای دی تی ا، پتاسیم و سدیم به روش شعله سنجی، آنیون بی کربنات به وسیله تیتره

کردن با اسید سولفوریک و کلر به روش تیتره کردن با نیترات نقره و سولفات به روش رسوب دادن با نیترات کلسیم و تیتره کردن با ای دی تی ا، اندازه گیری گردید. SAR نیز از طریق فرمول مربوطه تعیین گردید.

نتایج و بحث

نتایج نشان داد که غلظت کلسیم، منیزیم و کلر اندام هوایی گونه های مورد بررسی دارای تفاوت معنی دار بوده ولی سدیم وپتاسیم آنها تفاوت معنی دار ندارند (جدول۱). همچنین این نتایج نشان داد که گونه های مختلف مورد بررسی در این طرح دارای اثرات متفاوتی بر میزان کلسیم، منیزیم، سدیم، پتاسیم، کلر، بیکربنات وسولفات محلول، EC، SAR وpH خاک رویشگاه بودند. این تحقیق نشان داد که گونه *T. serotina* داری بیشترین اثر بر موارد ذکر شده می باشد (جدول۲).

جدول۱- ترکیب شیمیایی گونه های مورد بررسی (ارقام میانگین ۳ تکرار)

گونه گیاهی	Na ٪	K ٪	Ca ٪	Mg ٪	Cl ٪
T. szowitsiana	۱/۰۹a	۰/۶۴a	۱/۳۹b	۱/۴۹a	۱/۴۹a
T. tetragynea	۰/۹۸a	۰/۶۹a	۱/۴۱b	۱/۴۱a	۱/۴۰a
T.ramosissim	۰/۹۳a	۰/۷۱a	۱/۰۲a	۱/۰۲b	۱/۵۲a
T . serotina	۰/۹۶a	۰/۷۰a	۱/۰۶a	۱/۰۶b	۰/۹۰b

جدول۲- تاثیر گونه های مورد بررسی بر ترکیب شیمیایی خاک رویشگاه (ارقام معدل ۲۴ رقم: ۲ فاصله، ۴ عمق، ۳ تکرار)

گونه گیاهی	Ca Meq/L	Mg Meq/L	Na Meq/L	K Meq/L	Cl Meq/L	HCO_3 Meq/L	SO_4 Meq/L	EC ds/m	SAR	pH
T. szowitsiana	**۶۱/۰۹a**	**۴۱/۲۹a**	**۱۷۵/۴a**	**۲/۵۱ab**	**۲۳۹/۹a**	**۷/۰۲b**	**۲۲/۱۸a**	**۲۰/۰۷a**	**۲۳/۱۵a**	**۷/۴۴ab**
T. tetragynea	**۶۱/۳۸a**	**۳۸/۲۰a**	**۱۵۱/۸ab**	**۲/۶۳a**	**۲۳۷/۳a**	**۶/۴۹b**	**۲۲/۱۳a**	**۱۹/۰۵b**	**۱۹/۸۱ab**	**۷/۴۸a**
T.ramosissim	**۴۸/۱۷b**	**۳۲/۹۳ab**	**۱۱۴/۴bc**	**۱/۷۸bc**	**۱۸۲/۲ab**	**۷/۴۴b**	**۱۶/۸۳b**	**۱۴/۰۲b**	**۱۶/۵۶bc**	**۷/۳۷bc**
T . serotina	**۳۵/۱۶c**	**۲۶/۷۶b**	**۷۴/۲۸c**	**۱/۲۵c**	**۱۱۱/۰b**	**۸/۸۲a**	**۱۳/۵۸c**	**۹/۴۵c**	**۱۲/۵۹c**	**۷/۳۰c**

میانگین های با حروف مشترک در هر ستون از نظر آماری دارای تفاوت معنی داری نمی باشند.

همچنین بررسی خاک شاهد وخاک تحت تاثیر گونه های مورد مطالعه نشان داد که بین کلسیم، منیزیم، سدیم، پتاسیم، کلر، وسولفات محلول، EC، SAR وpH خاک محدوده سایه اندازکاهش معنی داری نسبت به منطقه شاهد دارد به عنوان مثال SAR در زیر سایه انداز۹/۹۲ و درخاک شاهد ۲۶/۱۴ می باشد.در حالی که بین بیکربنات محلول دو منطقه شاهد و زیر سایه انداز تفاوت معنی دار ندارند. در بررسی عمق های مختلف مورد بررسی نیز مشاهده شد که منیزیم، پتاسیم، بیکربنات محلول و pH عمق های مختلف مورد بررسی دارای روند کاهشی با افزایش عمق می باشد ولی از نظر میزان کلسیم، سدیم، کلر و سولفات محلول و EC و SAR بین عمق های مختلف مورد بررسی اختلاف معنی داری مشاهده نشد.

به طور کلی، گونه‌های مورد مطالعه باعث کاهش SAR و قابلیت هدایت الکتریکی خاک سایه‌انداز نسبت به منطقه شاهد شده‌اند که در مورد SAR این کاهش باعث شده که خاک از حالت سدیمی خارج شود و کاهش قابلیت هدایت الکتریکی هم باعث کاهش قابل ملاحظه‌ای در شوری منطقه شده است.

منابع

[۱] علوی پناه، س، ک. ا، م، پویافر. س، ع، خلیل پور. ۱۳۸۰. مطالعه پوشش گیاهی و شوری خاک بر اساس داده های سنجش از دور و سامانه های اطلاعات جغرافیایی: مطالعه موردی رودخانه شور کرج. مجله بیابان ۶(۱):۶۹-۸۵.

[2] Minyamato, S. M., Glenn. E. P and Olsen, M. W. 1996. Growth, water use and salt uptake of four halophytes irrigated with highly saline water. J. Arid, Env. 32:141-159.

[3] Mitchell, J, P., C. D. Thomson, W. L. Ggraves and C. Shennan. 1999. Cover crops for saline soils. Agron and Crop Sci. 183:167-178.

[4] Mishra, A., S. D, Sharma and G. H, Khan. (2003). Improvement in physical and chemical properties of sodic soil by 3,6 and 9 years old plantation of *Eucalyptus tereticornis*: Biorejuveation of sodic soil. Forest Ecol. Manage., Vol. 182, pp.115-124.

[5] Viringinia, R. A., and W. M. Jarrell. (1983). Soil properties in a mesquite-dominated Sonoran desert ecosystem. Soil Sci. Soc. Am. J, Vol.47,pp.138-144.

پیامد سترون سازی بر ریخت های گوناگون فسفر خاک

نسرین جلیلوند و علی اکبر صفری سنجانی

دانشجوی کارشناسی ارشد و دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه بوعلی سینا.

aa-safari@basu.ac.ir

مقدمه

فسفر پس از نیتروژن یکی از مهمترین عناصر ضروری برای رشد گیاه است واین عنصرجزءعناصر پرنیاز برای گیاه محسوب میشود. میزان فسفر کل در خاک ها نزدیک ۵۰۰ تا ۸۰۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک است.. فسفر کانی در خاک ها, سنگ ها و ته نشست های دیگر به ریخت کانی های آپاتیت اولیه و غیره مانند فلوئورآپاتیت, هیدروکسی آپاتیت, و اکسی آپاتیت می باشند. این کانی ها در خاک نامحلول هستند اما بزرگترین منابع فسفر خاک را می سازند زیرا در شرایط مناسب می توانند حل شده و برای گیاهان و ریزجانداران قابل استفاده شوند. کانی های فسفاته همچنین می توانند همراه با اکسید های آهن, آلومینیوم و منگنز در طبیعت به ریخت کم محلول و قابل دسترس گیاه باشند. دومین ترکیبات فسفره در خاک مواد آلی هستند. ریخت آلی فسفر ممکن است ۳۰ تا ۵۰ درصدکل فسفر را در بیشتر خاک ها تشکیل دهد, اگر چه ممکن است دامنه ای کمتر از ۵ تا بالاتر از ۹۵ درصد در خاک داشته باشد.

ریخت های گوناگون فسفر معدنی در خاکهای مناطق مختلف دنیا و وابستگی آن با ویژگی های ژئوشیمیایی خاکها به صورت گسترده مورد بررسی قرار گرفته است. جیانگ و جوو (۱۹۸۹) به کمک شش عصاره گیر ریخت های گوناگون فسفر معدنی را در خاکهای آهکی بررسی کردند. در ایران نیز گزارش هایی در باره ریخت ها گوناگون فسفر در دست است. از آنجایی که واکنش میان مدت فسفر بیولوژیک است و برای بررسی فسفر خاک گاهی آن را سترون می کنند، این پژوهش با هدف شناخت پیامد سترون سازی بر ریخت های گوناگون فسفر خاک انجام شد.

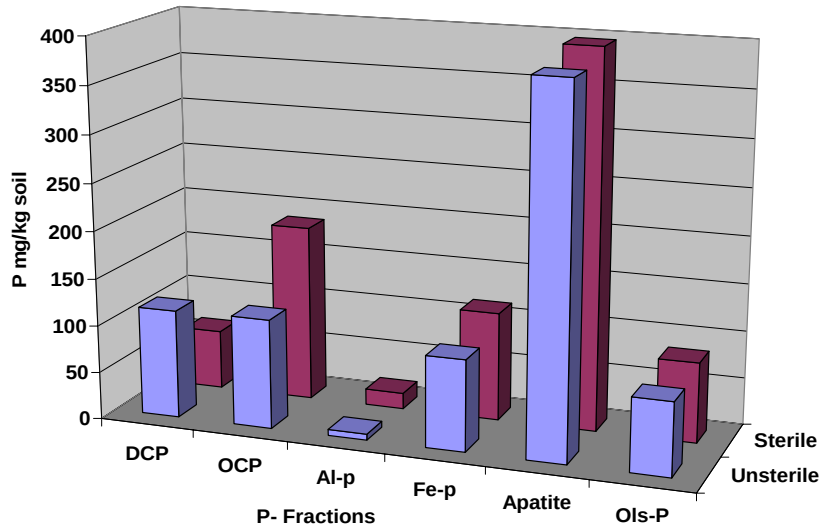
مواد و روشها

با مطالعه گزارش ها و توجه به گوناگونی خاک کشتزارها و چراگاه های شهر همدان از نظر فسفر قابل جذب در شرایط استریل از لایه ۰-۳۰ سانتیمتری دو نمونه خاک ناهمانند آماده و به آزمایشگاه آورده شد. بخشی از هر خاک در درون اتوکلاو با دمای ۱۲۱ درجه سانتی گراد و زمان ۳۰ دقیقه استریل شد و سپس فسفر آنها در مقایسه با خاک های استریل نشده بررسی گردید.

جهت تعیین فسفر فراهم خاکها از روش اولسن بهره گیری شد (اولسن، ۱۹۵۴). برای تعیین بخش های مختلف فسفر معدنی در هر خاک، از روش جیانگ و جوو، (۱۹۸۹) استفاده شد. این روش عصاره گیری پی در پی برای جداسازی بخش های گوناگون فسفر معدنی خاک بهره گیری می شود. بر پایه این روش فسفر معدنی به 5 جزء زیر جدا شد: دی کلسیم فسفات (DCP)، اکتا کلسیم فسفات (OCP)، فسفر پیوند شده با آلومینیوم (Al-P)، فسفر پیوند شده با آهن (Fe-P)، و آپاتیت (Ca10-P). غلظت فسفر در محلول های عصاره گیری و صاف شده به روش رنگ سنجی تعیین گردید (مورفی و رلی، ۱۹۶۲).

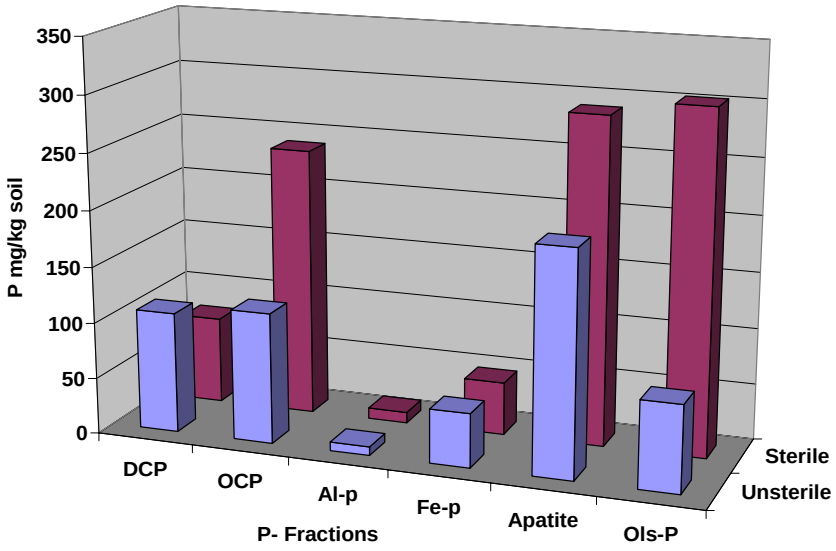
نتایج و بحث

نمودار ۱ نشان دهنده پیامد سترون سازی بر ریخت های گوناگون فسفر در خاک شماره ۱ است. همانگونه که دیده می شود سترون کردن بر میزان دی کلسیم فسفات خاک پیامد منفی داشته و میزان آن را کاهش داده است ولی بر ریخت های اکتا کلسیم فسفات، فسفر پیوند شده با آلومینیوم، فسفر پیوند شده با آهن و آپاتیت پیامد مثبت داشته است.



نمودار ۱- ریخت های گوناگون فسفر در خاک ۱ در دو حالت استریل شده در اتوکلاو و غیراستریل

نمودار ۲ نشان دهنده پیامد سترون سازی بر ریخت های گوناگون فسفر در خاک شماره ۲ است. همانگونه که دیده می شود سترون کردن بر میزان دی کلسیم فسفات این خاک نیز پیامد منفی داشته و میزان آن را کاهش داده است ولی بر ریخت های اکتا کلسیم فسفات، فسفر پیوند شده با آلومینیوم، فسفر پیوند شده با آهن و آپاتیت پیامد مثبت داشته است. در میان ریخت های بررسی شده پیامد سترون کردن بر فسفر اولسن، اکتا کلسیم فسفات و آپاتیت بیشتر است. در برابر آنها، فسفر پیوند شده با آلومینیوم و فسفر پیوند شده با آهن تاثیر پذیری کمتری داشته است.



نمودار ۲- ریخت های گوناگون فسفر در خاک ۲ در دو حالت استریل شده در اتوکلاو و غیراستریل

منابع

[1] Jiang, B., and Gu, Y. 1989. A suggested fractionation scheme for inorganic phosphorus in calcareous soils. Fertil. Res.20:159-165

[2] Olsen, S. R., Cole, C. V., Watanable, F. S. and Dean, L. A. (1954) “Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodiume bicarbonate”. USDACirc. P. 39.

[3] Murphy, J. and Rilley, H. P. (1962) “Amodified single solution method for the determination of phosphate in natural waters”. Anal. Chem. Acta. 27: 31-36.

اثردو نوع ماده آلی بر سینتیک واجذبی مس در دو خاک آهکی استان فارس

ویدا علما، عبدالمجید رونقی و بهار ملازم

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد، دانشیار و دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک دانشگاه شیراز.
E-mail: vidaolama@gmail.com

مقدمه

مس از جمله عناصر کم مصرف است که گیاه جهت رشد بهینه خود به آن احتیاج دارد. از آنجا که تحرک و پویایی مس در خاک ناچیز می‌باشد و به شدت جذب رس و مواد آلی می‌گردد، لذا خاک‌های آلی از نظر تثبیت مس از اولویت اول برخوردارند. نتایج کارهای انجام شده نشان می دهد که کمبود مس بیشتر در خاکهای آلی دیده می شود [۶]. در آزمایشات بررسی سینتیکی واجذبی مس، از عوامل کمپلکس کننده مانند ای دی تی او دی تی پی ا یا سیترات سدیم برای واجذب فلزات از خاک استفاده شده است.از آنجا که ترکیبات کمپلکس کننده طبیعی نقش مهمی درحلالیت فلزات در خاک بازی می‌کنند، استفاده از مقادیر نسبتاً بالایی از این ترکیبات احتمالا برای تحریک واجذبی و در نتیجه افزایش میزان و سرعت واجذبی نسبت به آنچه تحت شرایط طبیعی خاک خواهد بود، موثر است[۷]. تجمع فلز در محلول خاک و قابلیت استفاده بیولوژیکی آن به وسیله واکنش های جذب و واجذبی روی سطوح خاک کنترل می شود[۴]. با توجه به اینکه کمبود مس در خاک های آهکی ایران گزارش شده است، ضرورت توجه به عوامل کنترل کننده قابلیت دسترسی مس نظیر فرایندهای جذب سطحی و واجذبی این فلز در خاک روشن حائز اهمیت است. از طرفی خاک های آهکی ایران معمولا از نظر مقدار ماده آلی فقیر می باشند و برخی از این خاک ها برای رسیدن به رشد مطلوب گیاه نیاز به مصرف کودهای مس دارند[۵]. لذا هدف تحقیق حاضر بررسی تاثیر مواد آلی برسینتیک آزادسازی مس در زمان های مختلف توسط عصاره گیرهای دی تی پی اِ و بر میانگین ضرایب حاصل از معادله های مختلف سینتیکی مورد مطالعه می باشد.

مواد و روشها

تعداد زیادی نمونه خاک از افق سطحی خاک های آهکی استان فارس جمع آوری شدند. بعد از هوا خشک کردن نمونه ها و عبور از الک دو میلیمتری برخی از خصوصیات فیزیکوشیمیایی آنها تعیین گردید. سپس دو نمونه خاک با ویژگی های متفاوت انتخاب شدند(با بافتهای سیلت لومی و رسی). به هر دو نمونه خاک ۵ درصد ماده آلی از دو منبع مختلف شامل کمپوست زباله شهری و کود گوسفندی در سه تکرار اضافه شد. مواد آلی به ۵۰۰ گرم از هر خاک در ظروف پلاستیکی اضافه و به مدت ۹۰ روز در درجه حرارت ۲۵-۲۰ درجه سانتیگراد و رطوبت حدود ۸۰ درصد ظرفیت مزرعه (با روش توزین) خوابانیده شدند. در مطالعه سینتیکی نمونه های ده گرمی خاک در لوله های سانتریفوژ ۳۵ میلی لیتری ریخته و سپس ۲۰ میلی لیتر از عصاره گیر دی تی پی ا به نمونه ها اضافه گردید و در دستگاه تکان‌دهنده به صورت جداگانه و برای دوره‌های زمانی۱، ۳، ۵، ۷، ۱۵، ۳۰، ۶۰، ۱۲۰، ۲۴۰، ۴۸۰، ۸۴۰، ۱۴۴۰ و ۲۸۸۰ دقیقه با سرعت ۳۲۰ دور در دقیقه تکان داده شدند. پس از اتمام هر زمان تکان دادن، لوله‌ها را به مدت ۱۵ دقیقه در دستگاه گریز از مرکز، قرار داده و سپس محلول زلال رویی از کاغذ صافی عبور داده شدند و غلظت مس عصاره گیری شده به وسیله دستگاه جذب اتمی مدل Shimadzu AA 670G تعیین گردید. داده های به دست آمده به وسیله نرم‌افزارهای رایانه‌ای SPSS، MSTSTC و Excel تجزیه و تحلیل شدند. تعداد هشت معادله سینتیکی شامل معادله‌های مرتبه صفر، مرتبه اول، مرتبه دوم، مرتبه سوم، پخشیدگی سهموی، الوویچ، الوویچ ساده شده و سرعت دو ثابتی در این مطالعه مورد استفاده قرار گرفت. معادلاتی که دارای بیشترین ضریب تبیین و کمترین خطای استاندارد هستند به عنوان بهترین معادلات پیش‌بینی کننده سینتیک واجذبی مس در خاکها انتخاب شدند. سپس ضرایب مربوط به معادله های با قدرت پیش بینی بالا محاسبه و میانگین این ضرایب بین تیمارهای مختلف مورد مقایسه قرار گرفت.

نتایج و بحث

در خاک سیلت لومی ، مقادیر واجذبی مس از ۱ دقیقه تا ۲۸۸۰ دقیقه تکان دادن افزایش پیدا کرده است هر چند تا زمان ۱۲۰ دقیقه این افزایش سریع و پس از آن با سرعت کمتری دنبال شد و در زمان ۲۸۸۰ دقیقه روند آزادسازی تقریبا به حالت تعادل رسید. از بین دو تیمار استفاده شده، کمپوست زباله شهری نسبت به تیمار کودگوسفندی مقدار بیشتری از مس را آزاد کرده است. این روند در خاک رسی نیز مشابه خاک سیلت لومی بود. در خاک رسی از شروع زمان تکان دادن و در خاک سیلت لومی از زمان ۱۵ دقیقه تکان دادن در تیمار کودگوسفندی میزان رهاسازی مس به صورت معنی داری کاهش پیدا کرد. آلوا و همکاران[۱] نشان دادند که رهاسازی مس با افزایش میزان مصرف کود و لجن فاضلاب کاهش پیدا کرده است. به طوری که در بالاترین سطح مصرف این مواد آلی، مقدار رهاسازی مس به کمترین حد ممکن رسیده است. از بین معادله های استفاده شده در این تحقیق، معادله الوویچ، الوویچ ساده شده، سرعت دو ثابتی و پخشیدگی سهموی بهترین معادله های سینتیکی توصیف کننده واجذبی مس می باشند که بالاترین ضریب تبیین و کمترین خطای استاندارد را داشتند. تاثیر تیمارهای مورد استفاده بر میانگین ضرایب این معادله ها معنی دار بود. دانگ و همکاران[۳] گزارش کردند که افزایش در مقدار a و کاهش در مقدار b احتمالا نشان دهنده افزایش در میزان رهاسازی عناصر غذایی است. طبق نظر چین و کلی‌تون [۲]، ثابت‌های α_s و β_s مربوط به معادله الوویچ ساده شده می‌توانند جهت مقایسه روند آزادسازی عناصر غذایی در خاک‌های مختلف مورد استفاده قرار گیرند. ضریب a از معادله سرعت دو ثابتی در هر دو خاک مورد مطالعه در تیمار کمپوست زباله شهری به صورت معنی داری نسبت به تیمار کودگوسفندی و خاک شاهد افزایش پیدا کرده است. در مقابل، این ضریب در تیمار کودگوسفندی کمترین مقدار را داشت که نشان دهنده رهاسازی بیشتر مس در تیمار کمپوست زباله شهری و آزادسازی کمتر آن در تیمار کوددامی است. از طرفی ضریب β_s در نمونه های تیمار شده با کمپوست دارای کمترین میزان و در نمونه های تیمار شده با کوددامی دارای بیشترین میزان بود. کاهش در مقدار ضریب β_s احتمالا نشان دهنده افزایش رهاسازی مس می باشد که با نتایج به دست آمده مطابقت دارد. همچنین از بین دو خاک مورد آزمایش خاک رسی مقدار بیشتری از مس را آزاد کرده است.

منابع

[1] Alva, A. K.,T. J. Baugh, S. Paramasive, and K. S. Sajwan, 2005. Adsorption/desorption of a sandy soil amendment with various rates of manure, sewage sludge, and incinerated sewage sludge. J. Environ. Sci. Heal. B. 40: 687-696.

[2] Chien, S. H., 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: pp. 265-286.

[3] 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.

[4] Khater, A.H., and A.M. Zaghloul, 2002. Copper and zinc desorption kinetics from soil: Effect of pH. 17th World Conf. Soil Sci., Thailand, Paper no. 2001: 1-9.

[5] Maftoun, M., V. Mohasseli, N. Karimian, and A. M. Ronaghi. 2003, Laboratory and greenhouse evaluation of five chemical extractants for estimating available copper in selected calcareous soils from Iran. Commum. Soil Sci. Plant Anal. 34: 1451-1463.

[6] McBride, M. B., and J. J. Blasiak, 1979. Zinc and copper solubility as a function of pH in an acid soil. Soil. Sci Soc. Am. J. 43: 866-870.

[7] McLaren, R. G., and D. V. Crawford. 1973. Studies on soil copper. I: The fractionation of copper in soil. J. Soil Sci. 24:172-181.

مقدارآلومینیوم خاک و برگ سبز چای در باغات شمال کشور و ارزیابی مقدار آن در انواع چای خشک و نوشابه حاصل از آن

سید یحیی صالحی لیسار و رقیه حاجی بلند

گروه زیست شناسی گیاهی، دانشکده علوم طبیعی، دانشگاه تبریز.

y.salehi@tabrizu.ac.ir

مقدمه

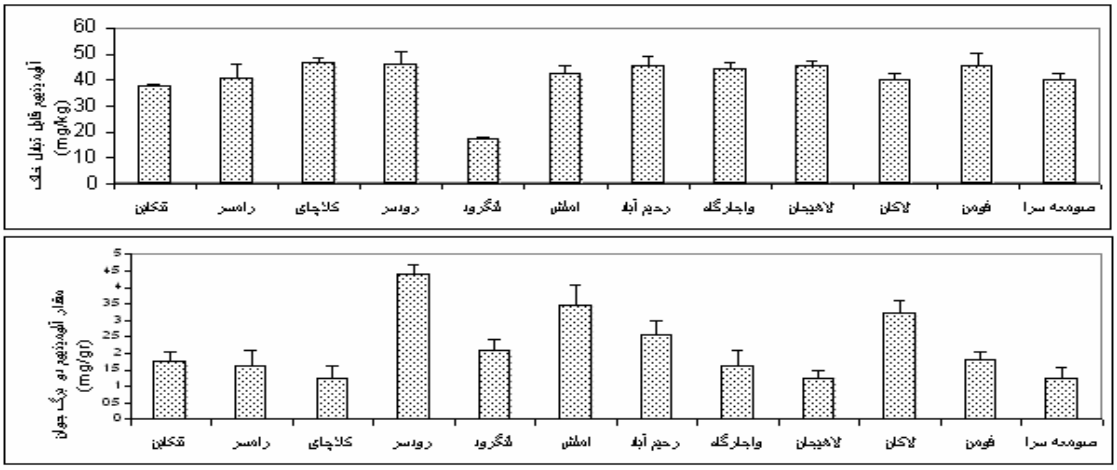
بهره برداری علمی از منابع آب و خاک و همچنین افزایش کمیت و کیفیت تولیدات کشاورزی بویژه محصولاتی که ارزش تغذیه ای برای انسان دارند, مستلزم شناخت همه جانبه از وضعیت خاک و تغذیه گیاهی است. چای یک گیاه انباشته گر آلومینیوم بوده [۲] و غلظتهای نسبتا بالای آلومینیوم باعث تحریک رشد آن می شود. امروزه علاوه بر شناسائی اثرات مثبت مصرف چای بر سلامتی انسان که باعث افزایش مصرف آن در سراسر جهان شده است [۳], اثرات مضر آلومینیوم بر سلامتی انسان بویژه در رابطه با بیماریهای عصبی نظیر آلزایمر و برخی مشکلات کلیوی نیز شناخته شده و نقش مصرف نوشیدنی حاصل از چای به عنوان منبع ورود آلومینیوم به بدن انسان مورد توجه قرار گرفته است [۲]. بالا تر بودن سرانه مصرف چای در ایران نسبت به متوسط جهانی لزوم بررسی بیشتر این موضوع را نشان می دهد. گیاه چای در جهان و ایران عمدتا بر روی خاکهای اسیدی کشت می شود که فراهمی بالای آلومینیوم از ویژگیهای مهم آنهاست. واضح است که فراهمی بالای آلومینیوم در خاک می تواند علاوه بر ایجاد مشکلات تغذیه ای برای گیاهان بر غلظت نهائی آلومینیوم در برگ سبز چای و نوشابه حاصل از آن تاثیر بگذارد. در این پژوهش علاوه بر مطالعه مقدار آلومینیوم قابل دسترس در خاکهای باغات چای مناطق مختلف شمال کشور و مقدار آن در برگ سبز، مقدار آلومینیوم در انواع پرمصرف چای خشک در ایران و آزادسازی آلومینیوم به نوشابه حاصل از چای سیاه با تاکید بر اثر مدت زمان دم کردن چای مورد بررسی قرار گرفته است. مقایسه ای نیز بین چای ایرانی و چایهای وارداتی صورت گرفته است.

مواد و روشها

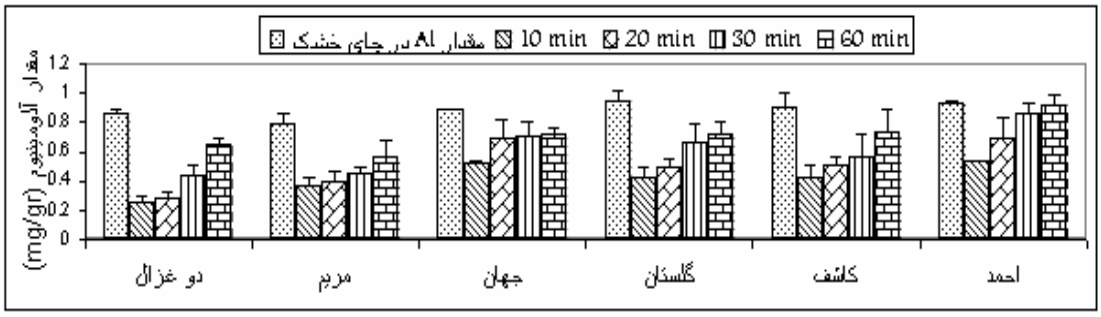
نمونه های خاک از مناطق مختلف چایکاری واقع در استانهای گیلان و مازندران و از عمق صفر تا ۳۰ سانتی متری برداشت شده و پس از هوا خشک شدن, pH آنها در محلول خاک اشباع از کلرور کلسیم ۰/۰۱ مولار اندازه گیری شد. آلومینیوم قابل تبادل خاک بوسیله محلول ۰/۵ مولار آمونیوم کلرید استخراج شد [۴]. نمونه های برگ سبز و چای سیاه پس از هضم برای سنجش آماده شدند. برای تعیین مقدار آلومینیوم در نوشابه چای ۰/۵ گرم از هر نمونه در ۱۰۰ میلی لیتر آب دو بار تقطیر در حال جوش ریخته شده و به مدت ۱۰، ۲۰، ۳۰ و ۶۰ دقیقه نوشابه چای تهیه شد. مقدار آلومینیوم در خاک و نمونه های گیاه و نوشابه چای بوسیله دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شد.

نتایج و بحث

pH خاکهای مناطق چایکاری شمال کشور در محدوده ۳/۳۵ تا ۴/۳۳ و بنابراین بشدت اسیدی می باشد. مقدار آلومینیوم قابل تبادل در خاکهای مناطق مورد بررسی در محدوده ۱۷ تا ۵۰ میلی گرم در کیلوگرم برآورد شد (شکل ۱) که در مقایسه با باغات چای سایر کشورها نظیر چین [۴] بسیار پائینتر می باشد. این موضوع می تواند به دلیل بالا بودن درصد آهک و مواد آلی در خاکهای شمال باشد. مقدار آلومینیوم در برگهای جوان چای در محدوده ۱/۲ تا ۴/۴ میلی گرم در گرم وزن خشک به دست آمد (شکل ۱) که در برخی مناطق پائینتر و در مناطقی نیز بالاتر از مقادیر گزارش شده از کشور های دیگر می باشد.



شکل ۱- مقدار آلومینیوم قابل تبادل موجود در خاک مزارع (بالا) دو برگ جوان گیاهان چای مربوطه



شکل ۲- مقدار آلومینیوم موجود در انواع چای خشک و مقدار ازاد سازی آن به نوشابه جای در طی زمان تهیه نوشابه

مقدار آلومینیوم در انواع چای خشک مطالعه شده در محدوده ۰/۷۹ تا ۰/۹۵ میلی گرم در گرم برآورد شد که کمترین مقدار به چای مریم و بیشترین به چای احمد و گلستان مربوط بوده و آزاد سازی آلومینیوم به نوشابه چای ایرانی در حد متوسطی قرار دارد. بسته به نوع چای خشک درصد آزاد سازی آلومینیوم چای خشک به نوشابه آن متفاوت بود. همچنین درصد آزادسازی آلومینیوم با افزایش زمان تهیه نوشابه افزایش یافت(شکل ۲). با توجه به اینکه میزان آزادسازی آلومینیوم به نوشابه ها در چای ایرانی نیز نسبتا بالا بوده (شکل ۲) و مصرف سرانه چای در ایران نسبت به میانگین جهانی ۱/۷ برابر می باشد [۱] از اینرو دقت بیشتر در زمینه تولید و مصرف چای از اهمیت زیادی می تواند برخوردار باشد.

منابع

[۱] ملکوتی، م. ج.، و صداقت، ش. (۱۳۷۷). ضرورت مصرف بهینه کود برای بهبود کمی و کیفی چای در کشور. نشریه فنی شماره ۶. موسسه تحقیقات آب و خاک.

[2] Flaten T B (2002) Aluminum in tea-concentration, speciation and bioavailabilty. Coordinating Chemistry reviews. 228: 385-395.

[3] Oak M H., Bedoui J E and Kerth V B (1997) Antiangiogenic properties of natural polyphenols from red wine and green tea. Juornal of Nutritional Biochemistry. 16: 1-8.

توزیع سرب وکادمیم در برخی خاکهای سطحی مشهد و محدوده صنعتی جاده مشهد- قوچان

مائده شیرانی، امیر فتوت، حسین خادمی، غلامحسین حق نیا و امیر لکزیان

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و استادیار دانشگاه فردوسی مشهد و دانشیار دانشگاه صنعتی اصفهان و استاد و دانشیاردانشگاه فردوسی مشهد.

maeshirani@yahoo.com afotovat@yahoo.com
hkhademi@cc.iut.ac.ir ghaghnia@yahoo.com alakzian@yahoo.com

مقدمه

خاک یکی از اجزای عمده محیط زیست است. امروزه با پیشرفت صنعت، احتمال آلوده شدن خاک در حال افزایش است. از میان مواد آلاینده خاک، فلزات سنگین به دلیل غیر قابل تجزیه بودن و اثرات فیزیولوژیکی بر موجودات زنده حتی در غلظت های کم، سهم مهمی در آلوده کردن محیط زیست دارند[۱]. غلظت این فلزات در سطح خاک ها کم است، مگر اینکه جزء مواد مادری بوده ویا در اثر ته نشست های رسوبی و یا رسوبات یخچالی در محیط قرار گرفته باشند[۴] .درغیر این صورت در اثر فعالیتهای بشر، مانند صنایع ذوب فلز، آبکاری فلزات، صنایع شیمیایی و رنگرزی و یا در اثر استفاده از کودهای شیمیایی، علف کش ها، قارچ کش ها و یا سوزاندن سوخت های فسیلی (حاوی مواد افزودنی) به محیط زیست وارد می شوند. محمد پوران[۲] نشان داد که غلظت کروم در پساب خروجی از صنایع شهرک چرمشهر بسیار زیاد بوده (به طور میانگین ۶۳ میلی گرم در لیتر) و توانایی بالقوه‌ای درآلوده کردن خاک و سمیت آن داشته است. با توجه به اینکه استان خراسان رضوی به دلیل داشتن اراضی کشاورزی و فعالیتهای صنعتی و همچنین به دلیل جمعیت شهری بالا می‌تواند در معرض آلودگی با این فلزات قرار گیرد، بررسی میزان غلظت این عناصر در خاکها، امری ضروری به نظر می رسد.

مواد و روشها

منطقه مورد مطالعه در شمال غربی مشهد، درشهر مشهد و مسیر جاده مشهد- قوچان، بین طول های جغرافیایی ۵۹ درجه و ۲۶ دقیقه تا ۵۹ درجه و ۳۷ دقیقه و۳۰ ثانیه شرقی و عرض های جغرافیایی ۳۶ درجه و ۱۵دقیقه تا۳۶ درجه و ۳۶ دقیقه و ۲۱ ثانیه شمالی و به وسعت ۶۰۰ کیلومتر مربع قراردارد. منطقه بگونه ای انتخاب شده است که در برگیرنده سه نوع خاک با کاربری شهری صنعتی، کشاورزی و بایر می باشد. نمونه برداری به صورت شبکه ای منظم و با فواصل ۲کیلومتر، به صورت مرکب از مرکز هر شبکه، در ۱۳۶ نقطه و از خاک سطحی تا عمق ۱۰ سانتی متری انجام گرفت. مختصات دقیق نقاط توسط GPS تعیین شد. پس از هضم خاک با مخلوطی از اسید نیتریک و اسید کلریدریک، غلظت کل دو عنصر سرب وکادمیم توسط دستگاه اتمیک مدل شیمادزو اندازه گیری گردید و توصیف آماری داده ها با استفاده از نرم افزارSPSS12 انجام شد.

نتایج و بحث

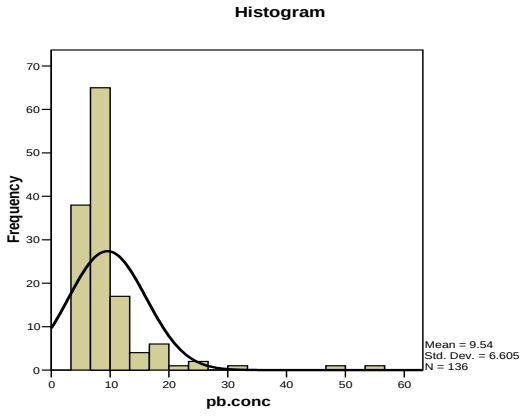
خلاصه ای از وضعیت متغیرهای مورد مطالعه در جدول (۱) نشان داده شده است. بیشترین میانگین غلظت سرب، ۱۳ میلی گرم بر کیلوگرم در اراضی شهری و بیشترین میانگین غلظت کادمیم ۱/۴ میلی گرم بر کیلوگرم در اراضی بایر می‌باشد. معنی دار بودن تفاوت میانگین ها با آزمون توکی ارزیابی شد و اختلاف بین میانگین ها در مورد عنصرسرب در خاکهای شهری و در مورد عنصر کادمیم در خاک های بایر، نسبت به بقیه خاکها در سطح ۵ درصد معنی دار شد. در مقایسه غلظت های بدست آمده با حدآستانه FOEFL [۵]، غلظت عناصر در بعضی نقاط از حد آستانه بیشتر می باشد. چنانچه امینی[۳] ، در بررسی خود در اصفهان، در سه منطقه صنعتی، کشاورزی و شهری نشان داد که غلظت کادمیم در بیشتر از ۸۰ درصد نمونه ها، از حد آستانه بیشتر بوده در حالی که غلظت سرب تنها در ۲ درصد نمونه ها بیش از حد آستانه بوده است. به نظر می رسد نوع کاربری و وجود کارگاهها و کارخانجات

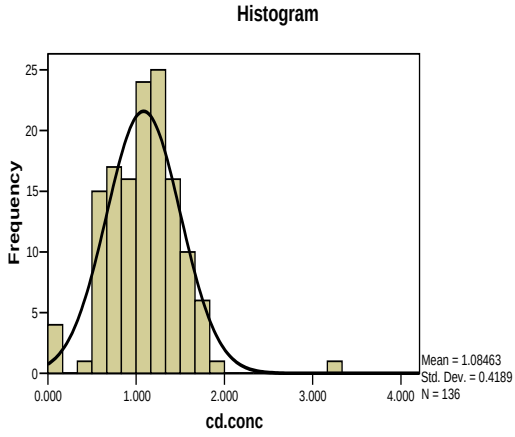
صنعتی در محدوده جاده مشهد- قوچان و در نتیجه ورود ضایعات و فاضلاب های این کارخانجات به خاک، در افزایش غلظت سرب در منطقه شهری نسبت به منطقه بایر وکشاورزی بی تاثیر نبوده است. در مورد کادمیم، اگرچه بیشترین میانگین غلظت در زمین‌های بایرمشاهده شد و اختلاف بین میانگین ها درسطح ۵ درصد معنی دار شد ولی میانگین غلظت ها در سه نوع کاربری تفاوت چندانی نداشت. شکل (۲) نمودار فراوانی غلظت دو عنصر سرب وکادمیم را درخاکهای مورد مطالعه نشان می دهد. نمودار کادمیم، با استفاده از آزمون کولموگروف- اسمیرنف از توزیع نرمال پیروی می کند. ولی نمودار سرب، به دلیل تنوع داده ها از توزیع نرمال پیروی نمی کند. در مجموع به نظر می رسد اگر چه غلظت کل هر دو عنصر سرب وکادمیم در منطقه مطالعاتی عمدتاً کمتر از حد آستانه است ولی خاکهای بخشی از مناطق شهری آلودگی به سرب و خاکهای بخشی از مناطق بایر آلودگی اندکی به کادمیم نشان می دهند.

شکل۱ - خلاصه آماری غلظت دوعنصر سرب وکادمیم بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم خاک در کاربری ها ی متفاوت

متغیر	کاربری	تعداد	حداقل	میانگین*	حداکثر	چولگی	انحراف معیار	ضریب تغییرات	آستانه ppm
سرب									۵۰
	کشاورزی	۶۷	۴/۹۸	۷/۱۴ [a]	۱۲/۲۵	۱/۳۷	۱/۴۷	۲۰/۵	
	شهری صنعتی	۵۵	۴/۹۵	۱۳/۰۰ [b]	۵۳/۳۸	۲/۷۵	۹/۲۴	۷۱/۰	
	بایر	۱۴	۵/۷۵	۷/۳۸ [a]	۱۱/۱۲	۲/۴۱	۱/۲۰	۱۶/۲	
	کل	۱۳۶	۴/۹۵	۹/۵۳	۵۳/۳۸	۴/۲۲	۶/۶۰	۶۹/۲	
کادمیم									۰/۸
	کشاورزی	۶۷	-**	۱/۰۵ [a]	۱/۸۵	-۰/۶۳	۰/۳۸	۳۶/۱	
	شهری صنعتی	۵۵	-**	۱/۰۲ [a]	۳/۱۶	۱/۶۵	۰/۴۵	۴۴/۱	
	بایر	۱۴	۱/۰۱	۱/۴۳ [b]	۱/۸۱	-۰/۱۷	۰/۲۲	۱۵/۴	
	کل	۱۳۶		۱/۰۸	۳/۱۶	۰/۵۳	۰/۴۲	۳۸/۹	

*اختلاف میانگین هادرسطح ۵ درصد معنی دار شده است. **پایین‌تر از حد تشخیص دستگاه جذب اتمی.





منابع

[۱] سالاردینی ع.ا. (۱۳۷۲). اصول تغذیه گیاه، جلد یک: جنبه های بنیادی (ترجمه)، چاپ دوم، انتشارات دانشگاه تهران.

[۲] محمد پوران ح. ر. (۱۳۸۲). اثر فاضلاب کارخانجات چرم‌سازی بر میزان کروم وتعیین شکلهای شیمیایی آن در خاک. مجموعه مقالات هشتمین کنگره علوم خاک ایران. رشت. صفحات ۶۶۳-۶۶۲.

[3] Amini, M., Afyuni M., Khademi H. Abbaspour K. and Schulin,R.(2005). Mapping risk of Cadmium and Lead contamination to environment, Geoderma, Vol 347, Issue 1-3, pp 64-77.

[4] Atteia, O., Dubois, J.P. (1994). Geostatistical analysis of soil contamination in the Swiss Jura. Environmental Pollution, Vol 86, Issue 3, pp 315-327.

[5] FOEFL(swiss Federal office of environment,Forest and Landscape), 1987 commentary on the ordinace relating to pollutants in soil (VSBO of June 9,1986).FOEFL,Bern.

بررسی قابلیت گیاه‌پالایی عنصر کادمیم توسط سه گیاه آفتابگردان، ذرت و پنبه

ابراهیم فتاحی کیاسری[۱]، امیر فتوت[۲]، علیرضا آستارایی[۲] و غلامحسین حق‌نیا[۲]

۱- کارشناس ارشد مطالعات خاکشناسی شرکت مهندسین مشاور پویشگران کویر.
۲- اعضای هیئت علمی دانشگاه فردوسی مشهد.

مقدمه

آلودگی خاک با فلزات سنگین یکی از مشکلات زیست محیطی عمده در جوامع بشری است. به‌کارگیری لجن فاضلاب آلوده به فلزات سنگین در بخش کشاورزی و همچنین مصرف بیش از اندازهٔ بعضی از آفت‌کش‌های معدنی و کودهای کشاورزی از منابع عمدهٔ ورود فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی به شمار می‌روند (۴). در بین فلزات سنگین کادمیم به علت پویایی نسبی زیاد در خاک و پتانسیل بالای سمیت در موجودات حتی در غلظت‌های پایین، مورد توجه است (۳). در طی سالهای اخیر روش گیاه‌پالایی[۱] (خصوصاً گیاه‌جذبی[۲]) به عنوان یک روش ارزان‌تر نسبت به روش‌های دیگر برای خروج فلزات سنگین از خاک پیشنهاد شده است. از جمله فاکتورهای مهم موفقیت در گیاه‌پالایی جذب در زمان کوتاه، تولید زیست‌تودهٔ کافی و همچنین کشت و برداشت راحت می‌باشد (۶). سه گیاه آفتابگردان، ذرت و پنبه از جمله گیاهان زراعی به حساب می‌آیند که دارای بعضی از این خواص می‌باشند (۲، ۵). به طور خلاصه اهداف این طرح عبارت است از: ۱- تعیین قابلیت روش گیاه پالایی برای خروج عنصر کادمیم از خاک. ۲- بررسی توانایی سه گونهٔ آفتابگردان، ذرت و پنبه در جذب و انتقال کادمیم.

مواد و روشها

آزمایش به صورت فاکتوریل با سه غلظت عنصر کادمیم (۰، ۵۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم در یک کیلوگرم خاک)، سه گیاه آفتابگردان، ذرت و پنبه با سه تکرار و یک نوع خاک با رده‌بندی Typic Haplocambid انجام شد. نتایج تجزیه برخی از ویژگی‌های این خاک در جدول ۱ آورده شده است. پس از عبور از الک ۲ میلی‌متری مقادیر کادمیم و کودهای پرمصرف مورد نیاز گیاهان به خاک افزوده شدند. به مدت ۶۰ روز رطوبت گلدان‌ها در حد رطوبت ظرفیت زراعی (FC) نگهداری شدند. در پایان اندام هوایی و ریشه گیاهان برداشت و پس از شستشو در آب مقطر به مدت ۴۸ ساعت در دمای ۷۰ درجهٔ سانتیگراد خشک شدند. اندام گیاهی پس از توزین، برای تجزیه و اندازه‌گیری غلظت کادمیم آسیاب، پس از هضم به روش خشک، غلظت کادمیم توسط دستگاه جذب اتمی مجهز به کوره گرافیتی (Shimadzu-AA670) اندازه‌گیری شد. نمونه‌های خاک نیز پس از برداشت اندام هوایی و قبل از برداشت ریشهٔ گیاهان برداشت شده، پس از خشک‌شدن به آزمایشگاه انتقال یافتند و آزمایش‌های لازم بر روی آنها انجام شد. برای آنالیز آماری از نرم‌افزار MSTATC و برای مقایسهٔ میانگین‌ها از آزمون چنددامنه‌ای دانکن استفاده شد.

نتایج و بحث

هدایت الکتریکی و pH نمونه‌های خاک:

هدایت الکتریکی عصارهٔ اشباع خاک در مورد تیمارهای کادمیم و گیاهان دارای تفاوت معنی‌داری نبود. افزایش هدایت الکتریکی به طور غیرمستقیم با ایجاد کمپلکسهایی بین کادمیم و بعضی از یونها همانند کلرید، باعث افزایش قابلیت انتقال عنصر به ریشهٔ گیاه و در نهایت افزایش جذب توسط گیاه می‌شود (۵). نتایج این مطالعه نشان داد pH عصاره اشباع خاک در تیمارهای کادمیم و در حضور سه گیاه مورد مطالعه دارای اختلاف معنی‌داری بود ($p <$ ۰/۰۵). بیشترین و کمترین مقدار pH که به ترتیب مربوط به خاک گیاه ذرت و پنبه بود در حدود ۰/۱۹ واحد اختلاف داشتند

---
[1] Phytoremediation
[2] Phytoextraction

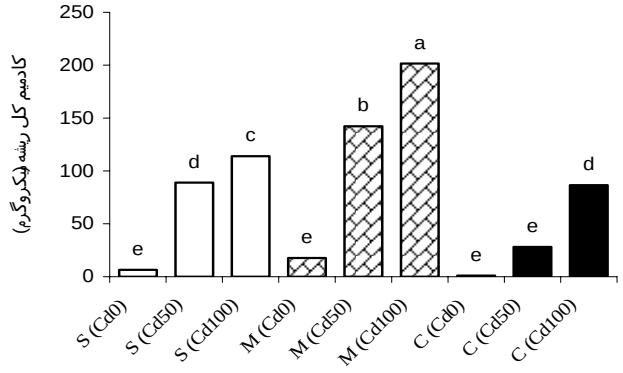
(شکل۲). کاهش pH به علت افزایش رقابت کادمیم با یونهای+H و در نهایت افزایش مقدار یونهای کادمیم موجود در محلول خاک باعث افزایش جذب این عنصر توسط گیاه می‌شود (۱، ۲). بنظر نمی‌رسد اختلافات ناچیز در مقدار هدایت الکتریکی و pH نمونه‌های خاک در این آزمایش در ایجاد اختلاف جذب توسط گیاهان مؤثر بوده باشد. لازم به ذکر است در ادامه مباحث از حروف لاتینS به جای آفتابگردان، M به جای ذرت و C به جای پنبه استفاده شده است.

جدول ۱- پاره‌ای ازخصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد آزمایش

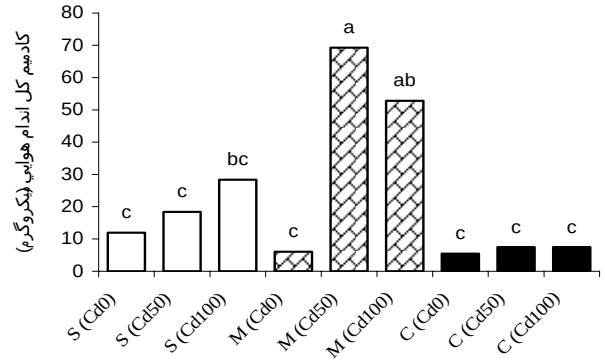
نیتروژن (درصد)	کربن آلی (درصد)	CEC (میلی‌اکی‌والان در ۱۰۰ گرم خاک)	FC (درصد رطوبت وزنی)	pH	EC (دسی زیمنس بر متر)	کادمیم (میلی‌گرم در کیلوگرم)	شن (درصد)	سیلت (درصد)	رس (درصد)
۰/۰۳۱۵	۰/۴۶۵	۱۱/۲۶	۱۲/۷۹	۷/۸۴	۲/۹۴	۰/۰۴	۳۸	۳۸	۲۴

مقدار کل کادمیم در اندام‌های گیاهی:

مقدار کادمیم کل موجود در ریشهٔ ذرت بیشترین مقدار و آفتابگردان و پنبه نیز با اختلاف معنی‌دار ($P<0/05$) پس از آن قرار گرفتند(شکل۱). با افزایش سطوح کادمیم به خاک، مقدار کل عنصر موجود در ریشهٔ گیاهان افزایش یافت. با توجه به اینکه ذرت در مقایسه با دو گیاه دیگر دارای کمترین غلظت کادمیم بود لذا می‌توان تولید بیشتر زیست‌توده ریشه‌ذرت را دلیل این امر بیان کرد(۷). ذرت دارای بیشترین تجمع‌کادمیم در اندام هوایی و پنبه نیز دارای کمترین میزان تجمع کادمیم در اندام هوایی بود(شکل ۲). ذرت به علت تولید زیست‌تودهٔ بیشتر در مقایسه با پنبه و همچنین مقدار نسبی کادمیم بیشتر در مقایسه با آفتابگردان، دارای بالاترین میزان کادمیم در اندام هوایی‌خود بود.



شکل۱-کل کادمیم موجود در ریشه گیاهان تحت تاثیر سطوح کادمیم



شکل ۲- مقدار کل کادمیم موجود در اندام هوایی گیاهان تحت تاثیر سطوح کادمیم

نتیجه‌گیری

پنبه در مقایسه با آفتابگردان و ذرت به افزایش کادمیم حساسیت کمتری نشان داد. از آنجایی که پنبه دارای قابلیتاندکی در تجمع عنصر کادمیم دراندام هوایی خوداست و علاوه برآن دارای کمترین مقدار وزن خشک در اندام هوایی و ریشه می‌باشد، به نظر می‌رسد برای پالایش عنصر کادمیم گیاه مناسبی نباشد ولی از لحاظ پدیده گیاه‌تثبیتی که نیاز به گیاهان با قابلیت کم انتقال عناصر سنگین از ریشه به اندام هوایی است ، میتواند مورد استفاده قرار گیرد. ذرت دارای بالاترین میزان تجمع نسبی و تجمع کل کادمیم در اندام هوایی خود نسبت به دو گیاه دیگر است. با وجود اینکه غلظت کادمیم در بعضی موارد (ریشه‌ذرت) کمتر از آفتابگردان و پنبه است اما تولید زیست‌توده بیشتر باعث شد تا ذرت بیشترین میزان کادمیم کل را در ریشه و اندام هوایی به خود اختصاص دهد. لذا به نظر می‌رسد ذرت در مقایسه با دو گیاه دیگر برای پالایش عنصر کادمیم مناسب‌تر باشد.

منابع

[1] Collins, R.N., G. Merrington, . M.J. McLaughlin, and J.L. Morel. 2003. Organic ligand and pH effects on isotopically exchangable cadmium in polluted soils. Soil Science Society of America. J. 67:112-121.

[2] Cui, Y., Y. Dong, H. Li, and Q. Wang. 2004. Effect of elemental sulphur on solubility of soil heavy metals and their uptake by maize. Environment International. 30:323-328.

[3] Das, P., S. Samantaray, and G.R. Rout. 1997. Studies on cadmium toxicity in plants: a review. Environmental Pollution. 98:29–36.

[4] Kabata-pendias, A., and H. Pendias. 2000. Trace Element in Soils and Plants. 2nd edotion. CRC Press. boca Raton. FL.

[5] Murillo, J.M., T. Maranon, F. Cabrera, and R. Lopez. 1999. Accumulation of heavy metals in sunflower and sorghum plants affected by the guadiamar spill. The Science of the Environment. 242:281-292.

[6] Raskin, I and B.D. Ensley. 2000. Phytoremediation of Toxic Metals Using Plants to Clean Up the Environment. A Wiley-Interscience Publication.

[7] Shen, Z.G., X.D. Li, C.C. Wang, H.M. Chen, and H. Chua. 2002. Lead phytoextraction from contaminated soils with high-biomass plant species. J. Environmental Quality. 31:1893-1900.

[8] Turgut, C., M.K. Pepe, and T.J. Curight. 2004. The effect of EDTA and citric acid on phytoremediation of Cd, Cr, and Ni from soil using Helianthus annuus. Environmental Pollution. 131:147-154.

اثر شوری و کربنات کلسیم بر قابلیت استخراج کادمیم از خاک و جذب آن توسط گیاه در خاکهای تیمار شده با لجن فاضلاب

هادی قربانی

استادیار دانشگاه صنعتی شاهرود Ghorbani1969@yahoo.com

مقدمه

قابلیت در دسترس بودن کادمیم در خاک متاثر از فاکتورهای مختلف است. برخی از این عوامل به ویژگیهای خاک و برخی به گیاه بستگی دارد. مقدار مواد آلی، اسیدیته، کربنات کلسیم، شوری و نیز نوع گیاه از جمله این عوامل هستند [۱]. از آنجا که امروزه استفاده از لجن فاضلاب در اراضی کشاورزی رو به گسترش است و لجن خود حاوی مقدار قابل ملاحظه ای از عناصر سنگین و از جمله کادمیم است، و از سوی دیگر از آنجا که کادمیم یک عنصر غیرضروری و از دید گاه زیست محیطی نامطلوب محسوب می شود، لذا بررسی اثر شوری و کربنات کلسیم بر قابلیت دسترسی کادمیم در خاک و نیز جذب آن توسط گیاه می تواند در مدیریت کاهش اثرات نامطلوب اینگونه فلزات در خاکهای آبیاری شده با فاضلاب بطور قابل ملاحظه ای موثر باشد.

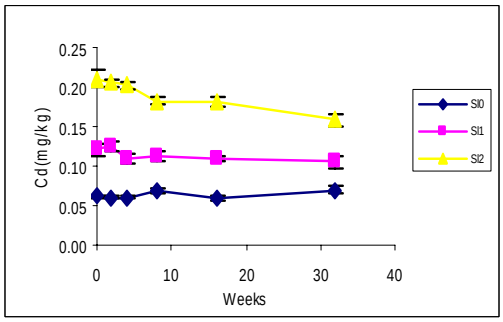
مواد و روشها

این آزمایش با سه تیمار (با سطوح مختلف) و سه تکرار بصورت فاکتوریل و در قالب طرح کاملا تصادفی با مجموع ۳۶ پلات آزمایشی (گلدان) در شرایط گلخانه ای انجام شد. تیمارهای آزمایش عبارت بودند از لجن فاضلاب (در سه سطح Sl_0=0, Sl_1=10 , Sl_2=30 تن لجن خشک بر هر هکتار)، شوری خاک (در دو سطح EC=2, EC=10 dS/m) و کربنات کلسیم (در دو سطح L_1=5%, L_2=20% w/w). ابتدا مخلوطی از خاک و کربنات کلسیم پودر شده در سطوح فوق تهیه گردید و سپس سطوح مختلف شوری در خاک با استفاده از محلول حاوی NaCl, $CaCl_2$, $MgCl_2$ و بر اساس نتایج حاصل از آزمایشات اولیه و روشهای موجود تهیه و اعمال گردید[۳]. سپس سطوح مختلف تیمار لجن فاضلاب به نمونه های فوق اضافه گردید. در نهایت نمونه های خاک تیمار شده به گلدانهای چهار کیلوگرمی منتقل و گیاه رای گراس (Ryegrass) بعنوان شاخص جذب گیاهی کادمیم از خاکهای تیمار شده کشت گردید. در کلیه مراحل آزمایش، اقدامات مراقبت و آبیاری به مقدار لازم صورت گرفت و نمونه های خاک بصورت متناوب و در زمان های ۰، ۲، ۴، ۸، ۱۶ و ۳۲ هفته پس از کاشت و نمونه های گیاه (اندامهای هوایی) نیز پس از گذشت ۱۶، ۲۳ و ۳۲ هفته از زمان کاشت تهیه و آماده سازی گردید. در نمونه های خاک مقدار کادمیم قابل استخراج با DTPA و در نمونه های گیاهی، کادمیم جذب شده در بافت زنده، توسط دستگاه آی سی پی (ICP) یا جذب اتمی (AA) اندازه گیری گردید. نتایج حاصل با استفاده از روشهای آنالیز آماری و به کمک نرم افزار SPSS مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت.

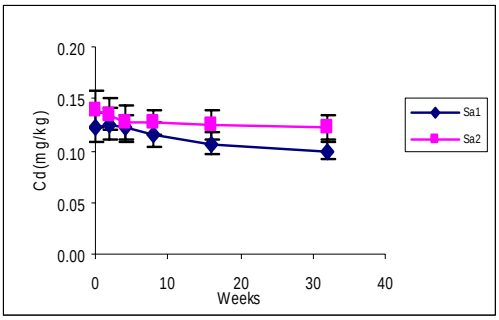
نتایج و بحث

نتایج حاصل از اثر تیمارهای مختلف آزمایش برقابلیت استخراج کادمیم از خاک توسط DTPA و نیز جذب آن توسط گیاه رای گراس در شکل های ۱ الی ۶ نشان داده شده است. افزایش لجن باعث افزایش استخراج پذیری کادمیم خاک با DTPA و نیز جذب آن توسط گیاه گردید. از آنجا که افزایش مقدار لجن باعث افزایش مقدار کادمیم می‌شود لذا قابلیت استخراج و جذب گیاهی آن را افزایش می‌دهد[۲]. نتایج حاصل از تیمار شوری نشان داد که هر چند اثر شوری بر استخراج پذیری کادمیم از خاک در برخی مقاطع آزمایش معنی دار نبود لیکن مجموع داده ها در طول آزمایش حاکی از اثر معنی دار شوری در افزایش استخراج پذیری کادمیم از خاک و نیز جذب توسط تمامی نمونه های گیاه بود. از آنجا که کادمیم قابلیت تشکیل کمپلکس با کلر را دارا است، افزایش کمپلکس های کادمیم کلراید در خاک می‌تواند در کاهش جذب کادمیم توسط کلوئید های خاک در نتیجه افزایش استخراج پذیری آن و نیز افزایش آمادگی آن برای جذب توسط ریشه ها موثر باشد[۴، ۵]. افزایش کربنات کلسیم اثر معنی داری بر استخراج پذیری کادمیم از

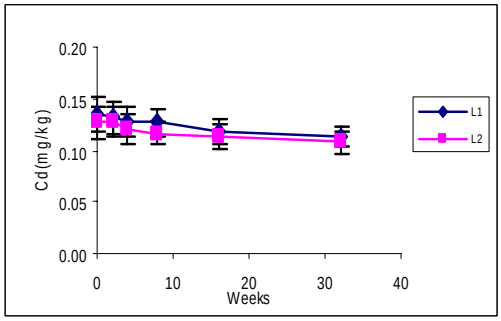
خاک و یا جذب آن بوسط گیاه نداشت که دلیل آن را می توان به عدم تغییر pH خاک در نتیجه افزایش کربنات کلسیم از ۵ به ۲۰ درصد مربوط دانست. آزمایشات جداگانه نشان داد که کربنات کلسیم اثر معنی دار در افزایش pH خاک و کاهش در دسترس بودن کادمیم برای جذب توسط گیاه دارد. نتایج آزمایش همچنین نشان داد که همبستگی خوبی بین کادمیم قابل استخراج از خاک توسط DTPA و جذب آن توسط گیاه وجود ندارد لذا بنظر می‌رسد DTPA نمی‌تواند عصاره گیر مناسبی برای پیش بینی جذب کادمیم توسط گیاه تحت شرایط این آزمایش باشد.



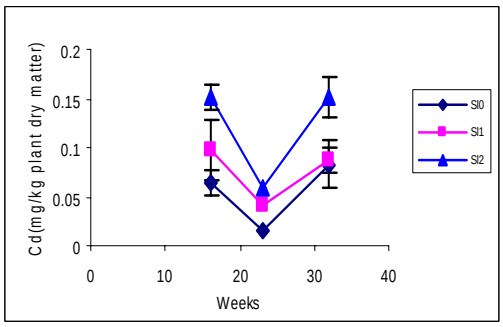
شکل ۱- اثر لجن بر استخراج پذیری کادمیم از خاک



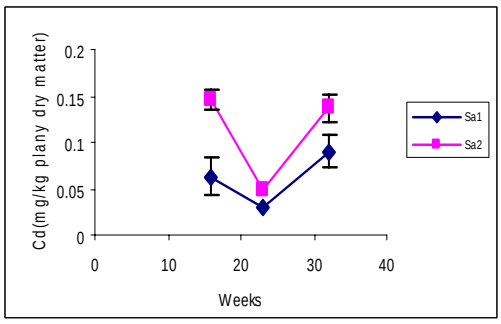
شکل ۲- اثر شوری بر استخراج پذیری کادمیم از خاک



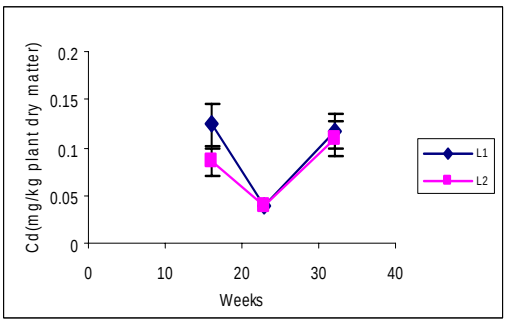
شکل ۳- اثر کربنات کلسیم براستخراج پذیری کادمیم از خاک



شکل ۴- اثر لجن بر جذب کادمیم توسط گیاه



شکل ۵- اثرشوری بر جذب کادمیم توسط گیاه



شکل ۶- اثر کربنات کلسیم بر جذب کادمیم توسط گیاه

منابع

[1] Alloway, B. J. 1995. Heavy Metals in Soils (Ed.). Blackie Academic and Professional, Glasgow, pp.368.

[2] Antoniadis, V. 1998. Heavy Metals Availability and Mobility in Sewage Sludge Treated Soils. PhD Thesis University of Reading.

[3] Rowell, D. 1994. Soil Science Methods and Applications. Addison Wesley Longman Limited, England.

[4] Smolders, E., R.M. Lambregts, M.J. McLaughin, and K.G. Tiller. 1998. Effect of Soil Solution Chloride on Cadmium Availability to Swiss chard. JEQ, 27: 426-431.

[5] Yin-Ming Li, R.L. Chaney and A.A. Schneiter (1994). Effect of Soil Chloride Level on Cd Concentration in Sunflower Kernels. Plant and Soil 167: 275-280.

اثر لجن فاضلاب ، شوری و کربنات کلسیم برقابلیت استخراج روی از خاک توسط DTPA و جذب آن توسط گیاه رای گراس

هادی قربانی

استادیار دانشگاه صنعتی شاهرود

Ghorbani1969@yahoo.com

مقدمه

روی از جمله فلزات سنگین و عناصرکم مصرف در خاک است که قابلیت در دسترس بودن آن تحت تاثیر عوامل مختلف است. مقدار مواد آلی، اسیدیته، کربنات کلسیم، شوری و نیز نوع گیاه از جمله این عوامل هستند [۱]. از آنجا که لجن فاضلاب معمولا سرشار از انواعی از فلزات سنگین و از جمله روی می باشد، افزایش آن به خاک می تواند باعث تجمع روی در منطقه ریشه و افزایش امکان جذب توسط گیاه گردد که در هر صورت امکان بروز عوارض نا مطلوبی را به دنبال دارد. لذا بررسی اثر شوری و کربنات کلسیم بر قابلیت دسترسی روی در خاک و نیز مقدار جذب آن توسط گیاه می تواند در مدیریت کاهش اثرات نامطلوب اینگونه فلزات در خاکهای آبیاری شده با فاضلاب بطور قابل ملاحظه ای موثر باشد.

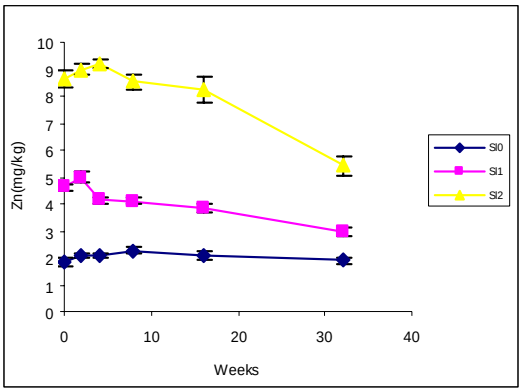
مواد و روشها

این آزمایش با سه تیمار (با سطوح مختلف) و سه تکرار بصورت فاکتوریل و در قالب طرح کاملا تصادفی با مجموع ۳۶ پلات آزمایشی (گلدان) در شرایط گلخانه ای انجام شد. تیمارهای آزمایش عبارت بودند از لجن فاضلاب (در سه سطح Sl_0=0, Sl_1=10 , Sl_2=30 تن لجن خشک بر هر هکتار)، شوری خاک (در دو سطح EC=2, EC=10 dS/m) و کربنات کلسیم (در دو سطح L_1=5%, L_2=20% w/w). ابتدا مخلوطی از خاک و کربنات کلسیم پودر شده در سطوح فوق تهیه گردید و سپس سطوح مختلف شوری با استفاده از محلول حاوی NaCl, $CaCl_2$, $MgCl_2$ و بر اساس نتایج حاصل از آزمایشات اولیه و روشهای موجود تهیه شد[۴]. سپس سطوح مختلف تیمار لجن فاضلاب بر نمونه های فوق اعمال گردید. در نهایت نمونه های خاک تیمار شده به گلدانهای چهار کیلوگرمی منتقل و گیاه رای گراس (Ryegrass) بعنوان شاخص جذب گیاهی روی از خاکهای تیمار شده کشت گردید. در کلیه مراحل آزمایش، اقدامات مراقبت و آبیاری به مقدار لازم صورت گرفت و نمونه های خاک بصورت متناوب و در زمان های ۰، ۲، ۴، ۸، ۱۶ و ۳۲ هفته پس از کاشت و نمونه های گیاه (اندامهای هوایی) نیز پس از گذشت ۱۶، ۲۳ و ۳۲ هفته از زمان کاشت تهیه گردید. نمونه های خاک و گیاه پس از خشک شدن جهت انجام تجزیه های شیمیایی آماده سازی شدند. در نمونه های خاک مقدار روی قابل استخراج با DTPA و در نمونه های گیاهی، روی جذب شده در بافت زنده، توسط دستگاه آی سی پی (ICP) یا جذب اتمی (AA) اندازه گیری گردید. نتایج حاصل با استفاده از روشهای آنالیز آماری و به کمک نرم افزار SPSS مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت.

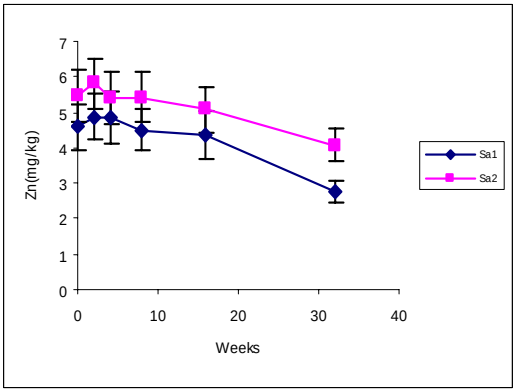
نتایج و بحث

نتایج حاصل از اثر تیمارهای مختلف آزمایش برقابلیت استخراج روی از خاک توسط DTPA و نیز جذب آن توسط گیاه رای گراس در شکل های ۱ الی ۴ نشان داده شده است. افزایش لجن باعث افزایش معنی دار استخراج پذیری روی از خاک با DTPA و نیز جذب آن توسط گیاه گردید. افزایش مقدار لجن از از صفر به ۱۰ و ۳۰ تن بر هکتار، بترتیب باعث افزایش استخراج روی از خاک به میزان ۲ و ۴ برابر گردید (شکل ۱). در شرایط مذکور جذب روی توسط گیاه در برداشت های مختلف از حدود ۱/۵ تا ۲ برابرافزایش یافت (شکل ۳). از آنجا که افزایش مقدار لجن باعث افزایش مقدار روی می شود لذا قابلیت استخراج و جذب گیاهی آن را نیز افزایش می دهد[۳]. نتایج همچنین نشان داد که قابلیت استخراج روی از خاک با گذشت زمان بطور معنی داری کاهش یافت (شکل ۱) که شاید بتوان

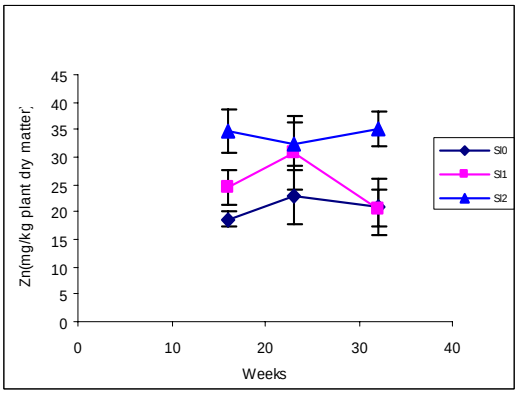
دلیل آن را به جذب روی توسط کلوئیدهای آلی و کاهش قابلیت استخراج آن مربوط دانست، بخصوص اینکه کاهش استخراج روی از خاک با زمان در سطوح بالاترتیمار لجن شدت بیشتری را نشان می دهد. نتایج حاصل از تیمار شوری نشان داد که هر چند افزایش شوری در برخی دوره های نمونه برداری اثر معنی داری براستخراج روی از خاک نداشت ولی در تمامی نمونه ها مقادیر بیشتر روی در سطوح بالاتر شوری استخراج شد (شکل ۲). نتایج همچنین نشان داد که افزایش شوری بطور معنی داری جذب روی توسط گیاه را افزایش داد (شکل ۴). از آنجا که روی نظیر کادمیم قابلیت تشکیل کمپلکس با کلر را دارا است، افزایش کمپلکس های روی کلراید در خاک می تواند در کاهش جذب روی توسط کلوئید های خاک و در نتیجه افزایش استخراج پذیری آن و نیز افزایش آمادگی آن برای جذب توسط رای گراس موثر باشد[۲]. افزایش کربنات کلسیم اثر معنی داری بر استخراج پذیری روی از خاک و یا جذب آن بوسط گیاه نداشت که دلیل آن را می توان به عدم تغییر pH خاک در نتیجه افزایش کربنات کلسیم از ۵ به ۲۰ درصد مربوط دانست.



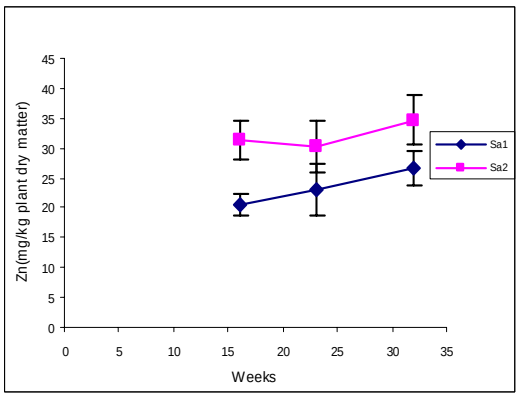
شکل ۱- اثر لجن بر قابلیت استخراج روی از خاک



شکل ۲- اثرشوری بر قابلیت استخراج روی از خاک



شکل۳- اثرلجن بر جذب روی توسط گیاه



شکل ۴- اثر شوری بر جذب روی توسط گیاه

منابع

[1] Alloway, B. J. 1995. Heavy Metals in Soils (Ed.). Blackie Academic and Professional, Glasgow, pp.368.
[2] Hahne, H.C.H and W. Kroontje. (1973). Significance of pH and Chloride Concentration on Behaviour of Heavy Metal Pollutants: Mercury(II), Cadmium(II), Zinc(II) and Lead(II). Journal of Envir. Qual. 2:4, 444-450.
[3] Hooda, P.S. 1992. Behaviour of Trace Metals in Sewage Sludge Amended Soils. PhD Thesis University of Reading.
[4] Rowell, D. 1994. Soil Science Methods and Applications. Addison Wesley Longman Limited, England.

بررسی تأثیر مقادیر مختلف آهک بر روابط Q/I پتاسیم

مژگان اسکندری[۱]، پیروز عزیزی[۲] و مسعود کاوسی[۳]

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه گیلان، عضو هیئت علمی مؤسسهٔ تحقیقات برنج کشور و استادیار دانشگاه گیلان.

Mozhgan2315@yahoo.com
pirouz_azizi@ yahoo.com

مقدمه

جهت ارزیابی قابلیت جذب پتاسیم در خاک معیارهای زیادی ارائه شده است که روش (Q/I) یکی از کامل‌ترین روش‌های ارزیابی می‌باشد. در این روش روابط میان پتاسیم قابل تبادل (Quantity) و فعالیت پتاسیم محلول خاک (Intensity) بررسی می‌شود[۱]. فعالیت پتاسیم قابل دسترس در محلول خاک(Intensity) به عوامل مختلفی مانند نوع و مقدار کانی‌های‌رسی، حجم آب خاک و سرعت جذب عناصر توسط ریشهٔگیاه و همچنین تا حد زیادی به فعالیت Ca^{2+} و یا Mg^{2+} بستگی دارد[۵]. جذب پتاسیم با افزایش غلظت یون‌های کلسیم و منیزیم کاهش می‌یابد[۲].

در این تحقیق تأثیرگذاری مقادیر مختلف سنگ آهک دولومیتی $[Ca,Mg(CO_3)_2]$ بر روابط کمیت به شدت پتاسیم (Q/I) و بعضی دیگر از خصوصیات خاک مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روشها

ابتدا از یک خاک شالیزاری که pH کمتر از۶ داشت نمونه‌برداری شد. تیمارهای حاوی آهک دولومیت در قالب طرح کاملاً تصادفی در ۴ سطح (۴/۱، ۸/۲، ۱۲/۲ و ۱۶/۲۵) گرم و در سه تکرار به گلدان‌هایی که حاوی ۲/۵ کیلوگرم خاک بودند اضافه شد. یک تیمار نیز به عنوان شاهد در نظر گرفته شد. بعد از گذشت سه ماه و ثابت ماندن pH خاک-ها، نمونه برداری از گلدان‌ها صورت گرفت. از هر نمونه خاک ۱۱ سوسپانسیون تهیه گردید که شش سوسپانسیون از آنها حاوی ۲ گرم خاک و ۲۰ میلی‌لیتر محلول یک‌صدم مولار کلرید کلسیم و غلظت‌های صفر،۰/۳۳، ۰/۶۷، ۱، ۱/۳۴ و ۲ میلی‌مولار از پتاسیم بودند. ۵ سوسپانسیون دیگر با نسبت‌های محلول به خاک ۱۳/۵، ۲۰، ۴۰، ۸۰ و ۲۰۰ برای هر گرم خاک با استفاده از محلول کلرید کلسیم یک‌صدم مولار و فاقد کلرید پتاسیم تهیه گردید. تمامی سوسپانسیون‌های تهیه شده به‌مدت یک‌ساعت با استفاده از دستگاه تکان دهندهٔ رفت و برگشتی با سرعت ۱۷۵ دور در دقیقه تکان داده شدند و سپس به مدت ۱۸ ساعت به‌حال خود گذاشته، تا به تعادل برسند. سوسپانسیون‌های مذکور مجدداً ۱۵ دقیقه در دمای ۲۵ درجهٔ سانتیگراد تکان داده شدند و فازهای جامد و محلول آن به‌وسیلهٔ سانتریفیوژ جدا گردید. فاز جامد به‌وسیلهٔ استات آمونیوم یک مولار خنثی و با نسبت ۲۰ میلی‌تر عصاره‌گیر در هر گرم خاک عصاره‌گیری شد. غلظت پتاسیم فاز محلول نیز تعیین گردید. کلسیم و منیزیم تبادلی و محلول نیز با استفاده از روش تیتراسیون با EDTA در عصارهٔ استخراج شده با استات آمونیوم و همچنین در فاز محلول اندازه‌گیری شد [۴].

برای تهیهٔ منحنی‌های Q/I از تغییرات نسبت فعالیت پتاسیم (AR^K) به تغییرات اختلاف پتاسیم اضافه شده پس از حصول (ΔK) استفاده شد.

از آزمون دانکن جهت مقایسهٔ تأثیرتیمارهای دولومیت بر برخی روابط Q/I استفاده شد.

نتایج و بحث

نتیجه آزمون دانکن نشان داد که که تیمارهای مختلف آهک کلسیتی باعث افزایش معنی‌دار PBC^K و ΔK° نمونه‌های خاک در سطح ۱درصد شدند. همچنین بین تیمارهای مختلف با یکدیگر و با تیمار شاهد نیز در سطح ۱ درصد اختلاف معنی‌دار مشاهده شد. اثر تیمارهای مختلف آهک بر کاهش AR_e^K نمونه‌های خاک در سطح ۱ درصد بسیار معنی‌دار بود. تمام تیمارهای کلسیتی باعث کاهش معنی‌دار مقدار AR_e^K نسبت به تیمار شاهد شدند. در تیمارهای به‌کار برده شده بیشترین افزایش PBC^K و ΔK° و بیشترین مقدار کاهش AR_e^K خاک مربوط به بالاترین

سطح کاربرد تیمارهای استفاده شده بود.

آهک دهی به خاک‌های اسیدی سبب کاهش غلظت پتاسیم محلول می‌شود که به درصد اشباع پتاسیم وابسته است لذا افزایش آهک به خاک‌های اسیدی سبب کاهش Al تبادلی و افزایش سهم $(K+Ca+Mg)_{ex}$ در CEC یا net_{cec} شده در نتیجه PBC^K افزایش می‌یابد [۳].

افزایش آهک سبب کاهش فعالیت پتاسیم (a_K) یا افزایش فعالیت کلسیم ومنیزیم $a\ (Ca+Mg)$ شده و احتمالاً به‌همین دلیل مقدار AR_e^K در خاک‌های مورد مطالعه کاهش یافته است [۳].

با افزایش مواد آهکی به‌خاک تعداد جایگاه‌های پتاسیم لیبایل افزایش یافته و احتمالاً به همین دلیل مقدار ΔK° افزایش یافت [۳].

منابع

[1] Bansal, S.K. and M. Singh. 1993. K activity in soils as affected by Q/I relationships., P. 23- In: Abstracts of Rgion. Symp. On K availability of soil in West Asia and North Africa: Status and prospectives., Tehran, Iran.

[2] Curtin, D. and G.W. Smillie. 1983. Soil solution composition as affected by liming and incubation. Soil Sci. Soc. Am. J. 47:701-707.

[3] Goedert, W. J, R.B. Corey, and J.K. Syres.. 1975.Lime effect on potassium equilibria in soils of rio grande do sul. Brazil. Soil Sci. 120:107-111.

[4] Schneider, A. 1997. Release and fixation of potassium by a loamy soil as affected by initial water content and potassium status of soil samples. Europe. J. Soil Sci. 48:263-271.

[5] Stout, W. L., and D. E. Baker. 1981. Effects of differentioal adsorption of potassium and magnesium uptake by corn. Soil Sci. Am. J. 45: 996-997.

تاثیر کاربرد پساب شهری تصفیه شده بر عملکرد چهار گیاه علوفه ای و تجمع عناصر سنگین در خاک

حسن فیضی[۱] و حمیدرضا ذبیحی[۲]

۱- گروه کشاورزی موسسه تحقیقات و فن آوری رضوی آستانقدس. email:hasanfeizi@yahoo.com
۲- عضو هیئت علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی خراسان رضوی.

مقدمه

با توجه به کمبود آب در مناطق خشک و نیمه خشک ایران، در راستای اجرای تدابیری جهت توسعه و بهره برداری از منابع آبی جدید در بخش کشاورزی، استفاده ازپساب شهری می تواند بعنوان منابع مطمئن مورد توجه قرار گیرد. هر چند استفاده از پسابها از سابقه نسبتاً طولانی برخوردار است اما امروزه کشاورزان بیش از هر زمان دیگر به پسابهای شهری بعنوان منبع آب آبیاری چشم دوخته اند. مهمترین علت این توجه کاهش روزافزون منابع آب و لزوم انتقال آب از فواصل طولانی می باشد. در ابتدا پسابها جهت حاصلخیز کردن خاک درتولیدات زراعی بهره برداری می شدند اما امروزه علاوه بر آن از پسابها جهت رفع کمبود آب آبیاری، افزایش بازدهی مصرف آب و جلوگیری و کاهش آلودگی منابع آبهای سطحی و زیرزمینی استفاده می شود.

تحقیقات دانش و همکاران(۱۳۷۰) نشان داد که استفاده از پساب تصفیه شده شهری هیچگونه اثر سوئی در ارتباط با جذب عناصر سنگین در چغندر قند و علوفه ای نداشت. عرفانی آگاه(۱۳۷۸) نیز گزارش کرد که عملکرد گیاهان گوجه فرنگی و کاهو در تیمارهای کاربرد پساب شهری تصفیه شده بیشتر از تیمار شاهد بود. نتایج تجزیه خاک نشان داد با کاربرد پساب PH خاک بمقدار جزئی کاهش و برعکس EC ، SAR ، درصد کربن، ازت کل، فسفر قابل جذب و عناصر سنگین افزایش یافت ولی از حد استاندارد فراتر نشد. آزمایشات ولامیس و همکاران(۱۹۸۵) و سامرز و همکاران(۱۹۸۰) نیز تجمع عناصر سنگین بر اثر کاربرد پساب شهری در آبیاری محصولات کشاورزی را ناچیز و زیر حد استاندارد نشان داد.

مواد و روشها

به منظور بررسی تاثیر کاربرد پسابهای شهری تصفیه شده بر عملکرد گیاهان علوفه ای و خصوصیات خاک آزمایشی در موسسه کشت و صنعت مزرعه نمونه آستان قدس رضوی)َ۱۵ °۳۶ شمالی و َ۳۸ °۵۳ شرقی) واقع در کیلومتر ۱۷ جاده مشهد – سرخس در سال ۱۳۸۱ انجام گردید. آزمایش بصورت کرتهای خرد شده با طرح پایه بلوکهای کامل تصادفی در چهار تکرار انجام شد. فاکتورهای آزمایشی شامل ۵ سطح نستیهای اختلاط آب معمولی (چاه) و آب حاصل از پساب شهری تصفیه شده بعنوان سطوح فاکتور اصلی در کرتهای اصلی و چهار گیاه علوفه ای ذرت ۷۰۴ SC ، سورگم رقم اسپیدفید، ارزن علوفه ای نوتریفید و سودانگراس بعنوان سطوح فاکتور فرعی در کرتهای فرعی قرار گرفتند. صفات مورد ارزیابی شامل عملکرد علوفه تر، درصد ماده خشک، عملکرد علوفه خشک، درصد پروتئین و فیبر گیاه و نیز مقدار عناصر سرب و کادمیم در خاک بود. داده های بدست آمده توسط نرم افزار Mstatc آنالیز آماری و مقایسه میانگین ها توسط آزمون دانکن انجام گردید.

نتایج و بحث

نتایج نشان داد با افزایش درصد پساب عملکرد علوفه تر بطور معنی داری افزایش یافت. در بین گیاهان مورد مطالعه سورگم با عملکرد ۹۹ تن علوفه تر در هکتار بیشترین عملکرد علوفه را داشت و کمترین عملکرد علوفه تر مربوط به گیاه سودانگراس بود(جدول۲). بر همکنش درصد پساب در رقم معنی دار بود. سور گم و ذرت در تیمار ۷۵٪ پساب نسبت به بقیه تیمارها بطور معنی داری بیشترین عملکرد را نشان دادند و با افزایش درصد پساب به ۱۰۰٪ ،عملکرد افزایش نیافت. اثر استفاده از پساب بر درصد ماده خشک از نظر آماری معنی دار نبود(جدول۱) ولی گیاهان

مورد مطالعه در درصد ماده خشک با یکدیگر اختلاف داشتند بطوریکه ذرت با ۲۴/۹ ٪ بیشترین ماده خشک و ارزن کمترین ماده خشک را نشان دادند(جدول۲). از حاصلضرب درصد ماده خشک در عملکرد علوفه تر،عملکرد علوفه خشک بدست می آید که با افزایش درصد پساب تا ۷۵٪ بطور معنی داری افزایش یافت(جدول۱). این امر در اثر افزایش عملکرد علوفه تر می باشد. نتایج نشان داد که در بین گیاهان علوفه ای، ارزن نسبت به بقیه حساسیت بیشتری به تغییرشرایط خاک و غلظت عناصر غذایی دارد. با افزایش درصد پساب، درصد پروتئین روند افزایشی داشت که عمدتاً بدلیل وجود ازت فراوان در پساب می باشد. در بین گیاهان مورد مطالعه سودانگراس بیشترین درصد پروتئین و ذرت کمترین درصد پروتئین را دارا بود. همچنین ارزن دارای بیشترین درصد فیبر و ذرت دارای کمترین درصد فیبر بود.

با افزایش درصد پساب میزان سرب در خاک روند افزایش را نشان داد بطوریکه طی آبیاریهای انجام شده در فصل رشد تجمع سرب در خاک در کرتهای ۱۰۰٪ پساب بیشترین بود که البته این مقدار (۶/۹۵ ppm) زیر حد استاندارد می باشد. کادمیم خاک نیز با افزودن پساب به خاک تغییر زیادی نشان نداد(جدول۳). البته باید توجه داشت که پسابهای شهری نسبت به پسابهای صنعتی دارای غلظت کمتری از عناصر سنگین می باشند.

جدول ۱- اثر درصد پساب شهری بر میانگین عملکرد تر، عملکرد خشک و درصد ماده خشک گیاهان

درصد پساب	عملکرد علوفه تر $tonha^{-1}$	ماده خشک ٪	عملکرد علوفه خشک $tonha^{-1}$
۰	۴۵/۴۸ c*	۲۰/۹۲ a	۹/۵۲ c
۲۵	۶۳/۹۸ b	۲۰/۵۴ a	۱۲/۸۷ b
۵۰	۷۴/۹۸ a	۱۹/۶۹ a	۱۴/۶ ab
۷۵	۸۱/۲۹ b	۲۰/۱۳ a	۱۵/۷ a
۱۰۰	۷۹/۱۹ a	۲۰/۰۶ a	۱۵/۲۱ a

* اعداد دارای حروف مشابه در هر ستون از لحاظ آماری (دانکن ۵٪) دارای اختلاف معنی دار نمی باشند.

جدول ۲- میانگین عملکرد علوفه تر، درصد ماده خشک و عملکرد علوفه خشک در بین گیاهان مورد مطالعه

نوع محصول	عملکرد علوفه تر $tonha^{-1}$	ماده خشک ٪	عملکرد علوفه خشک $tonha^{-1}$
ذرت	۷۱/۸۱ b*	۲۴/۸۸ a	۱۷/ ۵۳ a
سورگم	۹۸/۹۵ a	۱۷/۲۵c	۱۶/۸۹ a
ارزن	۶۴/۹۶ c	۱۸/۲۴c	۱۱/۱۵ b
سودانگراس	۴۰/۲۱ d	۲۰/ ۶۹b	۸/۳۳ c

* اعداد دارای حروف مشابه در هر ستون از لحاظ آماری (دانکن ۵٪) دارای اختلاف معنی دار نمی باشند.

جدول ۳- میانگین غلظت دو عنصر سرب و کادمیم در خاک در مقادیر مختلف کاربرد پساب

عنصر	۰٪ پساب	۲۵٪ پساب	۵۰٪ پساب	۷۵٪ پساب	۱۰۰٪ پساب
سرب(ppm)	۵/۰۹	۶/۲۶	۵/۸۷	۵/۴۱	۶/۹۵
کادمیم (ppm)	۰/۱۰	۰/۱۲	۰/۱۰	۰/۱۲	۰/۱۱

منابع

[۱] جبلی ، س ، ج . ۱۳۷۸ . تجارب جهانی بکارگیری پسابها در آبیاری . مجموعه مقالات همایش جنبه های زیست محیطی استفاده از پسابها در آبیاری ، کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران . نشریه شماره ۲۸

[۲] دانش . ش . ۱۳۷۰ . اثر فاضلابهای تصفیه شده خانگی بر عملکرد و کیفیت محصول چغندر قند و چغندر علوفه ای. گزارش نهایی طرح پژوهشی دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد- شماره ۶۸

[۳] عرفانی آگاه , ع . ۱۳۷۸ . بررسی کارایی فاضلابهای تصفیه شده خانگی. مجموعه مقالات همایش جنبه های زیست محیطی استفاده از پسابها درآبیاری ، کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران . نشریه شماره ۲۸ .

[4] Asano, T. and G.S. Pettygrove . 1987. Using reclaimed municipal wastewater for irrigation . California Agric . Vol.41

[5] Halliwell,D.J.,K.M.Barlow, and D.M.Nash. 2001.A review of the effects of wastewater sodium on soil physical properties and their implications for irrigation systems. Aust.J.Soil Res.39:1259-1267

[6] Saber, M.S. M. 1986. Prolonged effect of land disposal of human waste on soil conditions. Wat . Sci . Tech . 18:371-374

[7] Vlamis, J. D.,E. Williams, J.E .Corey, A. L. Page and T.J. Ganja. 1985. Zinc and cadmium uptake by barely in field plots fertilized seven years with urban and suburban sludge. Soil Sci. 139 : 81-87

بررسی تجمع پاره‌ای عناصر کم مصرف در خاک و گیاه ذرت در آبیاری با پساب فاضلاب شهری با روش‌های آبیاری سطحی و تحت فشار

محمدعلی ابراهیمی‌زاده، علی‌مراد حسن‌لی، نجف‌علی‌کریمیان و مسعود مسعودی

به ترتیب دانشجوی کارشناسی‌ارشد، استادیار بخش مدیریت مناطق بیابانی، استاد بخش خاکشناسی و استادیار بخش مدیریت مناطق بیابانی دانشگاه شیراز.

alie17186@yahoo.com

مقدمه

شرط استفاده موفقیت آمیز از پساب‌ها در آبیاری در نظر گرفتن تأثیرات کیفی آن بر خاک، محصولات تولیدی، منابع آب و سلامت انسان‌هاست که با تصفیه اصولی و به کار گیری روش های مناسب آبیاری امکان پذیر است [8]. صابر (۱۹۸۶) در آزمایشی بر روی خاک های آبیاری شده با فاضلاب شهر قاهره نتیجه گرفت در یک دوره ۶۰ ساله هر یک از فلزات سنگین می‌توانند به اندازه چشمگیری در خاک انباشته شوند [7]. اورون و همکاران (۱۹۹۹) نشان دادند آبیاری پساب با روش قطره‌ای زیرسطحی در مقایسه با قطره‌ای سطحی، آلودگی لایه سطحی خاک را کاهش می‌دهد [6]. گیگلیوتی (۱۹۶۶) در یک مطالعه شش ساله بر گیاه ذرت اعلام کرد تجمع عناصر مس، روی، سرب و کروم، هنگام آبیاری با فاضلاب افزایش می‌یابد [2]. بول و همکاران (۱۹۸۶) نشان دادند در خاک‌های آبیاری شده با پساب پس از ۲۵ سال هیچ یک از فلزات سنگین به مرز زیان‌آوری نرسیدند و تنها عناصر نیکل، کادمیم، و روی به این مرز نزدیک شدند [1]. حسین و السعتی (۱۹۹۹) گزارش کردند استفاده از فاضلاب در دوره‌های بلند مدت برای آبیاری، تجمع فلزات سنگین در خاک و گیاه را در پی ندارد [3]. هدف از انجام این تحقیق بررسی تاثیر سه روش آبیاری: قطره‌ای زیرسطحی، قطره‌ای سطحی و جویچه‌ای با پساب فاضلاب شهری بر تجمع پاره‌ای عناصر کم مصرف در لایه‌های خاک و اندام مختلف گیاه ذرت می‌باشد.

مواد و روشها

این آزمایش در تصفیه‌خانه فاضلاب شهر مرودشت (عرض جغرافیایی ′۲۹°۴۷ و طول جغرافیایی ′۵۲°۴۳) در سال زراعی ۱۳۸۵ انجام شد. آزمایش در قالب طرح کرت یک بار خرد شده، با فاکتور فرعی کیفیت آب آبیاری (آب شهر و پساب) و فاکتور اصلی روش آبیاری (جویچه‌ای هیدروفولوم، قطره‌ای سطحی و قطره‌ای زیرسطحی) در چهار تکرار برای کشت ذرت برنامه‌ریزی شد. حجم آب در هر آبیاری با پایش رطوبت خاک و عمق ریشه، نسبت به رطوبت ظرفیت زراعی محاسبه و با کنتور حجمی اندازه‌گیری شد. به منظور بررسی میزان تجمع تعدادی از عناصر کم مصرف (آهن، روی، مس و منگنز) در اندام گیاهی، نمونه‌گیری از کلیه تیمارها در سه تکرار پس از برداشت محصول انجام شد و پس از آسیاب شدن به روش خشک سوزانی (در دمای ۵۵۰ درجه سانتی‌گراد) و حل نمودن خاکستر در اسید کلریدریک دو نرمال، غلظت آهن، روی، مس و منگنز بوسیله دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد [4]. جهت اندازه‌گیری این عناصر در خاک نیز در پایان فصل رشد، نمونه‌هایی از همه تیمارها در سه تکرار و چهار عمق ۲۰ سانتی‌متری (تا عمق ۸۰ سانتی‌متر) برداشت و پس از تهیه عصاره اشباع، توسط دستگاه جذب اتمی قرائت شد[5].

نتایج و بحث

منگنز: مقدار منگنز دانه گیاه در زوش آبیاری جویچه‌ای نسبت به روش‌های تحت فشار افزایش می‌یابد و به ۱۸۲ ppm می‌رسد، درحالیکه در ریشه نیز پساب میزان این عنصر را نسبت به آب معمولی افزایش داده و به ۱۰۶ ppm می‌رساند. در لایه سطحی‌خاک (عمق ۲۰-۰ سانتی‌متری) نیز میزان منگنز در اثر آبیاری با پساب به ۸/۹ ppm افزایش یافته است. اما در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متری روش آبیاری قطره‌ای سطحی، موجب افزایش این عنصر در خاک تا ۶/۶ ppm ، نسبت به سایر روش‌های آبیاری شده است.

مس: میزان این عنصر در تمامی اندام گیاه (ریشه، دانه و برگ) در اثر آبیاری با پساب در مقایسه با آب معمولی افزایش یافته و به ترتیب به ۱۱/۳، ۳۴/۴ و ۱۶/۲ ppm می‌رسد. در حالیکه روش‌های آبیاری تاثیر معنی‌داری بر میزان این عنصر در خاک نشان نمی‌دهند. اما در لایه سطحی خاک، آب معمولی موجب تجمع معنی‌دار این عنصر در خاک تا میزان ۱/۸ ppm شده است.

روی: تجمع این عنصر در برگ گیاه در روش آبیاری جویچه‌ای بیشترین مقدار (۱۳/۷ ppm) و در روش قطره‌ای سطحی کمترین میزان (۱۰/۳ppm) را نشان می‌دهد. در لایه سطحی خاک آب معمولی موجب تجمع معنی‌دار این عنصر در خاک تا میزان ۰/۲۳ ppm شده است.

آهن: آهن موجود در دانه گیاه، در اثر آبیاری با پساب نسبت به آب معمولی افزایش یافته و به میران ۴۴۱ ppm رسیده است. در لایه سطحی خاک، آب معمولی همانند عناصر مس و روی موجب تجمع معنی‌دار این عنصر در خاک به میزان ۸/۸۸ ppm شده است. در حالیکه تجمع این سه عنصر در لایه‌های زیرین خاک تحت تاثیر کیفیت آب آبیاری قرار نگرفته است.

چنانچه مشاهده می‌شود اگر چه تجمع این عناصر در لایه‌های خاک از روند منظمی تبعیت نمی‌کند، اما بیشترین تغییرات در لایه سطحی خاک (عمق ۲۰-۰ سانتی‌متری) مشاده شد و در روش‌های آبیاری نیز غالباً تجمع عناصر در روش جویچه‌ای نسبت به روش‌های تحت فشار در بیشتر لایه‌های خاک افزایش نشان می‌دهد (اورون و همکاران، ۱۹۹۹). در اندام گیاهی نیز ضمن اینکه تجمع کلیه عناصر در مقایسه با خاک تا چندین برابر (گاهی بیش از ۱۰ برابر) افزایش نشان می‌دهد، میزان آهن موجود در ریشه نیز در مقایسه با دانه و برگ افزایش بسیار زیادی نشان می‌دهد. بنابراین توصیه می‌شود استفاده از پساب با مطالعه و بررسی تاثیر آن بر خاک و گیاه و رفتار فیزیولوژیکی گیاهان مختلف در تجمع این عناصر در اندام‌های گیاه صورت گیرد. این مطلب قبلاً توسط صابر (۱۹۸۶) و گیگلویی و همکاران (۱۹۹۶) نیز عنوان شده بود.

منابع

[1] Boll, R., H. Dernbach and R. Kayser. (1986). "Aspects of land disposal of wastewater as experienced in Germany. " Wat. Sci. Tech. Vol, (18) 383-390.

[2] Gigliotti, G., B. Daniela, and P. L. Giusquiani, (1966). "Trace metals uptake and distribution in crop plants grown on a 6- year urban waste compost amended soil". Adv. Agron, (35) 89-94.

[3] Hussain, G., and A. J. Al-Saati. (1999). "Wastewater quality and its reuse in agriculture in Saudi Arabia". Desalination, (123) 241-251.

[4] Kumar, D., A. Swarup, and V. Kumar. (1996). "Influence of levels and methods of N application on the yield and nutrition of rice in a sodic soil". J. Indian Soc. Soil Sci. Vol 44: 259-263.

[5] Olsen, S. R., C. V. Cole, F. S. Watanabe, and L. A. Dean. (1954). "Estimation of available phosphorus in soil by extraction with sodium bicarbonate". USDA. Circ. 939. U. S. Gover. Prin. Office, Washington, DC, U.S.A.

[6] Oron, G., C. Campos, L. Gillerman, and M. Salgot, (1999). "Wastewater treatment, renovation and reuse for agriculture irrigation in small communities". Agric. Wat. Manag., (38) 223-234.

[7] Saber , M. S. M. (1986). "Prolonged effect of land disposal of human waste on soil conditions.Wat.Sci.Teach. (18)371-374.

[8] Sheila, N and M. Ross. (1996). "Toxic Metals in Soil – Plants system". John Wily and Sons, inc. New York.

اثر اعمال تیمارهای مختلف آبیاری، بوسیله پساب فاضلاب صنعتی ذوب آهن اصفهان بر روند تغییرات سرب در خاک

پیام نجفی[۱]، رامین ساوج[۲] و علی انصاری[۲] و محمدجواد عسگری[۲]

۱- استادیار دانشگاه آزاد اسلامی واحد خوراسگان (اصفهان)، دانشکده کشاورزی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد خوراسگان
۲- دانش‌آموخته رشته مهندسی کشاورزی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد خوراسگان (اصفهان)
payam.najafi@gmail.com

مقدمه

پساب فاضلاب مخصوصاً اگر صنعتی باشد، شامل تعدادی عناصر سمی، از قبیل فلزات سنگین است که معمولاً این عناصر سمی به مقدار کم مشاهده می‌شوند و از این رو به آنها عناصر کمیاب هم گفته می‌شود. این عناصر می‌توانند مشکلات آلودگی در خاک و گیاه را در مناطق تحت آبیاری به وجود آورند. بنابراین پساب فاضلاب باید از دید مخاطرات ناشی از این عناصر مورد آزمایش و بررسی قرار گیرد، خصوصاً وقتی پساب فاضلاب صنعتی مورد استفاده قرار گیرد [عابدی و نجفی، ۱۳۸۰]. یکی از عناصر مهم آلوده کننده خاک عنصر سرب است که حد مجاز سرب در خاک بین ۲ تا ۲۰۰ و حد مطلوب آن ۲۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک است. همچنین در سخت‌گیرانه‌ترین استانداردها (بدون در نظر گرفتن پارامترهای موثر در افزایش یا کاهش قابلیت جذب) ۳۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک توصیه شده است [Lazarova and Bahri, 2005]. به علاوه نحوه کاربرد فاضلاب و چگونگی تزریق آن به خاک بر اساس روش آبیاری به کار رفته، می‌تواند بر روی میزان سرب در خاک و میزان جذب آن در گیاه موثر باشد [Najafi, 2006]. جیریس و همکاران [Jiries et al., 2002] در یک منطقه‌ای شهری در اردن با بررسی اثر کاربرد فاضلاب خام روی غلظت عناصر سنگین از جمله سرب، در خاک و گیاه نشان می‌دهد که غلظت سرب در فاضلاب به طور متوسط ۰/۰۵۱ میلی‌گرم در لیتر است و کاربرد بلند مدت فاضلاب در خاک منجر به افزایش سرب به میزان ۵۴/۱ میلی گرم در کیلوگرم خاک شده و در گیاهان منطقه مورد مطالعه به طور متوسط ۸/۵ میلی‌گرم در لیتر سرب داشته است. عناصر سنگین معمولاً غلظت کمی در نمونه‌های فاضلاب شهری دارند و در نتیجه غلظت عناصر سنگین در محصولات آبیاری شده با این فاضلاب نیز معمولاً کم است. اگر منبع، فاضلاب صنعتی باشد و یا فاضلاب خام تصفیه نشده جهت آبیاری استفاده شود، آنگاه احتمال تجمع غیر مجاز عناصر سنگین در خاک و در عین حال افزایش پتانسیل جذب این عناصر در سطح گیاه افزایش می‌یابد [Toze, 2005].

هدف از این تحقیق بررسی اثر پساب فاضلاب صنعتی ذوب آهن اصفهان بر روی میزان سرب خاک فضای سبز مناطق اطراف در شرایط اعمال تیمار های آبیاری می‌باشد.

مواد و روشها

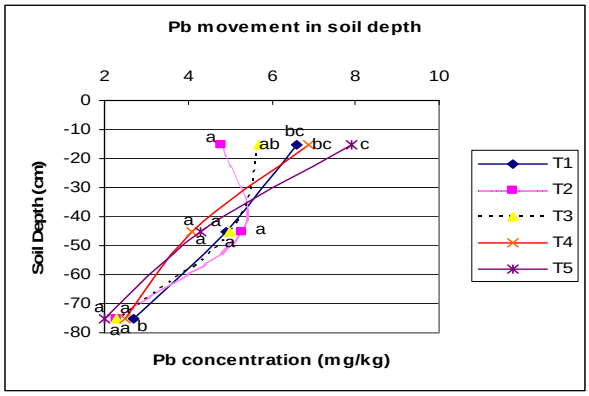
برای دست یابی به اهداف این تحقیق، یک طرح در غالب طرح بلوک کامل تصادفی طراحی گردید. تیمارهای آبیاری شامل جوی و پشته(T1)، آبیاری قطره‌ای سطحی(T2)، آبیاری قطره‌ای زیرسطحی در عمق ۳۰ سانتی‌متر (T3)، آبیاری قطره‌ای زیرسطحی در عمق ۶۰ سانتی‌متر (T4) و آبیاری بابلر (T5)انتخاب شدند. در مورد تیمار های آبیاری قطره‌ای، دیریپرهای با دبی ۴ لیتر در ساعت، هر کدام در دو خط لوله ۱۶ میلی‌متر به فاصله نیم متر طراحی شدند. تیمار آبیاری بابلر نیز در هر خط یک عدد بابلر با دبی ۸ لیتر در ساعت منظور گردید.

بافت خاک زمین مورد مطالعه SCL تا عمق ۹۰ سانتی‌متری و بافت لوم از عمق ۹۰ تا ۱۵۰ سانتی‌متری با pH حدود ۷/۳ و EC ۳ dS/m بوده است. طرح مذکور به مدت ۳ سال از سال ۱۳۸۲ لغایت ۱۳۸۴ در مناطق اطراف ذوب آهن اصفهان اجرا شد. پساب صنعتی مورد استفاده با غلظت سرب ۰/۴۱ میلی گرم در لیتر با دامنه تغییرات حداقل ۰/۱۷ میلی گرم در لیتر و حداکثر ۰/۶۶ میلی گرم در لیتر مورد استفاده قرار گرفت. میزان EC و pH پساب صنعتی مورد استفاده به ترتیب ۲dS/m و ۸/۲ بود. پس از اعمال تیمارها، نمونه‌های خاک تا عمق ۹۰ سانتی‌متری از خاک

پایلوت مورد مطالعه جمع‌آوری شد و پس از انتقال به مزرعه، توسط دستگاه جذب اتمی قرائت گردید.

نتایج و بحث

شکل ۱ میزان سرب قابل جذب در خاک پایلوت‌ها قبل و بعد از اعمال تیمارها را نشان می‌دهد. بر اساس این شکل اولاً اعمال تیمارها باعث افزایش سرب، خصوصاً در خاک سطحی شده است اما این افزایش نسبت به مقادیر آستانه مجاز بسیار کمتر است. در لایه اول در تیمار آبیاری T5 از نظر عددی دارای بالاترین مقدار بوده که این مقدار نسبت به تیمارهای T2 و T3 در سطح ۵ درصد اختلاف معنی‌دار داشته است. در لایه ۳۰ تا ۶۰ سانتی‌متری، T4 از نظر عددی بالاترین مقدار را نشان داده است ولی در این لایه اختلافات معنی‌دار نبوده است. در لایه آخر تیمار T1 با اختلاف معنی‌دار نسبت به‌سایر تیمارها دارای بیشترین مقدارسرب بوده است(شکل ۱). همچنین نتایج این‌بررسی‌نشان می‌دهدکه بیشترین میانگین مقدار سرب در پروفیل خاک مورد مطالعه در تیمارهای T1 و T5 ملاحظه شده است.



شکل ۱- مقایسه میزان سرب موجود در خاک تیمارهای آبیاری پایلوت صنعتی
(مقادیری که حروف مشترک دارند در سطح ۵ درصد بر اساس آزمون دانکن اختلاف معنی دار نداشته‌اند)

در مجموع نتایج این تحقیق نشان می‌دهد که کاربرد پساب فاضلاب صنعتی ذوب آهن اصفهان در طول مدت انجام آزمایش، میزان سرب قابل استفاده خاک را به بالاتر از حد مجاز نرسانده است. اما اعمال تیمارهای آبیاری در روند تغییرات سرب در لایه‌های خاک موثر بوده است به طوری که اعمال تیمار آبیاری سطحی ضمن افزایش مقدار سرب در پروفیل خاک مورد مطالعه تا حدودی حرکت سرب را در اعماق خاک باعث شده است. این روند می‌تواند به حرکت ترجیهی ناشی از جریانات عمودی بار هیدرولیکی موجود در سطح، مرتبط بوده و در شرایط خاص در صورت بالاتر بودن آب زیرزمینی می‌تواند به آب زیرزمینی نیز نفوذ نماید. در مورد تیمار آبیاری بابلر نیز با توجه به تجمع آب در اطراف درخت تا حدودی این روند مشاهده می‌گردد. در تیمار آبیاری قطره‌ای (سطحی و زیرسطحی) تجمع سرب بیشتر به محل تزریق پساب برمی‌گردد و شرایط مطلوب رطوبتی، امکان پالایش سرب از خاک توسط گیاه را فراهم می‌نماید. لذا در صورت استفاده از روش آبیاری قطره‌ای امکان مدیریت عناصر سنگین (در این مقاله سرب) به نحو مطلوب‌تری فراهم می‌باشد و در مناطقی با احتمال آلودگی ناشی از عناصر سنگین توصیه می‌گردد.

منابع

[۱] عابدی م. ج. و پ. نجفی. ۱۳۸۰. استفاده از فاضلاب تصفیه شده در کشاورزی. کمیته ملی آبیاری و زهکشی، وزارت نیرو. ۲۳۰ صفحه.
[2] V. Lazarova and A. Bahri, 2005. Water Reuse for Irrigation. Agriculture, Landscapes, and Turf Grass. CRC Press: 408.
[3] Najafi, 2006. Effects of Using Subsurface Drip Irrigation and Treated Municipal waste. Water in irrigation of tomato. P. Jouranl of Biological since.
[4] A. G. Jiries, F. M. Al Nasir and F. Beese. Pesticide and heavy metals residue in wastewater soil and plants in wastewater disposal site near Al- Lajoun Valley, Karak/Jordan. Water, Air and Soil pollution, 133: 97-107, 2002.
[5] S. Toze. 2005. Reuse of effluent water benefits and risk. Agriculture water Management 80(2006): 147-159.

تأثیر لجن فاضلاب بر پارامترهای جذب فسفر در تعدادی از خاکهای آهکی

مهدیه خورشید و علیرضا حسین پور

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و دانشیار دانشکده کشاورزی دانشگاه بوعلی سینا

مقدمه

غلظت فسفر در محلول خاک و در نتیجه قابل استفاده بودن این عنصر غذائی برای گیاه، ارتباط نزدیکی با فرایندهای جذب سطحی فسفر به وسیله اجزای خاک از جمله کانیهای رسی ، اکسیدها و هیدراکسیدهای آهن و آلومینیوم، کربنات کلسیم و مواد آلی دارد. این ارتباط دینامیک را می توان بوسیله هم دماهای جذب توصیف کرد، که در میان آنها معادله لانگمویر و فروندلیچ معروفتر از بقیه هستند.

به دلیل فراوانی کربنات کلسیم و نوع مواد مادری در خاکهای ایران تثبیت فسفر یک مشکل بزرگ برای حاصلخیزی این خاکها به شمار می آید(۱). جذب سطحی فسفر بر روی کلسیت و تشکیل پیوندهای نامحلول و کم محلول Ca-P پس از کود دادن باعث پائین آمدن راندمان کوددهی و افزایش فسفر ذخیره خاک می گردد.لذا به دلائل اقتصادی و اکولوژیکی، استفاده از منابع آلی فسفر از جمله لجن فاضلاب در مدیریت حاصلخیزی خاک مناسبتر از کود شیمیائی است. لجن فاضلاب شهری حاوی میزان نسبتاً بالای فسفر است. همچنین این مواد به دلیل رقابت با فسفر بر سر مکانهای جذب ، جذب سطحی فسفر را کاهش داده قابلیت دسترسی آن را در خاک بالا می برد(۲). استفاده از این کودها باعث تغییر پارامترهای هم دماهای جذب در خاکها خواهد شد. هدف از این تحقیق مطالعه تاثیر کوتاه مدت لجن فاضلاب بر پارامترهای هم دماهای جذب فسفر در تعدادی از خاکهای همدان بود.

مواد و روشها

به منظور انجام این تحقیق از میان ۳۰ نمونه خاک برداشت شده از عمق ۳۰-۰ سانتیمتر، ۱۰ نمونه بر اساس میزان فسفر قابل دسترس، کربنات کلسیم معادل، پ هاش، کربن آلی و درصد رس انتخاب شدند. سپس مقدار۱/۵٪ لجن فاضلاب(براساس وزن خاک خشک) به نمونه های خاک اضافه شده و رطوبت خاکهای تیمار شده و شاهد به رطوبت گنجایش زراعی رسانده شد. نمونه ها به مدت۲ ماه در دمای ۱±۲۵ درجه سانتی گراد در انکوباتور قرار داده شدند. پس از پایان مدت انکوباسیون، نمونه‌ها هواخشک شدند. به منظور مطالعه جذب فسفر، به ۲ گرم از نمونه‌های خاک (در سه تکرار) ۲۵ میلی لیتر محلول دارای غلظت‌های فزاینده فسفر از ۰ تا ۳۰ میلی گرم در لیتر از نمکKH_2PO_4 حاوی کلرید کلسیم ۰/۰۱ مولار و چند قطره تولوئن اضافه شد. پس از رسیدن به تعادل سوسپانسیون صاف و فسفر نمونه‌های صاف شده به روش رنگ سنجی تعیین شدند و فسفر جذب شده از تفاوت غلظت اولیه و نهائی بدست آمد. معادلات همدماهای جذب لانگمویر، فروندلیچ و خطی بر داده ها برازش شده و پارامترهای این معادلات برآورد شدند.

نتایج و بحث

براساس نتایج می توان گفت خاکهای مطالعه شده دارای دامنه گسترده ای از نظر خصوصیات فیزیکی و شیمیائی می باشند.دامنه تغییرات رس ۳۸/۳-۲۰/۸درصد می باشد. براساس نتایج شیمیائی ارائه شده می توان گفت خاکهای مورد مطالعه خاکهای آهکی با پ هاش قلیائی می باشند. و دامنه تغییرات کربنات کلسیم معادل و ماده آلی به ترتیب در دامنه ۵۳/۸-۵ و ۲/۴-۰/۴ در صد می باشند. در بیشتر خاکهای مطالعه شده معادله لانگمویرقادر به توصیف جذب فسفر بود. مقایسه پارامترهای خاک شاهد و کود داده شده نشان داد که b (حداکثر جذب سطحی) با افزودن کود در تمام خاکها نسبت به شاهد افزایش یافته است و دامنه تغییرات آن در خاک شاهد و کود داده شده به ترتیب ۱۶۶/۶۷-۹۸ و ۱۷۸/۵۷ –۹۵ /۱۲۱ میلی گرم بر کیلوگرم بود . دلیل این امر را می توان به افزایش مکانهای جذب، با افزودن لجن فاضلاب دانست به عبارتی لجن فاضلاب خود بعنوان یک مکان جذب فسفر عمل می کند اریچ و همکاران (۳) نیز

به این نتیجه رسیدند که گاهی ماده آلی بعنوان یک مکان جذب فسفر در خاک عمل می کند. ولی مقدار k (ثابت متناسب با قدرت پیوند) با افزایش کود در تمام خاکها کاهش نشان داد. دامنه تغییرات k در خاک شاهد و کود داده شده به ترتیب ۳/۷ -۰/۳۴ و ۱/۴۷- ۰/۱۴بود که نشان دهنده سهولت آزاد شدن فسفر از سایتها می باشد. این نتیجه با یافته های یائوبینگ(۴) مطابقت دارد.نتایج به دست آمده را اینگونه می توان توجیه کرد که لجن فاضلاب علاوه بر اینکه موادی را تولید می کند که با فسفر بر سر مکانهای جذب رقابت می کند، دارای مکانهای جذب بسیاری است که فسفر را با انرژی کمتری نسبت به کلوئیدهای خاک جذب می کند. معادله فروندلیچ و خطی نیز در تمام خاکها قادر به توصیف جذب فسفربودند. در معادله فروندلیچ k_f (ثابت تجربی وابسته به قدرت پیوند)، در تمام خاکها با افزایش کود نسبت به شاهد کاهش یافت، دامنه تغییراتk_f در خاک شاهد و کود داده شده به ترتیب ۹۱/۹۸-۱۰/۱۷ و ۷۷/۴۸– ۳/۸۴ بود که نشان دهنده کاهش در قدرت جذب می باشد. این نتیجه با یافته های بال و تور (۵) همخوانی دارد. پارامتر n در معادله فروندلیچ (ثابت تجربی) از دامنه۴/۲-۱/۴۸ در خاک شاهد به ۱/۷۴-۱/۰۸ در خاک کود داده شده، کاهش یافت.

در معادله خطی مقدار عرض از مبدا (که قدر مطلق آن برآیندی از فسفر قابل دسترس خاک است) در تیمار کود داده شده نسبت به شاهد در اکثر خاکها افزایش یافت. دامنه تغییرات آن در خاکهای شاهد و خاکها کود داده شده به ترتیب ۱۶/۳-۰/۹و ۳۰/۹۹- ۰/۴۹میلی گرم بر کیلوگرم بود، که با یافته های اکثر دانشمندان از جمله سیدیکو و رابینسون (۶) همخوانی دارد. در خاکهای مطالعه شده شیب خطوط (که برآیندی از قدرت بافری خاک است) در خاک تیمار شده و شاهد تغییر محسوسی نشان نداد. دامنه تغییرات آن در خاکهای شاهد۳۸/۴۸- ۲/۶ و در خاکهای تیمار شده با لجن فاضلاب ۳۳/۲۲-۳/۸۷ لیتر بر میلی گرم بود. نتایج این پژوهش نشان داد کاربرد لجن فاضلاب در کوتاه مدت نیز بر ویژگیهای جذب فسفر تاثیر دارد.

منابع

[۱] ملکوتی ، محمد جعفر.۱۳۷۸.روش جامع تشخیص و ضرورت مصرف بهینه کود های شیمیایی. چاپ چهارم با بازنگری دفتر نشرآثار علمی دانشگاه تربیت مدرس

[2] Bar-Yosef ,B. 1996. *Root excretions and their environmental effects: Influence on availability of phosphorus*. In Plant Roots: The Hidden Half. (Eds). Y. Waisel , A. Eshel , U. K. Kafkafi). Marcel Dekker . Inc , New York). pp. 581-605.

[3] Erich, M. S., C. B.Fitzgerald., G. A. Porter. 2002. *The effect of organic amendments on phosphorus chemistry in a potato cropping system*. Agric. Ecosy. Environ. 88, 79-88.

[4] Yaobing sui and Michael L. Thompson, 2000. phosphorus sorption, desorption, and buffering capacity in a Biosolid- amended Mollisol. Soil Sci. Am. J. 64:164-169

[5] Bahl, G. S., G. S. Toor. 2002. Influence of poultry manure on phosphorus availability and the standard phosphat requirement of crop estimated from quantity – intensity relationships in different soils. Bioresour. Technol. 85, 317-322.

[6] Siddique. M. T, and J.Stephen Robinson. 2003. Phosphorus sorption and availability in soils ameneded with animal manures and sewage sludge. J. Environ. Qual. 32, 1114-1121.

بررسی روابط بین خصوصیات فیزیکی، شیمیایی با اشکال معدنی و قابل جذب فسفر خاکهای آهکی دشت قزوین

مهرزاد مستشاری[۱]، محمد اردلان[۲]، نجفعلی کریمیان[۳]، حامد رضایی[۴] و حسین میرسیدحسینی[۵]

۱- دانشجوی دکتری دانشگاه تهران و عضو هیات علمی مرکز تحقیقات کشاورزی قزوین.
mm_mohasses@yahoo.com

۲- دانشیار دانشگاه تهران.

۳- استاد دانشگاه شیراز.

۴- عضو هیات علمی موسسه تحقیقات خاک و آب.

۵- استادیار دانشگاه تهران.

مقدمه

به طور کلی آگاهی از شکل های شیمیایی فسفر معدنی در فهم شیمی فسفر خاک، و هم چنین در درک جنبه های پیدایش و حاصلخیزی خاک اهمیت دارد. برای شناسائی فسفر پژوهش های زیادی انجام شده است، تا بدین وسیله ارتباط میان جذب فسفر به وسیله گیاه با فسفر خاک مشخص شود (۵،۶ و ۱۱).با توجه به حلالیت متفاوت شکل های مختلف فسفر، تعیین فراوانی و توزیع آنان ممکن است ما را با قابلیت های گیاهان در استفاده از فسفر خاک بیشتر آشنا کند (۳).بررسی شکل های مختلف فسفر در تعیین روابط میان شکل های فسفر خاک با نتایج آزمون های فسفر خاک (۴، ۸ و۱۰) و نیز ویژگی های فیزیکو شیمیایی خاک (۴ و ۹) حائز اهمیت بوده و یافته های سودمندی در اختیار پژوهندگان گذاشته است.

Bakheit و Dakermanji (۱۹۹۳) نشان دادند که بین فسفر و میزان $CaCO_3$ هم بستگی معنی دار وجود ندارد. Ryan و همکاران (۱۹۸۵) دریافتند که میان اکسید های آهن و جذب فسفر رابطه معنی دار برقرار است، در حالیکه $CaCO_3$ هیچ تأثیری بر جذب فسفر نداشته است (۱ و ۷).در مطالعات Samadi و Gilkes (۱۹۹۹) بین فسفر (Olsen-p) و خواص مربوط به رس، مقدار رس، آهن و آلومینیوم قابل استخراج با دی تیونات، آهن قابل استخراج با اگزالات آمونیوم و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک در مورد ۱۴ خاک آهکی همبستگی منفی بدست آمد. لیکن در مورد کربنات کلسیم فعال این همبستگی مثبت بود (۹).

Carreira و همکاران (۲۰۰۶) گزارش دادند که کربنات خاک ها نقش موثری در رسوب فسفر بصورت فسفات های کلسیم دارد، همچنین اکسی ئیدروکسیهای آهن نیز نقش تثبیت کنندگی فسفر را همانند کربنات ها داشته است، در بررسی اشکال فسفر این خاکها فسفر باند شده توسط کلسیم (عصاره گیری شده توسط HCl) بیشترین مقدار را به خود اختصاص داد و سطح ویژه کربنات کلسیم مهمترین عامل در جذب و نگهداری فسفر بود(۲).

مواد و روشها

۱- هماهنگی به منظور مشخص نمودن موقعیت اراضی در شرایط نیمه خشک دشت قزوین.

۲- بررسی و مطالعه وضعیت شیمی , حاصلخیزی و رده بندی خاکهای آهکی تحت مدیریت فوق.

۳- بررسی پراکنش و وضعیت فسفر قابل استفاده گیاه در چهل نمونه از خاکهای مذکور.

۴- انتخاب بیست نمونه خاک مناسب برای پژوهش از نظر خصوصیات فیزیکی , شیمیایی با پراکنش مناسب.

۵- نمونه برداری از خاکهای مذکور و تعیین خصوصیات شیمی و حاصلخیزی مورد نظر.

۶- تعیین اشکال معدنی فسفر در خاکهای انتخابی به روش جیانگ و گو (۵۴) و رابطه آنها با ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی خاک.

نتایج و بحث

اندازه گیری برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاکها نشان می دهد که واکنش خاکهای مورد مطالعه در محدوده ۷,۲۸ تا ۸,۱، با میانگین ۷,۸۴، درصد رس خاک در محدوده ۱۴ تا ۵۲ با میانگین ۳۰,۱۵، میزان شوری در محدوده ۰,۷۷ تا ۸,۳۳ دسی زیمنس بر متر با میانگین ۲,۴، درصد TNV ۵ تا ۳۲,۲ با میانگین ۱۸,۰۲ و درصد آهک فعال در محدوده ۲,۹ تا ۱۹,۴۳ با میانگین ۹,۵۲، درصد کربن آلی در محدوده ۰,۲۸ تا ۱,۳ با میانگین ۰,۹۱، میزان SAR در محدوده ۱,۷۵ تا ۱۲,۳۵ با میانگین ۴,۸۴، میزان فسفر قابل جذب در محدوده ۲,۹۲ تا ۴۲ با میانگین ۸,۷۵، میزان CEC در محدوده ۱۳,۷ تا ۳۲,۱۴ با میانگین ۲۲,۷۸ میلی اکی والان در صد گرم خاک،میزان Ca_2P در محدوده ۱,۶ تا ۴۲,۳ با میانگین ۹,۱۶ میلی گرم بر کیلوگرم ۱,۴۴ درصد فسفر معدنی، Ca_8P در محدوده ۷۲,۱ تا ۳۱۴ با میانگین ۱۷۳,۶۳ میلی گرم بر کیلوگرم ۲۷,۲۱ درصد فسفر معدنی ،Al-Pدر محدوده ۱۴,۵ تا ۵۴,۸ با میانگین۳۲,۶۹ میلی گرم بر کیلوگرم۵,۱۲ درصد فسفر معدنی، Fe-P ۸,۴ تا ۳۴,۸ با میانگین ۲۱,۳۲ میلی گرم بر کیلوگرم۳,۳۴ درصد فسفر معدنی، $Ca_{10}P$ در محدوده ۲۶۲,۱ تا ۶۹۷,۳ با میانگین ۳۸۱,۴ میلی گرم بر کیلوگرم ۵۹,۷۶درصد فسفر معدنی،O-P در محدوده ۸,۱ تا ۳۵ میلی گرم بر کیلوگرم ۳,۱۳ درصد فسفر معدنی را تشکیل می‌دهد.

فراوانی شکل های معدنی فسفر به صورت زیر بدست آمد: $Ca_2P< O\text{-}P < Fe\text{-}P<Al\text{-}P < Ca_8P< Ca_{10}P$

برخی روابط اشکال فسفر معدنی به شرح زیر بدست آمد:

$TNV=12.21 \text{ Ln (active } caco_3) - 7.52$	$R^2= 0.79$		
$Ca_2P=1.06(Pava)-0.23$	$R^2=0.7$	$Al\text{-}P=19.12 \text{ Ln}(Pava)-5.57$	$R^2=0.5$
$Fe\text{-}p=9.9 e^{0.02(Al\text{-}P)}$	$R^2=0.67$	$Fe\text{-}P=0.16(Pava)^2-0.9(Pava)+18.6$	$R^2=0.45$
$CEC=0.08(Pava)^2-1.7(Pava)+28.7$	$R^2=0.44$		

منابع

[1] Bakheit – said , M. and A. Dakermanji. 1993. Phosphate adsorption and desorption by calcareous soils of Syria commun. Soil Sci. Plant Anal.24:197-210.

[2] Carreira, J.A., B. Vinegla, and K. lajtha. 2006. Seconary $CaCo_3$ and precipitation of P-Ca compounds control the retention of soil P in and ecosystems. Journal of Arid Enririnments. Volume 64, Issue 3, pages 460-473.

[3] Chang, S.C amd M.L.Jackson.1957.Fractionataion of soil phosphorus. Soil sci. 84:133-144)

[4] Elkhatib, E. A., A. G. thabet and M.k. El-Haris. 1991. Prediction of phosphorus fractionation in soils. Arid soli Res. Rehab. 5:1-8.

[5] Guzel, N. and H. Ibrici. 1994. Distyibution and fractionation of soil phosphorus in particle- Size separates in soils of western Turkey. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 25:2946-2958.

[6] Hedley, M.J., J.W.B. Stewart and B.S. Chauhan. 1982. Charges in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by caltivation practices and by laboratory incubation. Soil Sci. Soc. Am. J. 46:970-976.

[7] Ryan, J., D. Curtin and M.A. Cheema. 1985. Significance of iron oxides and calcium carbonate particle size in phosphate sorption by calcareous soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 48:74-76.

[8] Samadi, A. and R.J. Gilkes. 1998. Foms of phosphorus in virgin and fertilized calcareous soils of Western Australia. Austral. J. Soil Res. 36:585-601.

[9] Samadi, A. and R.J. Gilkes. 1999. Phosphorus transformations and their relation ships with calcareous soil properties of south Western Australia. Soil Sci. Soc. Am. J. 63:809-815.

[10] Tekchand and N.K. Tomar. 1994. Correlation of soil properties with phosphate fixation in some alkaline calcareous soils of north west India. Arid soil Res. Rehab. 8:77-91.

[11] Tekchand, N.K. Tomar and J.P. Singh. 1991. Effect of soil properties on the froms of inorganic phosphorus in alkaline- calcareous soils of different agroclimatic zones. Arid soil Res. Rehab. 5:199-210.

تاثیر کمپوست غنی شده با کادمیم و زمان خواباندن بر شکل های شیمیایی کادمیم، رشد و ترکیب شیمیایی اسفناج در دو بافت خاک

مجید رجایی

استادیار مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی فارس.

rajaie@farsagres.ir

مقدمه

فلزات سنگین و عناصر کمیاب از جمله آلاینده هائی هستند که در صورت تجمع در خاک و جذب توسط گیاه به زنجیره غذائی وارد شده و مسمومیت هائی را در حیوان و انسان ایجاد می کنند. در میان فلزات سنگین آلوده کننده خاک، کادمیم از اهمیت ویژه ای برخوردار است. زیرا به راحتی بوسیله ریشه گیاه جذب می شود و سمیت آن تا ۲۰ برابر بیشتر از سایر فلزات سنگین است. بنابراین درک عوامل موثر بر قابلیت استفاده این فلز، تغییر و تبدیل آن در خاک و تاثیری که بر رشد گیاه دارد از اهمیت فراوانی برخوردار است. رفتار فلزات سنگین در خاک به ظرفیت اجزای مختلف خاک برای جذب و نگه داری این عناصر بستگی دارد. حلالیت و فراهمی زیستی عناصر فلزی بلافاصله پس از افزوده شدن به خاک زیاد است. با گذشت زمان و ایجاد تعادل بین فلز و خاک بر اثر واکنش هائی همچون جذب سطحی، تبادل یونی، کلاته شدن، رسوب، اکسایش و کاهش، واکنش با اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن و منگنز و ورود به شبکه کانیها از قابلیت استفاده آنها کاسته شده و از صورت های با حلالیت زیاد به شکل های کم محلول تر تبدیل می شوند. بنابراین انتظار می رود که با گذست زمان میزان جذب گیاهی هم کاهش یابد. رنلا و همکاران (۲۰۰۴) با افزودن مقادیر۱۰،۳،۰ و ۵۰ میلی گرم کادمیم در کیلوگرم یک خاک آهکی (به شکل سولفات کادمیم) و جداسازی شکل های شیمیائی کادمیم در طول دوره خواباندن ۶۰۰ روزه نشان داد که مصرف کادمیم سبب افزایش تمام شکل های شیمیائی کادمیم از همان ابتدای آزمایش شد و در تمام سطوح کادمیم مصرفی، بخش عمده کادمیم به شکل کربناتی درآمد. این پژوهشگران نتیجه گیری کردند که ظرفیت نگه داری کادمیم در خاک های آهکی به مراتب بیشتر از حدود مجاز توصیه شده توسط سازمانهای حفاظت محیط زیست می باشد.

مواد و روشها

در این پژوهش به منظور بررسی تغییرات زمانی شکل های شیمیایی کادمیم افزوده شده توسط کمپوست و تعیین ظرفیت اجزای مختلف خاک برای نگه داری این فلز، با افزودن شن کوارتزی خالص شسته شده با اسید، به یک خاک لوم رسی آهکی، بافتی لوم شنی تهیه شد. کود کمپوست از کارخانه کود کمپوست اصفهان تهیه و پس از خشک کردن در هوا و عبور از الک دو میلی متری، با نمک سولفاته کادمیم به میزانی غنی شد که در نهایت با افزودن مقدار ثابت ۳٪ کمپوست به هر یک از بافت های مورد آزمایش به مقدار ۵، ۱۵، ۳۰ و ۶۰ میلی گرم از کادمیم همراه با کمپوست غنی شده به هر کیلوگرم خاک اضافه شود. یک تیمار از کمپوست غنی نشده نیز به میزان ۳٪ و به عنوان شاهد در آزمایش بکار رفت. به منظور ایجاد تعادل، نمونه های غنی شده کمپوست به مدت یک ماه در شرائط آزمایشگاه خوابانده شدند. نمونه های خاک به مدت ۰و ۱۶ هفته در رطوبت حدود ظرفیت مزرعه خوابانده شد. در پایان هر زمان با برداشت زیر نمونه شکل های شیمیایی کادمیم (به ترتیب محلول + تبادلی، کربناتی، آلی، متصل به اکسید منگنز، متصل به اکسید آهن بی شکل، متصل به اکسید آهن متبلور و تتمه) به روش عصاره گیری دنباله ای سینگ و همکاران (۱۹۸۸) جدا شدند. هم چنین در یک آزمایش گلخانه ای به منظور بررسی تاثیر زمان و تیمارهای فوق الذکر بر رشد، ترکیب شیمیایی و جذب عناصر فلزی توسط اسفناج دو گروه گلدان تهیه شد. در هر دو گروه همان تیمارهای آزمایش خواباندن اعمال شد، با این تفاوت که در گروه اول تیمارها ۱۶ هفته قبل از کشت اعمال و گلدان ها در دمای گلخانه خوابانده شدند و در گروه دوم تیمارها اعمال و گلدا نها بلافاصله و بدون خواباندن مورد کاشت قرار گرفتند. ۶۰ روز پس از کاشت گیاه برداشت و وزن ماده خشک گیاه، غلظت کادمیم، روی، مس، آهن و منگنز اندازه گیری شد.

نتایج و بحث

نتایج جداسازی شکل های شیمیایی کادمیم نشان داد که به طور میانگین در بافت های لوم رسی و لوم شنی به ترتیب ۸۷ و ۹۱ درصد از کادمیم به کار رفته به شکل های محلول + تبادلی، کربناتی، و آلی بود و شکل کربناتی جزء غالب را تشکیل می داد. در بافت لوم شنی مقدار بیشتری از کادمیم به کار رفته در مقایسه با بافت لوم رسی به شکل محلول + تبادلی و کربناتی در آمد. برای سایر شکل ها (به جز شکل اکسید آهن متبلور که در تمامی تیمارها کمتر از حد تشخیص دستگاه جذب اتمی بود) عکس این مطلب مشاهده شد. با افزایش سطوح کادمیم کاربردی تمامی شکل های کادمیم در خاک افزایش یافتند اما درصد این افزایش ها به ظرفیت اجزای مختلف خاک برای نگه داری این فلز بستگی داشت. بیشترین ظرفیت نگه داری کادمیم مربوط به بخش کربناتی بود. تاثیر زمان بر تغییر شکل های کادمیم معنی دار بود. هر چند با گذشت زمان به میزان جزئی شکل های محلول + تبادلی و آلی کاهش و شکل های متصل به اکسید های منگنز و اکسید آهن بی شکل افزایش یافتند، اما در اکثر تیمارها بلافاصله پس از افزودن کمپوست غنی شده با کادمیم به خاک بیش از ۸۰ درصد این فلز وارد شکل های کربناتی و آلی شد و تا پایان آزمایش این نسبت تقریبا حفظ شد. نتایج آزمایش گلخانه ای نشان داد که وزن ماده تر و خشک گیاه، غلظت و جذب کل کادمیم، روی، آهن، منگنز و مس در بافت لوم رسی بیشتر از بافت لوم شنی بود. آلودگی خاک با کادمیم وزن ماده تر و خشک گیاه و غلظت و جذب کل روی، آهن، منگنز و مس را کاهش داد. هر چند که بخش عمده کادمیم وارد شکل کربناتی شده بود، اما در هر دو دوره خواباندن اسفناج جذب بسیار بالایی از کادمیم را نشان داد و این فلز را در حد گیاهان انباشتگر جذب کرد. بنابراین در رابطه با آلودگی خاک با کادمیم، حساسیت گیاهان مختلف و توانائی متفاوت آنها در جذب کادمیم را نباید از نظر دور نگه داشت. گرچه شانزده هفته خواباندن قبل از کاشت سبب کاهش جزئی در غلظت کادمیم گیاه شد اما جذب کل کادمیم را افزایش داد. این امر به تجزیه ماده آلی کمپوست و تولید کمپلکس های محلول کادمیم نسبت داده شد. روش عصاره گیری دنباله ای در تعیین این افزایش قابلیت استفاده کارآمد نبود. زیرا جداسازی شکل های شیمیایی کادمیم با زمان نشان دهنده کاهش غلظت شکل های با قابلیت استفاده بیشتر همچون شکل محلول و تبادلی بود.

منابع

[1] Hooda, P. S., and B. J. Alloway (1993). "Effects of time and temperature on the bioavailability of Cd and Pb from sludge- amended soils." *J. Soil Sci*., Vol. 44, pp. 97-110.

[2] Lu, A., S. Zhang, and X. Shan (2005). "Time effect on the fractionation of heavy metals." *Geoderma*, Vol. 125, pp. 225-234.

[3] Renella , G ., P. Adamo , M.R. Bianco , L. Landi , P. Violante, and P. Manipuri (2004). "Availability and speciation of cadmium added to a calcareous soil under various managements." *European J. Soil Sci*., Vol. 55, pp. 123-133.

[4] Singh, J. P., S. P. S. Karwasra, and M. Singh (1988). "Distribution and forms of copper, iron, manganese, and zinc in calcareous soils of India." *Soil Sci*., Vol. 146, pp. 359-366.

تاثیر کمپوست غنی شده با نیکل و زمان خواباندن بر شکل های شیمیایی نیکل در دو بافت خاک

مجید رجایی

استادیار مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی فارس. rajaie@farsagres.ir

مقدمه

فلزات سنگین و عناصر کمیاب از جمله آلاینده هائی هستند که در صورت تجمع در خاک و جذب توسط گیاه به زنجیره غذائی وارد شده و مسمومیت هائی را در حیوان و انسان ایجاد می کنند. نیکل در اکثر نقاط جهان مورد توجه قرار گرفته است زیرا این فلز در غلظت های کم برای گیاهان، انسان و حیوانات ضروری است اما در غلظت های زیاد قادر به ایجاد سمیت در این موجودات می باشد. بنابراین مطالعه رها سازی و تغییر و تبدیل آن در محیط و تاثیری که بر رشد گیاهان و سایر جانداران دارد از اهمیت خاصی برخوردار است. رفتار فلزات سنگین در خاک به ظرفیت اجزای مختلف خاک برای جذب و نگه داری این عناصر بستگی دارد. حلالیت و فراهمی زیستی عناصر فلزی بلافاصله پس از افزوده شدن به خاک زیاد است. با گذشت زمان و ایجاد تعادل بین فلز و خاک بر اثر واکنش هائی همچون جذب سطحی، تبادل یونی، کلاته شدن، رسوب، اکسایش و کاهش، واکنش با اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن و منگنز و ورود به شبکه کانیها از قابلیت استفاده آنها کاسته شده و فلزات از شکل های با حلالیت زیاد به شکل های کم محلول تر تبدیل می شوند. در سال های اخیر عصاره گیری دنباله ای به عنوان روشی مناسب در تعیین شکل های شیمیایی و قابلیت استفاده بالقوه فلزات در خاک های ایران به کار رفته است، اما ظرفیت اجزای مختلف خاک برای جذب و نگه داری این فلزات و تغییر و تبدیل شکل های شیمیایی آن ها با زمان کمتر مورد توجه قرار گرفته است. بنا براین این پژوهش به منظور بررسی تغییرات زمانی شکل های شیمیایی نیکل اضافه شده بوسیله کمپوست و تعیین ظرفیت اجزای مختلف خاک برای نگه داری آن انجام شد.

مواد و روشها

در این پژوهش به منظور بررسی تغییرات زمانی شکل های شیمیایی نیکل افزوده شده توسط کمپوست و تعیین ظرفیت اجزای مختلف خاک برای نگه داری این فلز، با افزودن شن کوارتزی خالص شسته شده با اسید، به یک خاک لوم رسی آهکی، بافتی لوم شنی تهیه شد. کود کمپوست از کارخانه کود کمپوست اصفهان تهیه و پس از خشک کردن در هوا و عبور از الک دو میلی متری، با نمک سولفاته نیکل به میزانی غنی شد که در نهایت با افزودن مقدار ثابت ۳٪ کمپوست به هر یک از بافت های مورد آزمایش به مقدار ۵، ۱۵، ۳۰ و ۶۰ میلی گرم از نیکل همراه با کمپوست غنی شده به هر کیلوگرم خاک اضافه شود. یک تیمار از کمپوست غنی نشده نیز به میزان ۳٪ و به عنوان شاهد در آزمایش بکار رفت. به منظور ایجاد تعادل، نمونه های غنی شده کمپوست به مدت یک ماه در شرائط آزمایشگاه خوابانده شدند. نمونه های خاک به مدت ۰، ۱، ۲، ۴، ۸، و ۱۶ هفته در رطوبت حدود ظرفیت مزرعه خوابانده شدند و در پایان هر زمان با برداشت زیر نمونه شکل های شیمیایی نیکل (به ترتیب محلول + تبادلی، کربناتی، آلی، متصل به اکسید منگنز، متصل به اکسید آهن بی شکل، متصل به اکسید آهن متبلور و تتمه) به روش عصاره گیری دنباله ای سینگ و همکاران (۱۹۸۸) جدا شدند.

نتایج و بحث

تاثیر بافت بر شکل های شیمیایی نیکل در سطح یک درصد معنی دار بود. میانگین داده ها نشان داد که شکل های شیمیایی کربناتی، آلی، اکسیدی، و تتمه در بافت لوم رسی بیشتر از بافت لوم شنی بود. در مقابل در بافت لوم شنی فقط شکل محلول + تبادلی بیشتر از بافت لوم رسی بود. این رویداد را می توان به افزودن شن کوارتزی به خاک لوم رسی، کاهش نسبی اجزاء آلی و غیر آلی خاک و در نهایت به کاهش سطوح جذب کننده نیکل نسبت داد، که نشان

دهنده قابلیت استفاده کمتر نیکل در خاک های بافت سنگین می باشد. علی رغم ماهیت آهکی بافت های مورد آزمایش مقدار شکل کربناتی در تمامی تیمارها ناچیز بود. در مقابل نتایج نشان داد که در خاک های شاهد و خاک های تیمار شده با کمپوست غنی شده بخش عمده نیکل (بیش از ۹۵ درصد) به شکل اکسیدهای آهن و تتمه بود و هر چند در ابتدای آزمایش خواباندن شکل محلول + تبادلی بخش قابل توجهی را به خود اختصاص می داد (به ویژه در بافت لوم شنی) ولی با گذشت زمان این شکل به سرعت به شکل های اکسیدی و تتمه تبدیل شد. این امر ناشی از تمایل زیاد نیکل برای واکنش با اکسیدهای آهن و جزء تتمه، قابلیلت استفاده کم نیکل در خاک های مورد آزمایش و تبدیل آن به شکل های با قابلیت استفاده کم در کوتاه مدت بود. در هر دو بافت و در تمامی زمان ها با افزایش سطوح نیکل تمام شکل های شیمیائی نیکل به طور معنی داری افزایش یافتند. تاثیر سطوح نیکل بر توزیع شکل های شیمیائی این عنصر را می توان به ظرفیت اجزای متفاوت خاک برای نگه داری نیکل نسبت داد. بطوریکه همکنش بافت و سطوح نیکل بر این شکل ها معنی داری بود. به عنوان مثال در بافت لوم رسی در ابتدای ازمایش با افزایش سطوح نیکل از ۰/۸ در تیمار شاهد به ۶۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک شکل محلول + تبادلی از کمتر از ۰/۲ (حد خطای دستگاه جذب اتمی) به ۹/۸ میلی گرم در کیلوگرم خاک (۱۶/۴ درصد از نیکل افزوده شده) رسید. در حالی که در بافت لوم شنی از کمتر از ۰/۲ به ۱۲/۹ (۲۱/۶ درصد از نیکل افزوده شده) افزایش یافت. به عبارتی با افزایش سطوح نیکل در بافت لوم شنی مقادیر بیشتری از نیکل وارد شکل محلول + تبادلی شد. روند مشابهی نیز در رابطه با شکل کربناتی مشاهده شد. در مورد سایر شکل ها عکس این مطلب صادق بود. در هر دو بافت و در تمام سطوح، پس از گذشت ۱۶ هفته شکل محلول + تبادلی به طور معنی داری کاهش یافت. ۱۶ هفته پس از خواباندن شکل های اکسیدی در دو بافت و در تمامی سطوح نیکل مصرفی به طور معنی داری افزایش یافت. اما افزایش شکل های اکسید آهن (بی شکل و متبلور) نسبت به شکل اکسید منگنز محسوس تر بود. چنین رویدادی ناشی از تمایل زیاد نیکل برای واکنش و اتصال به اکسید های آهن می باشد. در مجموع حضور بخش عمده نیکل در شکل های اکسیدی و تتمه، استخراج مقادیر قابل توجهی از آن با سه عصاره گیر اسیدی قوی که شکل های اکسیدی و تتمه را استخراج می کنند و تبدیل آن از شکل های با قابلیت استفاده زیستی زیاد به شکل های کم محلول در کوتاه مدت، بیانگر قابلیت استفاده زیستی ناچیز نیکل در خاکهای مورد آزمایش بود.

منابع

[1] Antoniadis, N., and B. J. Alloway (2001). "Availability of Cd, Ni and Zn to rye grass in sewage sludge treated soils at different temperatures." *Water, Air, Soil Pollut.*, Vol. 132, pp. 201-204.

[2] Elzinga, E. J., and D. L. Sparks (2001). "Reaction condition effects on nickel sorption mechanisms in illite-water suspensions." *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Vol. 65, pp. 94-101.

[3] Han, F.X., and A. Banin (1999). "Long – term transformation and redistribution of potentially toxic heavy metals in arid – zone Soils: Incubation at field capacity moisture content." *Water, Air, Soil Pollut*., Vol. 114, pp. 221-250.

[4] Scheckel, K. G., and D. L. Sparks (2001). "Dissolution kinetics of nickel surface precipitates on clay mineral and oxide surfaces." *Soil Sci. Soc. Am. J*., Vol. 65, pp. 685-694.

بررسی نقش مناطق معدنی شمال مشگین شهر بر میزان آلودگی خاک ها به عنصر آرسنیک

رضا طلائی و حمیدرضا پیروان

۱- عضو هیات علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان اردبیل.
rztala@yahoo.com
۲- عضو هیات علمی مرکز تحقیقات حفاظت خاک و آبخیزداری.

مقدمه

آلودگی خاک ها و منابع آبی به عنصر آرسنیک به عنوان یک مشکل اساسی در دنیا مطرح شده است (جوز و همکاران ۲۰۰۵). یکی از مهمترین منابع آلوده کننده آب و خاک به این عنصر می تواند از منشا غیر متمرکز طبیعی باشد که از سنگ ها و تخریب آنها سرچشمه می گیرد. از طرف دیگر مینرالیزاسیون و آلتراسیون های حاصل از آنها بعنوان یکی از فرایندهای طبیعی تغییرات ترکیبی و کانی شناسی مهمی در سنگ های اولیه بوجود آورده و باعث آزاد سازی، تمرکز و تخلیه برخی از عناصر فلزی سمی و سنگین از جمله آرسنیک می شود. از آنجا که زون قره داغ طارم بعنوان یک زون متالوژن مطرح بوده و بخشی از آذربایجان را نیز در بر می گیرد و در برخی از مناطق آن نیز فعالیتهای معدنی وسیعی انجام‌گرفته و در حال انجام نیز می‌باشد بنابراین بررسی امکان آلودگی خاکهای اینگونه مناطق به عنصر آرسنیک و سایر عناصر سمی دیگر از دیدگاه زیست محیطی و محدودیت های بوجود آمده ضروری به نظر می رسد. با توجه به اینکه فلزات سمی و بسیاری از ترکیبات آلی سمی نهایتاً در خاک و ته نشست ها دفن می‌شوند و این فلزات غالباً در لایه های بالائی خاک جمع می شوند (کالین ۱۹۹۵) و در دسترس ریشه گیاهان قرار می گیرند و با انتقال به چرخه غذایی بعنوان یکی از عوامل اصلی مرگ عمل می نمایند(آلام، اسنو و تاناکا ۲۰۰۳)، به این دلیل بررسی گیاهان منطقه که معمولاً مورد تغذیه دام ها و یا انسان قرار می گیرد نیز ضروری است.

مواد و روشها

۱- تهیه نقشه های زمین شناسی با تاکید بر محدوده های زون های آلتراسیون در مقیاس ۱:۲۰۰۰۰
۲- تعداد ۱۸۶ نمونه خاک از افق های سطحی خاک(افق A و B) در مناطق آلتره و غیر آلتره جمع‌آوری گردید. از هر کیلومتر مربع نمونه انتخاب شده است.
۳- آنالیز خاک ها به روش ICP و تجزیه و تحلیل داده ها و مقایسه غلظت آنها با مقادیر استاندارد.

نتایج و بحث

مقدار متوسط آرسنیک در پوسته زمین ۱/۸ ppm گزارش شده است (کراسکف و دنیس۱۹۹۵). به طور طبیعی خاک‌ها محتوی ۱ تا ۵۰ میلی گرم آرسنیک در کیلوگرم بوده (تایلور ۱۹۶۶) و مقدار آرسنیک اندازه گیری شده در ۷۱ نمونه (۳۸/۲ درصد) از ۵۰ ppm بالاتر هستند. میانگین این عنصر در خاک ها بوسیله دونالد (۱۹۸۴) ۷/۲ppm گزارش شده که در این صورت تمام نمونه های خاک در منطقه غلظت بالاتر از میانگین خواهند داشت. ولی اگر میانگین ۵ تا ۱۰ ppm پیشنهاد شده (غضبان(۱۳۸۱)) ملاک مقایسه قرار گیرد در ۱۸۴ نمونه (۹۸/۹ درصد از نمونه ها) از خاک ها می توان تمرکز بیش از متوسط آرسنیک را مشاهده کرد. میزان عنصر آرسنیک در ۱۰۴ نمونه (۵۹/۹درصد از نمونه ها) از خاک های روی سنگ ها و رسوبات آلتره و مینرالیزه منطقه نسبت به حد استاندارد ارائه شده توسط کاباتا و پندایس(۱۹۸۴) در محدوده بحرانی و ۷۱ نمونه (۳۸/۲ درصد) نیز بالاتر از این محدوده واقع شده و حالت آلودگی نشان می دهند(شکل ۱)، براساس استانداردهای گیسلر(۱۹۸۷) و وزرات مسکن و محیط زیست نترزلند (۱۹۹۱) ۷۳ نمونه از خاک های منطقه با مقدار آرسنیک بین ۳۰ تا ۵۰ ppm در محدوده خاک های گروه B تا C قرار می گیرند(گروه B از خاک ها نیاز به بررسی بیشتر دارند و خاک های گروه C نیاز به پالایش دارند). همچنین ۷۱ نمونه از خاک های منطقه دارای تمرکز آرسنیک بیش از ۵۰ ppm داشته و جز خاک های C محسوب می شوند. براساس استانداردهای ارائه شده توسط UK(Former GlC) (۱۹۸۷ و ۱۹۸۰) تعداد ۷۳ نمونه(۳۹/۲ درصد) از خاک ها با

آلودگی ضعیف، ۶۱ نمونه (۳۲/۸ درصد) با آلودگی متوسط و ۱۰ نمونه (۵/۴) با آلودگی شدید مشخص شده است. با توجه به غلظت زیاد این عنصر در محیط های خاکی منطقه می توان آلوده بودن آنها را به این عنصر بسیار سمی از منبع مواد معدنی و سنگ های دگرسان شده مورد توجه قرار داده و امکان ورود بیش از حد استاندار آن را در چرخه غذایی دام ها و انسان ها بررسی کرد. چنانکه اشاره شد عنصر آرسنیک سمی بوده و مقدار متوسط آن در خاک های آلوده نشده بین ۵ تا ۱۰ میکروگرم در گرم در نظر گرفته شده است، ولی یک دهم گرم تری اکسید آرسنیک می تواند موجب مرگ انسان شده و سرطان پوست و بسیاری از سرطان های اعضاء داخلی نظیر مثانه، ریه و یا کلیه به علت آثار آرسنیک در محیط است(غضبان ۱۳۸۱ و کالین ۱۹۹۵). میزان سمی بودن آرسنیک، به شکل شیمیائی آن و یا به عبارت دیگر، به درجه اکسایش و شکل های آلی و غیر آلی آن بستگی دارد. آرسنیک به حالت احیاء بسیار مضرتر و خطرناک تر از حالت های دیگر آن از جمله حالت اکسایشی است. میزان ورود آرسنیک به بدن انسان از طریق غذا بسیار بیشتر از آب آشامیدنی است ولی چون آرسنیک موجود در غذا به صورت آلی است لذا آگر آب آشامیدنی دارای آرسنیک باشد خطرات جدی تری را برای انسان و حیوان خواهد داشت. منشاء اصلی آرسنیک در خاک های منطقه مورد مطالعه کانی های فلزی مختلف از جمله پیریت، کالکوپیریت، گالن و اسفالریت بوده و از طریق آب آشامیدنی و گیاهان وارد چرخه غذایی دام ها و انسان ها می شود. بررسی های مقدماتی نشان می دهد که درصد بیماران مبتلا به مسمومسیت و سرطان که در این مناطق زندگی می کنند نسبت مناطق دور تر از آن زیاد بوده است ولی متاسفانه آمار مستند و دقیق در مراکز پزشکی منطقه وجود ندارد. پیشنهاد می شود در ادامه این تحقیق از آب و گیاهان زراعی و غیر زراعی منطقه نیز نمونه برداری و مورد آنالیز قرار گیرد.

شکل(۱) نتایج تجزیه شیمیائی نمونه های خاک روی سنگ های آلتره و مینرالیزه کوارتز مونزودیوریتی(الف)، توف و توف های برشی (ب)، گدازه های بازالتی و آندزی بازالتی (ج) و نهشته های کواترنری (د) را بصورت ستونی نشان می دهد. در این نمودارها محدوده های بحرانی عناصر که آلودگی محسوب می شوند بوسیله نواری نشان داده شده اند(کاباتا و پندیس ۱۹۸۴).

منابع

[۱] غضبان، ف. (۱۳۸۱) زمین شناسی زیست محیطی، انتشارات دانشگاه تهران، ۴۱۶ صفحه.

[2] Alam M. G. M., Snow E. T. and tanaka a.(2003) arsenic and heavy metal contamination of vegetables grown in Santa village, Bangladesh. The science of total environment , Vol. 308, Issues 1-3, pages 83-96.

[3] Colin B.(1995) Environmental chemistry. Freeman and Company.

[4] Department of the environment , Interdepartmental Committee on the redevelopment (1980) Consulting paper, DOE, 2 Marsham Street, Lonon SW1 3 EB.

[5] Donald L. S. (1995) Environmental soil chmistry.Academic Press.267pp.

[6] Gieseler G.(1987)Contaminated land in the EEC.Dornier system GmbH, Fridrichshafen, FRG.

[7] Kabata-Pendias A. and Pendias H.(1984)Trace elements in soils and plants.CRC Press. Boca Raton, Fla.

[8] Krauskopf K. P. and Dannis K. B. (1995) Introduction to geochemistry, Third edition ,McGraw-Hill.

[9] Parga. R. J., Cocke D. L., Valenzuela J. J., Gomes A. J., Kezmez m., Iewin G., Moreno H. and Wier M.(2005) Arsenic removal via electrocoagulation from heavy metal contaminated groundwater in La Comarca Lagunera Mexico. Jornal of hazardous material, Vol. 124, Issues 1-3, pages 247-254.

تأثیر مصرف پساب نیروگاه حرارتی همدان بر جذب کادمیوم توسط کاهو و تره ایرانی

حبیب اله بیگی هرچگانی

استادیار علوم خاک دانشگاه شهرکرد.

hb_harchegani@yahoo.com

مقدمه

در حال حاضر استفاده مجدد از پساب کارخانجات صنعتی جهت آبیاری زمینهای کشارزی روند رو به رشدی پیدا کرده است: کمبود آب، دفع پساب تصفیه خانه‌ها، نیاز به تولید بیشتر فرآورده‌های کشاورزی و صرفه جویی در مصرف کودهای سنتزی از جمله دلایل استفاده مجدد از پساب می‌باشد. استفاده مجدد از پسابهای صنعتی و خانگی در اراضی کشاورزی در سالیان اخیر موجب نگرانیهایی مبنی بر تجمع فلزات سنگین در خاک و راهیابی آنها به گیاهان زراعی شده است. اهمیت مسئله در این است که این عناصر با فرآیندهای معمول تصفیه پساب کاملا حذف نشده و در صورت آبیاری طولانی مدت در خاک تجمع یافته و سپس توسط گیاهان زراعی جذب و پس از ورود به بدن مصرف کننده اثر سوء ایجاد می‌کند.

از جمله گیاهانی که به طور عمده توسط پساب شهری و صنعتی آبیاری می‌گردند سبزیجات می‌باشند[۱]. مصرف روزانه سبزیجات برگی از جمله کاهو و تره به سبب ارزش غذایی فراوان توصیه شده است. تره به صورت تازه و خشک شده در بسیاری از غذاهای ایرانی مورد استفاده قرار می‌گیرد. همچنین به صورت سبزی ادویه‌ای و طبی از آن استفاده می‌شود[۲] . با توجه به مصرف زیاد کاهو و تره در ایران و خطرات ناشی از حضور فلزات سنگین تحقیق جاری به منظور تعیین غلظت عناصر سنگین در این دو سبزی و مطلوبیت کاربرد پساب صنعتی انجام می‌گیرد.

مواد و روشها

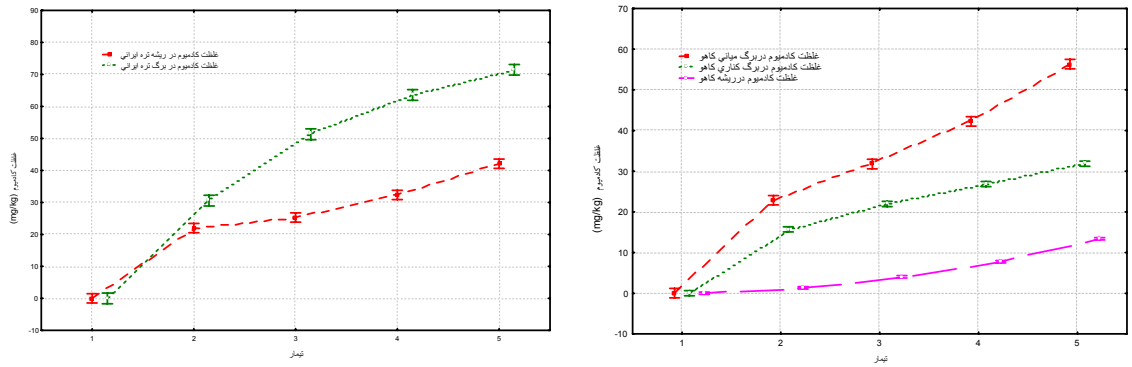
نمونه خاک غالب منطقه از عمق ۳۰-۰ سانتیمتری سطح خاک و پساب صنعتی نیروگاه حرارتی شهید مفتح همدان تهیه و به محل انجام آزمایش آورده شد. گیاهان مورد استفاده در این تحقیق شامل کاهو و تره ایرانی بود. این گیاهان هم مصرف خوراکی دارند و هم فلزات سنگین را در بافتهای خود جمع می‌کنند[۱].

این طرح، به صورت گلدانی، در شرایط گلخانه، در قالب دو طرح کاملا تصادفی برای کاهو و تره ایرانی و هر یک با ۵ تکرار اجرا شد. برای کاهو ۲۵ گلدان (۵ تیمار × ۵ تکرار) و برای تره ایرانی نیز ۲۵ گلدان (۵ تیمار × ۵ تکرار) اختصاص یافت. تیمارهای آزمایش عبارت بودند از: (۱) شاهد: آب آبیاری (آب چاه)؛(۲): ۲۵٪ پساب و ۷۵٪ آب آبیاری؛ (۳):۵۰٪ پساب و۵۰٪ آب آبیاری؛ (۴): ۷۵٪ پساب و ۲۵ ٪ آب آبیاری؛ و (۵): پساب رقیق نشده.

تره ایرانی در برداشت سوم و بوته کاهو هنگامی که ارتفاع آن ۲۰-۱۵ سانتیمتر بود برداشت شد. پس از برداشت، نمونه‌های گیاهی کاملا با آب مقطر شسته شدند، سپس ریشه و اندام هوایی هر گیاه از محل یقه با چاقو جدا شده، و وزن تر هر کدام جداگانه تعیین شد. سپس ریشه و اندام هوایی هر گیاه توسط اسید کلریدریک رقیق و آب مقطر شستشو یافته و بعد از آن به داخل پاکتهای کاغذی منتقل شدند و به مدت ۲۴ ساعت در آون تهویه‌دار، در درجه حرارت ۷۵ درجه سانتیگراد خشک شدند.

غلظت کادمیوم، سرب، نیکل، روی و مس در در ریشه و اندام هوایی تره ایرانی، و در ریشه، برگهای میانی و برگهای کناری کاهو به روش خاکستر سازی و در مخلوط با سه اسید به وسیله دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد[۶].

نتایج و بحث



شکل ۱- غلظت کادمیوم در بافت گیاه کاهو و تره

در اندام هوایی (برگهای کناری و میانی) و ریشه کاهو آبیاری با پساب موجب تجمع کادمیوم گردید($p<۰/۰۱$) (شکل۱).ازطرفی برگهای کناری بوته کاهو نسبت به برگهای میانی غلظت کمتری از کادمیوم را در خود ذخیره کرده بودند ($p<۰/۰۱$). از آنجائی که برگهای میانی کاهو جوان‌تر هستند دارای فعالیت فیزیولوژیکی بیشتری بوده و در نتیجه میزان جذب و تجمع عناصر در آنها بیشتر است[۳و۵]. از طرفی کادمیوم پس از جذب در گیاه قابلیت تحرک بالایی داشته و به راحتی از اندام‌های مسن به اندام‌های جوان منتقل می‌شود و در نتیجه باعث افزایش غلظت این عنصر در برگ‌های میانی کاهو گردیده است[۴].

استفاده از پساب غلظت کادمیوم در ریشه و در اندام هوایی تره ایرانی را نیز افزایش داد ($p<۰/۰۱$) (شکل۱).مقایسه‌تجمع کادمیوم در ریشه و اندام هوایی کاهو و تره ایرانی نشان می‌دهد که در هر دو گیاه غلظت کادمیوم در اندام هوایی بیشتر از ریشه‌ها می‌باشد. کادمیوم پس از جذب، در گیاه متحرک بوده و به آسانی به اندام‌های هوایی می‌رسد[۴].

منابع

[۱] اسدی، م. و ح. فیلی تبار. بررسی شدت آلودگی در خاک‌ها به عناصر سنگین و تعیین مقدار آنها در گیاهان آبیاری شده با فاضلاب. وزارت کشاورزی، مؤسسه تحقیقات خاک و آب، شماره ۶۲، صفحه ۵. ۱۳۷۸.

[۲] پیوست، غ. سبزیکاری. شرکت چاپ و نشر ابریشم رشت، ۳۶۲ صفحه. ۱۳۸۴.

[۳] سرمدنیا، غ. فیزیولوژی گیاهان زراعی. جهاد دانشگاهی، دانشگاه فردوسی مشهد، ۴۰۰ صفحه. ۱۳۷۷.

[4] Kabata-Pendias A. Trace elements in soil and plants. 3nd edition, Boca Raton, CRC Press, New York, 413 pages. 2000.

[5] Kramer P J. Plant and water relationships; a modern synthesis. New Delhi, Tata Me Graw, Hill. 482 pages. 1969.

[6] Pais I J. and B Jones. The handbook of trace elements. St. Luci Press, N.W. Boca Raton, FL, U.S.A. 1997.

سینتیک غیرقابل جذب شدن فسفر در شرایط غرقاب و ظرفیت مزرعه خاکهای آهکی

ابراهیم ادهمی، منوچهر مفتون، عبدالمجید رونقی و حمید رضا اولیایی

به ترتیب استادیار دانشکده کشاورزی دانشگاه یاسوج، استاد و دانشیار بخش خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز و استادیار دانشکده کشاورزی دانشگاه یاسوج.

eadhami@gmail.com

مقدمه

عصاره گیری فسفر به روش اولسن همبستگی خوبی را با پاسخ‌های گیاهی در شرایط هوازی و بی‌هوازی خاکهای آهکی نشان داده‌است [۱ و ۲] و به نظر میرسد که روش اولسن جهت برآورد فسفر قابل جذب گیاه در خاکهای آهکی مناسب است [۲]. شرایط غرقابی به علت اثر بر شیمی فسفر خاکها مورد توجه محققان است. مفتون و همکاران [۲] در ۲۳ نمونه خاک آهکی مشاهده کردند که میانگین فسفر به روش اولسن در شرایط ظرفیت مزرعه و غرقابی پس از دو ماه بترتیب ۱۸/۷ و ۱۹/۸ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک بود. پاتریک و خالید [۴] دریافتند که در شرایط غرقابی خاکها توانایی بیشتری برای جذب فسفر از محلول‌های غنی از فسفر دارند. صمدی و جیلکس [۵] در خاکهای آهکی استرالیا مشاهده کردند که میانگین بازیابی فسفر اضافه شده به خاک در زمانهای مختلف با رس، اکسیدهای آهن فعال و بلورین و اکسیدهای آلومینیوم فعال ارتباط منفی و معنی داری داشته و با کربنات کلسیم فعال ارتباط مثبت و معنی داری دارد. هدف از تحقیق حاضر بررسی سینتیک خروج فسفر از شکل قابل عصاره‌گیری به روش اولسن و اثر خصوصیات خاک و رژیم رطوبتی بر فسفر بومی خاکها و بازیابی فسفر افزوده شده به خاک به روش اولسن بود.

مواد و روشها

در این پژوهش از بیست نمونه خاک دارای ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی کاملاً متفاوت استفاده شد. آزمایش بصورت فاکتوریال (۲×۲×۲۰) با بیست خاک، دو سطح فسفر (صفر و ۳۰۰ میلی‌گرم فسفر در کیلوگرم خاک) و دو رژیم رطوبتی (غرقابی و رطوبت ۲۰ ٪ وزنی) در قالب طرح کامل تصادفی در دو تکرار انجام پذیرفت. در تیمار غرقابی پس از اشباع خاکها در حدود ۰/۵ سانتیمتر آب روی نمونه ها قرار داده شد. در تیمار رطوبت ۲۰٪ وزنی هر سه روز یکبار رطوبت خاک توسط توزین تنظیم شد. در ظرف ها منافذی جهت برقراری تبادل با هوای آزاد تعبیه شد. در زمانهای ۱ ، ۲ ، ۵، ۱۰، ۲۰، ۴۰، ۸۰ و ۱۶۰ روز یک نمونه حدود ۶ گرم از هر نمونه جهت تعیین فسفر به روش اولسن برداشته شد. همزمان از یک نمونه نیزجهت تعیین رطوبت وزنی استفاده شد. در عصاره های حاصل غلظت فسفر به روش Murphy و Riley [۳] تعیین و غلظت فسفر بر اساس وزن خاک خشک محاسبه گردید. سینتیک خروج فسفر از شکل قابل عصاره‌گیری به روش اولسن توسط معادلات مرتبه صفر، مرتبه اول، مرتبه دوم، پخشیدگی سهموی و الوویچ ساده بررسی شد.

نتایج و بحث

نتایج تجزیه واریانس نشان داد که رژیم رطوبتی اثر معنی داری بر فسفر عصاره گیری شده به روش اولسن در زمانهای ۱، ۲، ۵ و ۱۰ روز داشت و برهمکنش خاک و رژیم رطوبتی تنها در روز ۱۰ معنی دار بود . میانگین فسفر عصاره گیری شده در حالت غرقابی در روزهای یاد شده بصورت معنی داری بیشتر از حالت رطوبت ۲۰٪ وزنی بود. نتایج آنالیز واریانس همچنین نشان داد که اثر رژیم رطوبتی بر بازیابی فسفر افزوده شده به خاک تا ۴۰ روز معنی دار نبود در حالی که در۸۰ و ۱۶۰روز معنی دار بود. میانگین بازیابی فسفر افزوده شده به خاک در روزهای ۸۰ و ۱۶۰ در رطوبت ۲۰٪ وزنی به ترتیب ۱۳۹ (٪۴۵) و ۱۱۳(٪۳۷) میلی گرم در کیلو گرم خاک بود در حالی که در شرایط غرقابی این مقادیر به ترتیب ۱۱۶ (٪۳۷) و ۸۲ (٪۲۹) بودند. نتایج بازیابی فسفر افزوده شده به خاک در روزهای ۸۰ و ۱۶۰ نشان داد که در بیشتر خاکها مقدار بازیابی فسفر به روش اولسن در شرایط غرقابی بصورت معنی دار کمتر از شرایط رطوبت ۲۰٪ وزنی بود.

جهت مشخص شدن نقش ویژگی‌های خاکها بر بازیابی فسفر و اثر رژیم رطوبتی در این مسیر، ارتباط میان خصوصیات خاکها و بازیابی فسفر مورد بررسی قرار گرفت. مطالعه ضرایب همبستگی میان بازیابی فسفر در روزهای ۱ تا ۱۶۰ و خصوصیات خاکها نشان داد که بازیابی فسفر در شرایط غرقابی بصورت منفی به ترکیبات Fe، Al، Mn، رس، CEC و نسبت رس به کربنات کلسیم فعال همبستگی داشت در حالی که با CCE این همبستگی مثبت است. در رطوبت وزنی ٪۲۰ نیز روند مشابهی دیده شد . از بین معادلات استفاده شده جهت توضیح سینتیک غیرقابل جذب شدن فسفر معادله مرتبه دوم دارای ضریب همبستگی بالاتر و خطای استاندارد به مراتب کمتر از سایر معادلات بود. پس از معادله مرتبه دوم، معادله مرتبه اول نیز همبستگی خوبی را با داده‌ها نشان داد. اگر چه دارای ضریب همبستگی کمتر و خطای استاندارد بیشتر از معادله مرتبه دوم بود (جدول ۱).

جدول ۱- میانگین ضرایب تبیین و خطای استاندارد معادلات مختلف جهت توضیح سینتیک غیر قابل جذب شدن فسفر

رژیم رطوبتی	مرتبه صفر		مرتبه اول		مرتبه دوم		دوثابتی		پخشیدگی		الوویچ‌ساده	
	R^2	SE	R^2	SE	R^2	SE	R^2	SE	R^2	SE	R^2	SE
٪۲۰ وزنی	۰/۷۴	۲۵/۲۶	۰/۸۱	۰/۱۳	۰/۸۶	۰/۰۰	۰/۷۴	۰/۱۴	۰/۸۲	۲۰/۵۱	۰/۷۴	۲۲/۹۴
غرقابی	۰/۷۵	۳۴/۲۵	۰/۸۵	۰/۱۶	۰/۹۰	۰/۰۰	۰/۷۱	۰/۲۴	۰/۸۱	۲۹/۲۶	۰/۷۲	۳۴/۵۸

منابع

[۱] الفتی، م.، م. ج. ملکوتی، م. ر. بلالی. ۱۳۷۸. تعیین حد بحرانی فسفر برای محصول گندم در ایران. علوم آب و خاک. ۶: ۴۵-۳۹.

[2] Maftoun, M., M. A. Hakimzadeh Ardekani, N. Karimian, and A. M. Ronaghi. 2003. Evaluation of phosphorus availability for paddy rice using eight chemical soil tests under oxidized and reduced conditions. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 34: 2115-2129.

[3] Murphy, J., and Riley. J. P. 1962. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. Anal. Chim. Acta 27: 31-36.

[4] Patrick Jr., W. H., and R. A. Khalid. 1974. Phosphorus release and sorption by soils and sediments : Effect of aerobic and anaerobic conditions. Science 186: 53-55.

[5] Samadi, A., and R. J. Gilkes. 1999. Phosphorous transformation and their relationships with calcareous soil properties of Southern Western Australia. Soil Sci. Soc. Am. J. 63: 809-815.

تغییر شکلهای فسفر معدنی در اثر جذب سطحی فسفر در برخی خاکهای آهکی

ابراهیم ادهمی، سید مصطفی عمادی و مجید باقرنژاد

استادیار دانشکده کشاورزی دانشگاه یاسوج، دانشجوی فوق لیسانس و دانشیار بخش خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز.

eadhami@gmail.com

مقدمه

جذب سطحی فسفر یکی از مکانیسم‌های اصلی است که در زمانهای کوتاه مدت واکنش فسفر در خاک را کنترل می‌کند. مطالعات جذب سطحی فسفر در خاکهای آهکی نشان داده‌اند که مقدار فسفر جذب سطحی شده با اکسیدهای آهن و آلومینیوم آزاد و کریستالی خاکها و با درصد رس خاکها ارتباط مستقیم دارد[۳ و ۴]. قنبری و همکاران[۱] گزارش نمودند که در خاکهای شدیداً آهکی استان فارس جذب سطحی فسفر از معادلات فروندلیچ و لانگمویر دو سطحی پیروی نمود و حداکثر جذب سطحی فسفر با پ‌هاش خمیر اشباع، مقدار رس و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک همبستگی مثبت داشت. واجذبی فسفر جذب سطحی شده می‌تواند از نظر آلودگی محیط زیست و تغذیه گیاه مهم باشد و بهمین علت مورد توجه قرار گرفته است. قنبری و همکاران [۱] مشاهده کردند که بین فسفر جذب شده و آزاد شده یک رابطه خطی وجود داشت. در حالیکه سرنوشت فسفر جذب سطحی شده کمتر مورد توجه قرار گرفته است. هدف از تحقیق حاضر بررسی جذب سطحی فسفر و تغییر شکل‌های مختلف فسفر معدنی در اثر جذب سطحی فسفر بود.

مواد و روشها

جهت این آزمایش از شانزده نمونه خاک آهکی دارای خصوصیات متفاوت فیزیکی و شیمیایی استفاده گردید. جهت بررسی جذب سطحی فسفر یک گرم خاک با ۲۰ میلی لیتر محلول دارای غلظت صفر و ۱۵ میلی‌گرم فسفر در میلی لیتر با محلول زمینه کلرید کلسیم ۰/۰۱ مولار در دوتکرار بمدت یک ساعت تکان داده شد. نمونه ها ۲۳ ساعت در دمای آزمایشگاه ساکن ماندند و مجددا یک ساعت تکان داده، سانتریفیوژ و صاف شدند و غلظت فسفر در عصاره زلال تعیین گردید. مقدار فسفر جذب سطحی شده از تفاضل غلظت فسفر در محلول اولیه و محلول نهایی تعیین گردید. جهت تعیین سرنوشت فسفر جذب سطحی شده عصاره‌گیری جزء به جزء فسفر بر روی نمونه‌های خاک باقیمانده به روش شرح داده شده توسط ادهمی و همکاران [۲] انجام شد. بصورت خلاصه این روش شامل عصاره‌گیری متوالی با محلولهای بیکربنات سدیم ($NaHCO_3$-P)، استات آمونیوم (OAc-P)، کلرید منیزیوم ($MgCl_2$-P)، فلوراید آمونیوم (NH_4F-P)، هیدروکسید سدیم-کربنات سدیم (HC-P)، سیترات-دی‌تیونات-بیکربنات (CBD-P) و اسید سولفوریک (H_2SO_4-P) بود. فسفر بازیابی شده در هر مرحله از تفاضل اختلاف غلظت فسفر در تیمار فسفر دار و بدون فسفر محاسبه گردید و ارتباط بازیابی فسفر در هر مرحله با خصوصیات خاک مورد بررسی قرار گرفت.

نتایج و بحث

محدوده جذب سطحی فسفر ۱۲۹ تا ۲۷۵ میلی گرم در کیلوگرم خاک بود. مقدار فسفر جذب سطحی شده با آهن قابل عصاره‌گیری با اگزالات، سیترات و سیترات اسکوربات همبستگی مثبت و معنی داری نشان داد و با سایر خصوصیات خاک همبستگی معنی داری نداشت. این همبستگی نشان می‌دهد که در خاکهای مورد مطالعه اکسیدهای آهن آزاد مهمترین خصوصیت خاک در نگهداری و ابقای فسفر هستند. ریان و همکاران[۳]گزارش نمودند که در غلظت‌های زیاد فسفر اکسیدهای آهن آزاد مهمترین خصوصیت خاک در ابقای فسفر هستند. عصاره‌گیری جزء به جزء فسفر نشان داد که ۸۵ تا ۱۴۹ میلی گرم از فسفر جذب سطحی شده در مرحله اول عصاره‌گیری ($NaHCO_3$-P) استخراج گردید و بصورت میانگین ۶۳ درصد از فسفر جذب سطحی شده را بخود اختصاص داد. این یافته نشان میدهد که مقدار زیادی از فسفر جذب سطحی شده در شکل قابل جذب گیاه باقی می‌ماند هرچند ممکن است در اثر واکنش

طولانی مدت با خاک به آهستگی به شکلهایی با قابلیت جذب کمتر تبدیل گردد. فسفر بازیابی شده در مرحله اول همبستگی مثبت معنی داری با فسفر جذب سطحی شده نشان داد (r=۰/۷۲، p < ۰/۰۱). این نتیجه در توافق با نتایج قنبری و همکاران [۱]می‌باشد که مشاهده کردند مقدار فسفر واجذب شده با افزایش فسفر جذب سطحی شده افزایش می‌یابد. فسفر بازیابی شده در مرحله اول ($NaHCO_3$-P) همبستگی مثبت و معنی داری با آهن عصاره‌گیری شده توسط سیترات نشان داد. بصورت میانگین ۳۰ و ۱۱ میلی‌گرم در کیلوگرم از فسفر جذب سطحی شده در شکل‌های OAc-P و $MgCl_2$-P بازیابی گردید. که بترتیب ۱۶/۶ و ۶/۲ درصد از فسفر جذب سطحی شده بود. فسفر بازیابی شده در شکل OAc-P همبستگی مثبت و معنی داری با سیلت ریز خاکها و کربنات کلسیم فعال خاکها نشان داد. احتمال دارد که کربنات کلسیم فعال و سیلت ریز سبب رسوب فسفر و ابقای فسفر در خاک گردند. فسفر بازیابی شده در شکل $MgCl_2$-P همبستگی معنی داری با خصوصیات مختلف خاکها نشان نداد. محدوده بازیابی فسفر جذب سطحی شده در شکل NH_4F-P یک تا ۳۳ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک بود که بصورت میانگین ۸/۸ درصد از فسفر جذب سطحی شده را بخود اختصاص داد. بازیابی فسفر دراین شکل همبستگی مثبت و معنی‌داری با آهن قابل عصاره‌گیری توسط سیترات اسکوربات و منگنز عصاره‌گیری شده با هیدروکسیل آمین هیدروکلرید نشان داد. بازیابی فسفر در شکلهای HC-P، CBD-P و H_2SO_4-P غیرقابل اندازه‌گیری بود.

جدول ۱- محدوده تغییرات فسفر جذب سطحی شده و بازیابی فسفر در شکل‌های مختلف (میلی‌گرم در کیلوگرم خاک) در خاکهای آهکی مورد مطالعه

	فسفر جذب سطحی شده	$NaHCO_3$-P	NH_4OAc-P	$MgCl_2$-P	NH_4F-P
کمینه	۱۲۹	۸۵	۱۳	-	۱
میانگین	۱۷۹	۱۱۳	۳۰	۱۱	۱۶
بیشینه	۲۵۷	۱۴۹	۷۴	۲۹	۳۳

منابع

[۱] قنبری، ع.، م. مفتون، ن. کریمیان. ۱۳۷۷. ویژگی‌های جذب سطحی و واجذبی فسفر در بعضی از خاکهای شدیداً آهکی استان فارس. مجله علوم کشاورزی ایران. ۲۹: ۱۸۱- ۱۹۴.

[2] Adhami, E., Maftoun, M., Ronaghi, A., Karimian, N., Yasrebi, J., Assad, M. T., 2006.Inorganic phosphorus fractionation of highly calcareous soils of Iran. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 37, 1377-1388.

[3] Ryan, J., D. Curtin and M. A. Cheema. 1985. Significance of iron oxides and calcium carbonate particle size in phosphate sorption by calcareous soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 49: 74-76.

[4] Soils, P., and J. Torrent. 1989. Phosphate sorption by calcareous Vertisols and Inceptisols of Spain. Soil Sci. Soc. Am. J. 53: 456-459.

واجذب فسفر از برخی خاکهای آهکی در شرایط اکسایش و کاهش و ارتباط آن با خصوصیات خاک

ابراهیم ادهمی، منوچهر مفتون، عبدالمجید رونقی و حمید رضا اولیایی

به ترتیب استادیار دانشکده کشاورزی دانشگاه یاسوج، استاد و دانشیار بخش خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز و استادیار دانشکده کشاورزی دانشگاه یاسوج.

eadhami@gmail.com

مقدمه

با افزودن فسفر به خاک فسفر از شکل محلول به شکل برون جذبی شده و سپس به شکل تثبیت شده تبدیل می‌شود. واکنش اولیه فسفر و خاک سریع است و با یک واکنش آهسته‌تر که به صورت تدریجی فسفات را از محلول خاک خارج می‌کند، دنبال می‌شود [۲]. این واکنش با یک مدل سه جزیی $A \leftrightarrow B \leftrightarrow C$ توصیف شده است. A فسفر محلول، B فسفر جذب سطحی شده و C فسفر تثبیت شده است. تعادل A و B سریع است و جذب اولیه فسفر افزوده شده به خاک را تعیین می‌کند. حرکت فسفر بین جزء B و C آهسته‌تر می‌باشد و برگشت‌پذیری تعادل B و C (واجذب)، اساس تعیین کارآیی اثرات باقیمانده کود فسفری در خاک است [۱]. برگشت‌پذیری این واکنش یا واجذب فسفر به وسیله کاهش غلظت فسفر در فاز محلول توسط افزایش حجم محلول یا با وارد کردن یک رزین تبادل آنیونی یا نوارهای کاغذی پوشیده با اکسید آهن برآورد می‌گردد. شرایط غرقابی بدلیل ایجاد شرایط احیایی در خاک و اثر بر شکل‌های آهن و منگنز خاک می‌تواند واجذبی فسفر از خاک را متاثر کند. تحقیق حاضر جهت ارزیابی اثر خصوصیات خاک و رژیم رطوبتی بر واجذبی فسفر در خاکهای آهکی انجام شد.

مواد و روشها

در این پژوهش از پانزده نمونه خاک دارای ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی متفاوت استفاده شد. آزمایش بصورت فاکتوریال (۲×۲×۱۵) با پانزده خاک، دو سطح فسفر (صفر و ۳۰۰ میلی‌گرم فسفر در کیلوگرم خاک) و دو رژیم رطوبتی (غرقابی و رطوبت ۲۰ ٪ وزنی) در قالب طرح کاملاً تصادفی در دو تکرار انجام پذیرفت. در تیمار غرقابی در حدود ۰/۵ سانتیمتر آب روی نمونه ها قرار داده شد. در تیمار رطوبت ۲۰٪ وزنی هر سه روز یکبار رطوبت خاک توسط توزین تنظیم شد. پس از ۱۶۰ روز واجذبی فسفر بررسی شد. حدود چهار گرم خاک خشک در ظروف عصاره‌گیری فسفر قرار گرفت. از یک نمونه جداگانه جهت تعیین درصد رطوبت وزنی خاک‌ها استفاده شد. مقدار ۷۵ میلی‌لیتر آب مقطر به هر بطری افزوده شد و به مدت یک ساعت تکان داده شد تا به تعادل برسد. چهار نوار کاغذی حامل اکسیدهای آهن درون هر بطری قرار گرفت. زمان‌های ۱۵ تا ۲۳۸۵ دقیقه تکان دادن به صورت عصاره گیری متوالی جهت ارزیابی واجذب فسفر استفاده شد. ارتباط مقدار واجذب فسفر با خصوصیات خاکها جهت برآورد نقش خصوصیات خاک در رژیم،های رطوبتی متفاوت مورد بررسی قرار گرفت.

نتایج و بحث

نتایج تجزیه واریانس نشان داد که اثر رژیم رطوبتی بر واجذبی فسفر در تیمار بدون فسفر معنی دار نیست در حالی که تأثیر آن بر واجذبی فسفر در خاکهای تیمار شده با ۳۰۰ میلی گرم فسفر در کیلو گرم خاک معنی دار بود. مقدار واجذبی فسفر بومی خاکها در زمان ۱۵ دقیقه برای رطوبت وزنی ٪۲۰ و غرقابی بترتیب ۴/۳۴ و ۳/۷۷ میلی گرم در کیلو گرم خاک و در زمان انتهایی (۲۳۸۵ دقیقه) واجذب نیز این مقادیر بترتیب ۵۳ و ۴۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک می‌باشد. در حالی که مقدار واجذبی فسفر افزوده شده به خاک نشان داد که در تمام زمانهای عصاره گیری (۱۵ تا ۲۳۸۵ دقیقه) مقدار واجذبی فسفر در رطوبت وزنی ٪۲۰ بصورت معنی دار از غرقابی بیشتر است (جدول ۱). نتایج آزمون همبستگی میان خصوصیات خاک و مقدار واجذبی فسفر از خاکهای تیمار شده با ۳۰۰ میلی گرم فسفر در کیلو

گرم خاک نشان دهنده نقش متفاوت خصوصیات خاکها در دو رژیم رطوبتی بود. در رطوبت وزنی ٪۲۰ ، CCE بر مقدار واجذب فسفر اثر منفی و معنی دار داشت حال آنکه تأثیر سیلت ریز بر آن مثبت و معنی دار بود. در شرایط غرقابی اکسیدهای آهن آزاد خاکها (Fe_o، Fe_c و Fe_{CAs}) مهمترین عامل در پیش بینی مقدار واجذبی فسفر افزوده شده به خاک بودند. بعبارت دیگر در شرایط غرقابی، اکسیدهای آهن فعال خاک نقش اصلی در خارج ساختن فسفر از محلول خاک را دارند در حالی که در رطوبت وزنی ۲۰ درصد CCE نقش اصلی را در این راستا برعهده دارد. بالاترین ضریب همبستگی میان Fe_{CAs} و مقدار واجذب فسفر افزوده شده به خاک در حالت غرقابی مشاهده شد. در تحقیق حاضر از آب مقطر بهمراه کاغذهای پوشیده با اکسید آهن جهت بررسی واجذبی فسفر استفاده شد. جذب فسفر بر روی کاغذهای پوشیده با اکسید آهن سبب می‌شود که از افزایش فسفر در محلول عصاره‌گیری که مانع از انحلال ترکیبات فسفر می‌گردد و یا سبب رسوب مجدد ترکیبات فسفر می‌شود جلوگیری بعمل آید. بهمین علت تصور می‌شود که فسفر واجذب شده به این روش بیشتر فسفر محلول و یا فسفر متصل به اجزایی نظیر سیلت ریز باشد که به راحتی از آنان جدا گردد. از آنجا که فسفر عصاره‌گیری شده با کاغذ های پوشیده با اکسید آهن می تواند نشان دهنده فسفر قابل جذب گیاه باشد [۳] می‌توان نتیجه گرفت که در زمان ۱۶۰ روز بصورت میانگین٪۳۸ از فسفر افزوده شده به خاک در شرایط هوازی به شکل قابل جذب گیاه باقی مانده است در حالی که در شرایط غرقابی این مقدار ٪۲۵ می‌باشد.

جدول ۱- میانگین فسفر واجذب شده (میلی گرم در کیلو گرم) از ۳۰۰ میلی گرم فسفر در کیلوگرم خاک در زمانهای مختلف.

رژیم	زمان (دقیقه)								
رطوبتی	۱۵	۴۵	۱۰۵	۲۲۵	۳۴۵	۴۶۵	۹۴۵	۱۴۲۵	۲۳۸۵
٪۲۰ وزنی	۱۱/۴۷	۲۴/۱۷	۲۸/۳۱	۵۴/۱۵	۶۶/۷۶	۷۵/۴۰	۹۳/۳۸	۱۰۳/۴۶	۱۱۳/۴۴
غرقابی	۵/۹۳	۱۲/۹۶	۲۱/۲۴	۲۹/۶۴	۲۶/۰۸	۴۱/۱۲	۵۲/۸۸	۶۰/۵۲	۶۹/۷۹

منابع

[1] Barrow, N. J., and T. C. Shaw. 1975. The slow reactions between soil and anions: 3. The effects of time and temperature on the decrease in isotopically exchangeable phosphate. Soil Sci. 119: 190-197.

[2] Munns, D. N., and R. L. Fox. 1976. The slow reaction, which continues after phosphate adsorption: kinetics and equilibrium in some tropical soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 40: 46-51.

[3] Indiati, R. 1998. Changes in soil phosphorus extractability with successive removal of soil phosphate by iron oxide-impregnated paper strips. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 29: 107-120.

بررسی تصاعد گاز گلخانه ای متان از خاکهای تحت کشت تابستانه در شرایط مختلف رطوبتی در منطقه جنوب اهواز

رویا زلقی و احمد لندی

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و استادیار گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز
roya_zalaghy@yahoo.com

مقدمه

طی چند دهه اخیر دمای کره زمین مرتبا" در حال افزایش بوده و شاهد وقوع یک دوره گرمایش بوده ایم که وقوع آن را به رهاسازی هرچه بیشتر گازهای گلخانه ای به اتمسفر توسط انسان نسبت داده اند(۲). در این راستا برای کنترل وکاهش این روند گرمایش جامعه جهانی در دسامبر ۱۹۹۷ پروتکلی را امضا نموده اند که بر طبق مفاد آن اعضاء بایستی تلاشی فراگیر را برای کاهش تصاعد گازهای گلخانه ای صورت دهند. بخش ۳ بند ۴ لایحه الحاق دولت جمهوری اسلامی ایران به پیمان کیوتو مربوط به بخش کشاورزی بوده و منابع تولید و مصرف خاک را هم شامل می شود(۱و۲). مهمترین گازهای گلخانه ای CO_2 ، CH_4 ، CO و N_2O بوده که سه گاز اول جزو چرخه کربن بوده و مسئول بیشترین بخش اثرات گلخانه ای می باشند و ارتباط تنگاتنگی با چرخه کربن خاک دارند(۴و۲). تصاعد این گازهای کربنه از خاک علاوه بر تشدید وضعیت گازهای گلخانه ای باعث هدر رفت کربن آلی خاک نیز می شود که یک منبع با ارزش در خاک و شاخص کشاورزی پایدار می باشد(۱). متان یک گاز گلخانه ای با اثر گلخانه ای ۲۱ برابر CO_2 در یک دوره ۱۰۰ ساله است و ۲۰ درصد افزایش دمای کره زمین در سالهای اخیر به افزایش متان نسبت داده شده است(۷). متان بعد از CO_2 فراوانترین گاز کربنی در اتمسفر می باشد و غلظت آن در تروپوسفر ۱/۶ تا ۱/۸پی پی ام حجمی است و با نرخ ۰/۸ تا ۱ درصد در سال افزایش می یابد (۱). مهمترین فرایند تولید متان در خاک فرایندهای احیاء می باشد و متان بوسیله تجزیه میکروبی کربن آلی خاک در شرایط بی هوازی تولید می شود(۳). از جمله خاکهای دارای شرایط بی هوازی باتلاقها، لجنزارها، ماندابها و اراضی تحت کشت غرقابی برنج بوده که منابع تصاعد متان می باشند و از این میان تنها سطح زیر کشت شالیزارها در دهه های اخیر بعلت افزایش ۷۰ درصدی تقاضای برنج در ۳۰ سال گذشته افزایش یافته است(۵و۶). هدف این تحقیق اندازه گیری پتانسیل تصاعد متان از خاکهای غرقاب (شالیزارها) در مقایسه با خاکهای تحت کشت با آبیاری متناوب (صیفی جات) و خاکهای خشک (آیش تابستانه) بوده است.

مواد و روشها

این تحقیق در ۱۵ کیلومتری جنوب اهواز در منطقه آب تیمور انجام شد. دراین تحقیق ۳ مزرعه نزدیک بهم از یک سری خاک (سری خاکهای کارون) دارای ۳ نوع مدیریت کشت تابستانه برنج ،صیفی جات و آیش تابستانه (به عنوان شاهد) انتخاب گردید. با استفاده از روش چامبر بسته و گاز کروماتوگرافی (GC) تصاعد متان ازاین اراضی اندازه گیری شد.در این تحقیق از ۹ چامبربسته مجهز به دماسنج و سه راهی مخصوص استفاده گردید. چامبرها در فواصل مختلف زمانی روی زمین نصب شده (۴ بار از زمان کاشت تا برداشت) وهر سری بمدت ۴ ساعت در زمین باقی می ماندند ، سپس دمای چامبر قرائت شده و از هوای درون چامبر بوسیله سرنگ مجهز به سه راهی مخصوص نمونه برداری انجام گرفته و سپس نمونه ها بلافاصله به آزمایشگاه منتقل شده و مقدار پی پی ام حجمی گازهای موجود در سرنگ و از جمله متان توسط دستگاه GC مجهز به حسگرهای FID و ECD قرائت می گردید. نمونه گیری از خاک مزارع و اندازه گیری پارامترهای فیزیکی و شیمیایی مورد نیاز نیز صورت گرفت. اعداد قرائت شده توسط دستگاه GC با توجه به دمای چامبر تصحیح شده و به گرم تصاعد کربن به صورت متان از سطح یک هکتار درمدت زمان یک روز تبدیل شدند.

نتایج و بحث

نتایج محاسبات مقادیرهدررفت کربن بصورت تصاعد متان را برای شالیزار متوسط ۳۶۴,۱۴ گرم تصاعد کربن در هکتار در روز و با محدوده تصاعد از صفر در اوایل دوره تا حدود ۲۳۲۶,۱۸ گرم کربن در هکتار در روز در اواخر دوره نشان می دهد و طی گذشت زمان از کاشت تا برداشت شاهد افزایش تصاعد بودیم. مقادیر تصاعد برای صیفی جات متوسط ۲,۰۷ در محدوده صفر تا ۱۲,۴۱۴ و برای آیش متوسط ۱,۸۶ در محدوده صفر تا ۱۱,۱۳ گرم در هکتار در روز می باشدو تصاعد متان برای این خاکها روند خاصی را دنبال نمی کند. با توجه به مقادیر تصاعد، در کشتهای تحت آبیاری متناوب در مقایسه با آیش تابستانه تصاعد متان به مقدار کمی افزایش یافته است. درحالیکه مقادیر تصاعد برای شالیزاربرنج و تفاوت آن با آیش قابل توجه می باشد که علت این موضوع را می توان به مدت زمان لازم برای ایجاد شرایط بی هوازی در خاک مربوط دانست. از آنجاییکه باکتریهای تولید کننده متان (متانوژنها) کاملاً بی هوازی می باشند، لذا برای تولید قابل توجه متان توسط این میکروارگانیسم ها لازم است که خاک به مدت طولانی اشباع باشد(۳) و این شرایط در کشت برنج مهیا می باشد و می بینیم که با گذشت زمان و نزدیک شدن به زمان برداشت تصاعد متان افزایش یافته و در هنگام برداشت به حداکثر خود می رسد. لذا شرایط رطوبتی خاک تصاعد گاز گلخانه ای متان را تحت تاثیر قرار داده و در کشتهای دارای شرایط غرقاب طولانی مدت و از جمله کشت برنج تصاعد متان از خاک چندین برابر می باشد.

منابع

[۱] عامری خواه، ه. ۱۳۸۴ بررسی اثر تغییر کاربری اراضی جنوب خوزستان بر تصاعد گازهای گلخانه ای کربنه و چرخه کربن در خاک با استفاده از مدل DNDC. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران، اهواز، ایران.

[۲] عرفان منش، م. افیونی، م. ۱۳۷۹. آلودگی محیط زیست ((آب، خاک و هوا)).انتشارات اردکان، اصفهان، ایران.

[3] Bouman, A.F., 1990. Soil And The Green House Effect: Proceeding Of International Conference Soil and the Greenhouse Effect. Wily, Wilteshire.,UK.

[4] Ehhalt, D.H. and U. Schmidt 1978. Sources and sinks of atmospheric methan pageoph. 116:452-464.

[5] Frolking, S.,Li, C., Braswell, R., Fuglestvedt, J. 2004. Short-and long –term greenhouse gas and radiative forcing impact of changing water management in Asia rice paddies. Global Change Biology(2004) 10:1180-1196.

[6] IRRI (International Rice Research Institute), Riceweb. 2002.

[7] Schutz, H., Seiler, W., Rennenberg, H., 1990. Soil and land use related source and zink of methan (CH_4) in contex of the global methan budget. Published In Soil and the Green House Effect: Proceeding of International Conference Soil and the Greenhouse Effect Wily, Wilteshire.,UK.

تأثیر آبیاری با فاضلاب‌شهری بر خواص تغذیه‌ای خاک و برگ درختان جنگل‌کاری‌شده اقاقیا

آزاده صالحی[۱]، مسعود طبری[۲]، جهانگرد محمدی[۳] و علیرضا علی عرب[۴]

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی، دانشگاه تربیت مدرس.
neda_forest@yahoo.com
۲- دانشیارگروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی، دانشگاه تربیت مدرس.
۳- دانشیارگروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد.
۴- دانشجوی دکترای جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی، دانشگاه تربیت مدرس.

مقدمه

اکثر فعالیت های انجام شده با آب منجر به تولید فاضلاب می شود که می تواند به عنوان آب مورد نیاز پارک های شهری و جنگلی حاشیه شهرها و مجتمع های صنعتی در جهت توسعه فضای سبز و کاهش آلودگی هوا به کار رود [3]. فاضلاب غیر از تامین آب گیاهان، به عنوان منبعی سرشار از مواد مغذی نیز به حساب می آید. شواهد نشان می‌دهد که فاضلاب و لجن تولید شده از آن در چین و برخی کشورهای آسیایی از زمان‌های دور به عنوان یک منبع کودی به منظور حاصلخیز نمودن خاک و افزایش تولیدات گیاهی استفاده می‌شده است[2]. تحقیق حاضر، تاثیر آبیاری با فاضلاب شهری را بر تجمع عناصر تغذیه ای برگ درختان اقاقیا و بستر خاک تحت کشت آن در یک فضای سبز شهری نشان می دهد.

مواد و روشها

مکان تحقیق در ۵ کیلومتری جنوب شهر تهران (شهرری) واقع است. پارامترهای هواشناسی منطقه به شرح ذیل می باشد: متوسط درجه حرارت سالیانه ۱۳/۴۶ درجه سانتی گراد، متوسط بارندگی سالیانه ۲۳۲/۳۵ میلی متر، میانگین دمای سردترین ماه سال(ژانویه) ۵/۴۹ سانتی‌گراد، میانگین دمای گرم ترین ماه سال (آگوست) ۳۱/۰۱ سانتی‌گراد، حداکثر بارندگی ماهیانه (مارس) ۴۱/۳۲ میلی‌متر، حداقل بارندگی ماهیانه (آگوست) ۰/۸۹ میلی‌متر و طول دوره خشکی ۷/۵ ماه می باشد. در این پژوهش، پس از تعیین دقیق مشخصات جغرافیایی و توپوگرافی منطقه جنگل کاری شده شاهد (آبیاری با آب چاه) و تحت تیمار (آبیاری با فاضلاب)، چهار پلات۳۰×۳۰ متر به صورت تصادفی- سیستماتیک در هر یک از دو عرصه پیاده شد. در هر پلات، چهار درخت به صورت تصادفی انتخاب و نمونه های برگ از وسط تاج هر درخت و نمونه های خاک از پای هر درخت جمع‌آوری گردید. غلظت عناصر غذایی K, Ca, Mg برگ با دستگاه جذب اتمی، Ca و Mg خاک به روش تیتراسیون با محلول EDTA و نیتروژن و فسفر برگ و خاک به ترتیب با استفاده از روش کجلدال و روش اسپکتروفتومتری تعیین شد. نمونه برداری از آب فاضلاب و آب چاه از ابتدای تیر تا اواخر آذر به مدت ۶ ماه انجام شد. با توجه به نرمال بودن داده ها، تجزیه و تحلیل با استفاده از آزمون t غیر جفتی و نرم افزار آماری SPSS صورت پذیرفت.

نتایج و بحث

براساس نتایج به دست آمده میزان غلظت عناصر N, P, K, Ca, Mg در فاضلاب شهری، خاک و برگ درختان اقاقیای تیمار شده با فاضلاب شهری بیشتر می باشد (جداول ۱، ۲ و ۳). بالا بودن غلظت عناصر تغذیه ای فاضلاب شهری در حقیقت سبب تجمع این عناصر درخاک و همچنین در اندام‌های هوایی و زیرزمینی گیاهان می‌شود [1 و7]. در همین راستا Phillips و همکاران [8] و Flinn & Stewart [9] نیز به نتایج مشابهی دست یافتند. Bhati & Singh [4] و Bozkurt & Yarilga [5] نیز بیان می‌کنند که افزایش غلظت عناصر تغذیه‌ای در گیاه معلول افزایش غلظت این عناصر در منبع آبیاری یا خاک می‌باشد. در واقع می توان گفت که میزان عناصر تغذیه ای فاضلاب بیشتر از نیاز گیاهان است، لذا درختان در این شرایط می‌توانند بیوماس گیاهی بیشتری را تولید کنند[6]. نتایج این تحقیق نشان می دهد که فاضلاب شهری می تواند دارای پتانسیل کودی قابل توجهی باشد که این امر سبب افزایش رشد می گردد.

ناگفته نماندکه فاضلاب می‌تواند به عنوان برهم زننده اکوسیستم خاک نیز عمل نماید لذا تصمیم گیری در مورد کاربرد فاضلاب باید براساس شناخت ویژگی‌های آب، خاک، گیاه و محیط هر محل و بر پایه یک مدیریت صحیح استوارباشد.

جدول ۱- مقایسه عناصر غذایی فاضلاب شهری و آب چاه (میانگین ± اشتباه معیار)

عناصر غذایی	NH_4-N (mg l^{-1})	NO_3-N (mg l^{-1})	PO_4-P (mg l^{-1})	K (mg l^{-1})	Ca (mg l^{-1})	Mg (mg l^{-1})
فاضلاب شهری	۹/۰۵ ± ۰/۱۱ a	۱/۶۳ ± ۰/۰۹ a	۱۲/۶۹ ± ۰/۱۶۷ a	۳۹/۹۳ ± ۰/۸۳ a	۲۵۵/۲۲ ± ۴/۵۷ a	۱۰۹/۸۵ ± ۱/۸۳ a
آب چاه	۲/۱۵ ± ۰/۱۹ b	۰/۲۴ ± ۰/۰۸ b	۵/۰۳ ± ۰/۰۱ b	۱۹/۷۲ ± ۰/۳۶ b	۹۶/۷۷ ± ۱/۲۶ b	۳۵/۲ ±۰/۷۹ b

حروف متفاوت در ستون، نشان دهنده تفاوت معنی دار آماری بر اساس آزمون t غیر جفتی بین دو نوع آب آبیاری است.

جدول ۲- مقایسه عناصر غذایی خاک دو عرصه مورد مطالعه (میانگین ± انحراف معیار)

عناصر غذایی خاک	عمق(cm)	بافت	ازت(٪)	فسفر (mg/kg)	پتاسیم (g/kg)	کلسیم (mEq/l)	منیزیم (mEq/l)
خاک تیمار شده با فاضلاب	۰-۶۰	لومی رسی	۰/۰۷۴ ± ۰/۰۰۵ a	۱۸/۲۵ ± ۰/۵ a	۰/۰۹۷ ± ۰/۰۰۸ a	۳/۶۳ ± ۰/۲۸۱ a	۰/۴۹ ± ۰/۰۱۵ a
خاک تیمار شده با آب چاه	۰-۶۰	لومی رسی	۰/۰۴۸ ± ۰/۰۰۷ b	۱۵/۳۳ ± ۰/۷۲ b	۰/۰۷۲ ± ۰/۰۰۵ b	۲/۶۱ ±۰/۱۰۹ b	۰/۳۵ ± ۰/۰۱۶ b

حروف متفاوت در ستون، نشان دهنده تفاوت معنی‌دار آماری بر اساس آزمون t غیر جفتی بین خاک دو منطقه می‌باشد.

جدول ۳- مقایسه عناصر غذایی برگ درختان اقاقیا (میانگین ± انحراف معیار) در دو عرصه مورد مطالعه

عناصر معدنی برگ	فاضلاب شهری	آب چاه	t	d.f.	P	مقدار متوسط در گیاه (سالاردینی، ۱۳۷۷)
ازت (٪)	۳/۰۷ ± ۰/۰۹۸	۲/۶۸ ± ۰/۲۰۳	۳/۵۰	۶	۰/۰۱۳ *	۳- ۰/۵
فسفر (gr/kg)	۱/۰۴ ± ۰/۰۲۴	۰/۷۱ ± ۰/۰۱۴	۲۳/۳۳	۶	۰/۰۰۰ **	۵- ۱
پتاسیم (gr/kg)	۸/۱۲ ± ۱/۰۵	۵/۷۳ ± ۰/۷۳	۳/۷۳	۶	۰/۰۱ **	۳۰- ۳
کلسیم (gr/kg)	۳۱/۵۷ ± ۱/۷۴	۲۷/۴۸ ± ۱/۷۹	۳/۲۷	۶	۰/۰۱۷ *	۴۰ – ۱۰
منیزیم (gr/kg)	۳/۳۸ ± ۰/۵۳	۲/۳۸ ± ۰/۰۹۷	۳/۷۴	۶	۰/۰۱ **	۷-۱

** تفاوت معنی دار در سطح احتمال ۹۹٪ * تفاوت معنی دار در سطح احتمال ۹۵٪

منابع

[۱] عرفانی آگاه، ع.، ۱۳۷۸. بررسی کارآیی فاضلاب تصفیه شده خانگی در آبیاری زراعت کاهو و گوجه فرنگی. همایش جنبه‌های زیست محیطی استفاده از پساب در آبیاری, وزارت نیرو, کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران. ص ۷۹-۶۱.

[2] Al-Jamal, M.S., Sammis, T.W., Mexal, J.G., Picchioni, G.A. and Zachritz, W.H., 2000. A growth_irrigation scheduling model for wastewater use in forest production. Agricultural Water Management, 56: 57-79.

[3] Angelakis, A.N. and Spyridakis, S., 1996. The status of water resources in Minoan Times, A Preliminary Study, Diachronic climatic impacts on water resources in Mediterranean Region. Springer-Verlag,Heidelberg, 111-113.

[4] Bhati, M. and Singh, G., (2005). Growth of *Dalbergia sissoo* in desert regions of western India using municipal effluent and plant chemistry. Bioresource Technology, 69: 1019-1028.

[5] Bozkurt, M. A. and Yarilga, T., 2003.The effects of sewage sludge applications on the yield, growth, nutrition and heavy metal accumulation in apple trees growing in dry conditions. Turk. J. Agric., 27: 285-292.

[6] Fitzpatrick, G.E., Donselman, H. and Carter, N.S. 1986. Interactive effects of sewage effluent irrigation and supplemental fertilization on container - grown trees. HortScience, 21(1): 92–93.

[7] Meli, S., Porto, M., Belligno, A., Bufo, S.A., Mazzatura, A. and Scopa, A., 2002. Influence of irrigation with lagooned urban wastewater on chemical and microbiological soil parameters in a Citrus orchard under Mediterranean condition. The Science of the Total Environment, 285: 69-77.

[8] Phillips, R., Fisher J.T. and Mexal J.G., 1986. Fuelwood production utilizing *Pinus eldarica* and sewage sludge fertilizer. Forest Ecology and Management, 16: 95-102.

[9] Stewart, H. T. L. and Flinn, D. W., 1984. Establishment and early growth of trees irrigated with wastewater at four sites in Victoria, Australia. Forest Ecology and Management, 8: 243

نقش ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی خاک برکاهش حرکت کروم سه ظرفیتی درخاک های اطراف منطقه چرمشهر

رامین سلماسی

عضو هیئت مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی تبریز. raminsalmasi@yahoo.com

مقدمه

بدلیل استفاده از کروم درغا لب صنایع، این عنصر در محیط زیست گستردگی فراوانی پیدا کرده است. صنایع آبکاری و چرمسازی از عمده ترین منابع تولید کننده کروم می باشند. کرومی که در هوا، خاک ویا آب رها می گردد از طریق فرایند های انتقالی می تواند در میان محیط های مختلف جابجا گردد از لحاظ ترمودینامیکی، کروم دو وضعیت پایدار دارد: کروم کاتیونی با ظرفیت ۳ و کروم آنیونی با ظرفیت ۶. کروم ۶ ظرفیتی در محیط زیست فعال می باشد، در حالیکه فرم ۳ ظرفیتی آن تحرک کمتری دارد [۲، ۶]. در ارزیابی خطرات ناشی از کروم ۳و۶ ظرفیتی، مهمترین مسیر آلایندگی این عنصر، بلعیدن آن توسط بچه ها می‌باشد[۳،۷].کرم ۶ ظرفیتی بشدت برای انسان مضر است چون در غلظتهای خیلی پائین علاوه بر موتاژن بودن، سرطان زا نیز می باشد [۴]. گرچه کرم با ظرفیت ۳ خطر کمتری برای انسان دارد ولی پتانسیل اکسید شدن به کروم ۶ ظرفیتی و توانایی تجمع آن تا غلظتهای خیلی بالا در فاز جامد بعضی خاکها، باعث شده است که این فرم کروم نیز دارای اهمیت زیست محیطی و آلایندگی باشد. معمول اینست که خطرات بهداشتی یک عنصر، بر اساس اندازه گیری گونه های محلول آن و مقایسه آن با مقادیر مجاز بدست می آید. در حالیکه جذب عنصر توسط خاک، باعث کاهش قابلیت دسترس بودن آن برای جذب توسط گیاه و حرکت آن در پروفیل خاک می گردد که به نوبه خود بر روشهای پاکسازی زمینهای آلوده تاثیر گذار است. بنابراین بجای استفاده از جداول رایج، می بایست از ویژگیهای خاک برای ارزیابی وضعیت آلودگی یک عنصر استفاده نمود [۸].قسمتی از پسابهای کارخانه چرمسازی اطراف شهر تبریز، وارد خاکهای اطراف می گردند. در نتیجه این خاکها به فلز کروم آلوده می گردند که علاوه بر خطراتی که برای ساکنین منطقه بویژه کودکان دارد امکان آلودگی آب های زیر زمینی این منطقه- که دارای سطح آب زیرزمینی بالایی می باشند- خطراتی وجود دارد. در این پژوهش سعی شده است که جهت ارزیابی این خطرآلودگی آب های زیر زمینی این منطقه، با ارائه مدلی ساده، ویژگیهای خاک را به جذب این عنصر ربط دارد تا بدین وسیله بتوان از ویژگیهای خاک برای ارزیابی خطر ناشی از این عنصر در خاکهای اطراف کارخانه چرمسازی تبریز، استفاده نمود.

مواد و روشها

از خاکهای اطراف چرمشهر، ۲۰ نمونه خاک از عمق ۱۵-۰ سانتیمتری تهیه شد. به این خاکها پسابی از کارخانه چرمسازی داده نشده بود ولی در مجاورت خاکهای پساب داده شده قرار داشتند. برخی ویژگیهای نمونه های خاک شامل CEC، pH درصد ذرات سیلت و رس، کل کربن معدنی و آلی در آزمایشگاه تعیین شد[۱،۵]. بعد از آن، در آزمایشگاه به خاکها کرم سه ظرفیتی بصورت زیر اضافه‌گردید: ۱۰ گرم از هر نمونه خاک را در لوله سانتریفوژ ریخته، به آنها ۱۰۰ سانتی متر مکعب، کروم ۳ ظرفیت ۵۰۰ پی پی ام بصورت نمک کلرور کرم در PH برابر ۴ اضافه گردید. بعد از سانتریفوژ کردن مخلوط بدست آمده، مایع روئی دور ریخته شد. بعد از آن، خاکها ۳ بار با آب مقطر شتسو گردیده هوا خشک شدند. این خاکها کوبیده شدند و سپس با استفاده از هاون تا اندازه کمتر از ۲۵۰ کیلومتر ریز گردیدند. برای اندازه گیری کروم ۳و ۶ ظرفیتی خاک، نمونه ها در اسید فلوریدریک و اسید نیتریک هضم شدند. کروم ۶ ظرفیتی در محلول صاف شده بوسیله‌روش رنگ سنجی و کروم کل این نمونه ها بوسیله دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری گردیدند. کروم ۳ ظرفینی از تفاضل کروم ۶ از کروم کل بدست آمد. از روش رگرسیون چند متغیره بوسیله نرم افزار است گراف[۱] برای ارتباط بین میزان جذب کروم و ویژگیهای خاک استفاده گردید.

نتایج و بحث

نتایج اندازه‌گیری ویزگیهای فیزیکی و شیمیایی خاکهای مورد آزمایش نشان داد که pH خاکهای مورد آزمایش از اسیدی تا خنثی‌متغیر می‌باشد. درصد رس این خاکها نیز بسیار متغیر بوده در دامنه ٪۸,۷ تا ٪ ۶۴,۷ قرار دارد. ظرفیت تبادل کاتیونی خاک های مورد آزمایش نیز نوسان بسیار داشته از ۱,۰۳ تا ۳۴,۸ سانتی مول بر کیلوگرم می‌باشند. کربن معدنی و آلی کل به ترتیب از ۰۷. تا ۲,۳ و ۱۹. تا ۱۳ درصد متغیر می باشند. میزان جذب کرم خاک ها از ۷۳۶ تا ۱۷۴۶۰ با متوسط ۳۳۹۲,۴ میلی گرم بر کیلو گرم و انحراف استاندارد ۲۰۹,۳ بدست آمد. جذب کرم بیشتر خاکها در دامنه ۳۰۰۰ تا ۶۰۰۰ میلی گرم بر کیلو گرم قرار داشت. ۴ خاک بیشترین میزان جذب را داشتند. مقادیر pH و کل کربن معدنی این خاک ها در مقایسه با سایر خاک ها بالا بوده است. اختلاف زیاد در جذب کرم خاک ها در نتیجه تفاوتهایی که در ویژگی های این خاک ها وجود دارد قابل توجیه می باشد. تنایج محاسبات رگرسیون خطی چند گانه نشان داد که ۴ ویژگی خاک در تعیین میزان کرم جذب شده توسط خاک ها مهم می باشند: pH و مقادیر کربن معدنی کل، رس و ظرفیت تبادل کاتیونی، طبق مدل زیر:

= کرم سه ظرفیتی جذب شده بر روی خاک (میلی گرم بر کیلوگرم)

(اسیدیته خاک*۱۹۱۶,۷)+(درصد کربن معدنی*۱۷۴۳,۲)+ (ظرفیت تبادل کاتیونی*۳۶۴,۶) +(درصد رس * ۱۱۳,۸)+ ۱۲۶۶۶,۳

$P= 95\%$ $R^2= .794$

جذب کرم همبستگی بالایی با این ۴ ویژگی خاک ها دارد بطوریکه ٪۸۰ تغییر پذیری در جذب کرم می تواند توسط این ۴ ویژگی توصیف گردد. وارد ساختن سایر ویژگی های خاک باعث افزایش ضریب همبستگی مدل نمی شود.

pH خاک بر حلالیت و حالت های مختلف کرم ودر نتیجه جذب آن اثر می گذارد. با افزایش pH، میزان کرم بر روی سطح خاک افزایش می یابد. درمقادیر pH پایین، کرم جذب بارهای منفی می‌گردد؛ در pH بالا، >۵,۵، بصورت هیدرکسیدها روی سطوح خاک ها رسوب می کند. مانند pH، کربنات ها یا کربن معدنی خاک نیز باعث افزایش جذب کرم می گردند. مکانیسم افزایش جذب، بسیار شبیه نقش pH بر سطوح کربنات ها می باشد که در آن تشکیل گونه های هیدرکسید کرم افزایش می‌یابد. ارتباط مثبت بین میزان کرم جذب شده و میزان رس و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک بدست آمده در مدل، می‌تواند به این صورت توجیه گردد که با افزایش کانی های رس خاک و نیز ظرفیت تبادل کاتیونی، بارهای منفی افزایش می‌یابند و در نتیجه، که منجر به افزایش جذب کرم بر روی سطوح می‌گردند. این پژوهش نشان داد که برای ارزیابی امکان آلودگی آبهای زیرزمینی منطقه مورد تحقیق با کروم در خاکهای چرمشهر، غلظت کل این فلز در خاک نمی تواند خطر ناشی از این فلز در خاک را بدقت انعکاس دهد. کروم می‌تواند از طریق تشکیل پیوند های قوی با ذرات رس و مواد آلی خاک، غیر فعال گردد. با استفاده از مدلهای بدست آمده در این پژوهش، بسهولت می توان وضعیت کروم را در خاک های منطقه تعیین نمود که این امر در تصمیم گیریهایی مربوط به پاکسازی این خاکها نیز، کمک شایانی می نماید.

منابع

[1] Black, G.(ed). 1996. Methods of soil analysis, Part 2. SSSA, Madison Wisconsin, NY.
[2] Chung, J.1994. Kinetics of Cr oxidation by various manganese oxides. J. Ag. Che. 37: 414-420.
[3] Davis, S. 1990. Quantitative estimates of soil ingestion in normal children between the ages of 2 and 7 years. Envir. Health, 45: 112-122.
[4] Levis, A. G. 1982. Mutagenic and cytogenic effects of Cr compounds. P. 171-208. in S. Langjard (ed). Biological and environmental aspects of Cr. Elsevier Biomedical press, New York.
[5] Page, A. L. (ed). 1996. Methods of soil analysis, Part 1. SSSA, Madison Wisconsin, NY.
[6] Patterson, R. R. 1997. Reduction of Cr by amourphous iron sulphide. En. Sci. Tech. 31: 2039-2044.
[7] Paustenbach, D. J. (ed). 1989. Risk assessment of environmental and human health hazards. John Wiley and Sons.
[8] Proctor, D.M. and E. C. Shay. 1997. Health-based soil action levels for trivalent and hexavalent Cr. J. Soil Contam. 6: 595-648.
[9] Rodriguez, R.R. 1999. An in vitro gastrointestinal method to estimate bioavailable As in contaminated soils. Env. Sci. Tech. 33:642-649.
[10] Ruby, M. V. 1996. Estimation of Pb and As bioavailability using a physiologically based extraction test. Env. Sci. Techn. 30: 422- 430.

مطالعه ایزوترمهای جذب سطحی پتاسیم در تعدادی از خاکهای لوبیا کاری استان مر کزی

جواد قدبیک لو، علیرضا صلابت، محمد علی خودشناس و مسعود دادیور

اعضای هیات علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان مرکزی.

Mkhodshenas@yahoo.com
Dadivarm@yahoo.com
Ghadbykloo@yahoo.com

مقدمه

پتاسیم یکی از مهمترین عناصر غذایی پر مصرف است که پس از نیتروژن بیشترین مقدار جذب گیاهی را به خود اختصاص می دهد و بطور متوسط ۲ تا ۶ درصد پوسته زمین را تشکیل می دهد.

بین شکلهای مختلف پتاسیم روابط تعادلی و سینتیکی برقرار است . لیکن در خاکهای کشاورزی این شکلها بندرت با یکدیگر به تعادل ترمودینامیکی می رسند . واکنش تعادلی بین پتاسیم فاز محلول و پتاسیم فاز تبادلی خاک بسیار سریع است.

تحقیقات مربوط به جذب سطحی کاتیونها در سراسر جهان بطور وسیعی در حال انجام می باشد . میستوز و همکاران ایزوترمهای جذب سطحی پتاسیم یک نوع خاک را با استفاده از مدل های لانگمیر ، فروندلیش و تمکین بررسی کرده و دریافتند هر سه مدل فوق جذب پتاسیم را به خوبی پیش بینی می کنند . همچنین این محققان نشان دادند که ثابتهای این معادله ها در pH های مختلف متفاوت است . معادلات فوق اغلب برای بررسی جذب سطحی آنیونها استفاده می شوند. پال و همکاران بر روی جذب سطحی پتاسیم ۲۲۷ نمونه خاک بکر مناطق مختلف جنوب غربی استرالیا تحقیق نمودند و دریافتند که داده های حاصل از جذب سطحی بدست آمده دارای تطابق کافی با معادله ایزوترم لانگمیر نمی باشند . وعلت این امر را وجود چندین جایگاه مجزای جذب پتاسیم در داخل خاکهای مورد نظر که هر یک دارای قابلیت انتخاب متفاوتی نسبت به پتاسیم می باشد، می دانند. زو- مینگ گنگ بر روی جذب سطحی ۴ نمونه خاک در pH های متفاوت در کشور چین تحقیق نموده وگزارش کرد، با افزایش غلظت محلولهای پتاسیم میزان جذب سطحی نمونه خاکها افزایش می یابد .

این تحقیق به منظور مطالعه ایزوترمهای جذب سطحی پتاسیم با استفاده از مدلهای لانگمیر، فروندلیش و تمکین بر روی ۲۸ نمونه خاک مربوط به مناطق مختلف زیر کشت لوبیا در استان مرکزی صورت گرفت .

مواد و روشها

تعداد ۲۸ نمونه خاک سطحی از مزارع لوبیا کاری استان جمع آوری و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آنها تعیین گردید.برای تعیین ایزوترمها هشت غلظت مختلف از پتاسیم تهیه گردید . به هر نمونه از خاکهای توزین شده مقدار ۲۰ میلی لیتراز هر سطح غلظت پتاسیم اضافه گردید ، بعد از یک ساعت شیک کردن و ده دقیقه سانتریفوژ ، وصاف کردن غلظت پتاسیم محلول های صاف شده بوسیله دستگاه فتومتر شعله ای قرائت گردید ، تفاوت غلظت پتاسیم محلول اولیه و غلظت پتاسیم در محلول صاف شده میزان پتاسیم جذب شده توسط آن خاک در سطح محلول مورد نظر می باشد سپس نتایج بدست آمده مربوط به هر نمونه خاک با معادله های لانگمیر ، فروندلیچ و تمکین برازش و با خصوصیات خاک توسط نرم افزار آماری برازش داده شدند .

نتایج و بحث

ضرایب معادلات ایزوترمها در جدول ۱ نشان داده شده است.

جدول ۱ - حداقل،حداکثر ومیانگین ضرایب ایزوترمها

	تعداد داده ها	حداقل داده ها	حداکثر داده ها	میانگین داده ها
حداکثر جذب معادله لانگمیر(b)	28	26/81	60/24	49/75
ثابت جذب معادله لانگمیر(a)	28	0/37	0/94	0/67
ضریب a در معادله فروندلیش	28	6/96	23/3	17/07
ضریب b در معادله فروندلیش	28	0/55	0/72	0/67
ضریب a در معادله تمکین	28	9/56	27/71	21/57
ظرفیت بافری در معادله تمکین(b)	28	4/39	9/67	8/03

جدول ۲- معادله رگرسیون ضرایب ایزوترمها بر حسب خصوصیات خاکها

ضرایب ایزوترمها	معادله رگرسیون	ضریب تبیین
b Langmuir	b Langmuir = 32/34 + 1/29CEC - 12/26OC	0/69**
K Langmuir	K Langmuir = 0/152 + 0/0074CLAY + 0/0116CEC	0/63**
a Freundlich	a Freundlich = 6/78 + 0/32CEC + 0/32CLAY - 0/14TNV - 0/0156K(ava)	0/88**
b Freundlich	b Freundlich = 0/614 + 0/0029CEC	0/17*
a Temkin	a Temkin = 10 /56 + 0/33CEC - 0/16TNV - 0/018K(ava)	0/88**
b Temkin	b Temkin = 5/08 + 0/21CEC - 1/93OC	0/74**

رابطه خطی بین حداکثر جذب پتاسیم در معادله لانگمیر با ظرفیت بافری جذب پتاسیم در معادله تمکین وجود دارد. حداکثر جذب سطحی پتاسیم در خاکهای مورد مطالعه با توجه به نتایج حاصل از جدول ۱ بطور متوسط ۲۰۰۰ میلیگرم بر کیلوگرم می باشد. همچنین با افزایش شوری و درصد مواد آلی موجود در خاک میزان جذب سطحی پتاسیم کاهش می یابد .

درجدول ۲ نتایج حاصل از معادلات رگرسیونی نشان می دهند که با افزایش CEC در تمامی خاکهاضرایب ایزوترمها (بجز ضریب معرف انرژی جذب فروندلیش) افزایش می یابند و فاکتور معرف انرژی جذب فروندلیش هیچگونه ارتباط معنی داری با خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاکها نشان نمی دهد. بطور کلی جذب پتاسیم در این خاکها به وسیله مدلهای لانگمیر ، فروندلیش و تمکین قابل توجیه است .

منابع

[1] pal, Y. , M. T. F. Wong. and R. J. Gilkes.1999.The forms of potassium and potassium adsorption in some virgin soils from south – western Australia, Aust. J. Soil Res., 37, 695-709 .

[2] Xu-Ming, G., Xu-MG. 2002. study on characteristics of K^+ adsorption by constant charge soils and variable charge soils , Soils-and-Fertilizers-Beijing., 17(2): 30-47.

نقش کاربری اراضی بر غلظت وانادیوم و آرسنیک در منطقه مرکزی اصفهان

سمیه صدر، مجید افیونی و نادر فتحیان پور

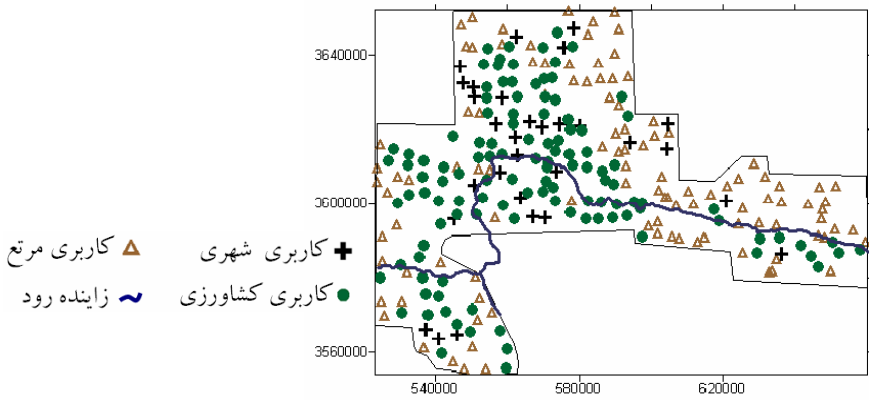
دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه صنعتی اصفهان، استاد گروه خاکشناسی دانشگاه صنعتی اصفهان و استادیار گروه معدن دانشگاه صنعتی اصفهان.

مقدمه

پیشرفت سریع تکنولوژی و توسعه روز افزون کارخانه‌های صنعتی و همچنین مصرف زیاد کودهای شیمیایی و سموم دفع آفات و دیگر مواد شیمیایی در کشاورزی در دهه‌های اخیر امکانات زیادی را برای آلوده شدن خاک‌ها فراهم آورده است[۱] استان اصفهان به علت وسعت اراضی کشاورزی و تعدد کارخانه‌ها و کارگاه‌های صنعتی و جمعیت از این حیطه مستثنی نیست. به دلیل اهمیت آرسنیک و وانادیوم و تأثیر آنها بر آلودگی محیط زیست، و عدم وجود اطلاعات در رابطه با وضعیت این عناصر در سطح استان، در این مطالعه به بررسی مقادیر آرسنیک و وانادیوم در بخش هایی از این استان و تأثیر نوع کاربری بر غلظت این عناصر پرداخته شده است.

مواد و روشها

منطقه مطالعاتی به وسعت ۶۸۰۰ کیلومتر مربع در استان اصفهان به مرکزیت زاینده رود انتخاب شد. جهت باد غالب در این منطقه، بر اساس آمار ۲۵ ساله، شمال شرق و شرق است. در این مطالعه نمونه‌ها به روش تصادفی طبقه بندی شده با شبکه‌بندی ۴×۴ کیلومتر از عمق ۰ تا ۱۰ سانتی متری و به تعداد ۲۰۸ نمونه برداشته شد. شکل(۱) توزیع نقاط نمونه‌برداری با تفکیک کاربری اراضی را نشان می‌دهد. غلظت وانادیوم و آرسنیک توسط دستگاه XRF بدست آمد.



شکل ۱- توزیع نقاط نمونه برداری با تفکیک کاربری اراضی

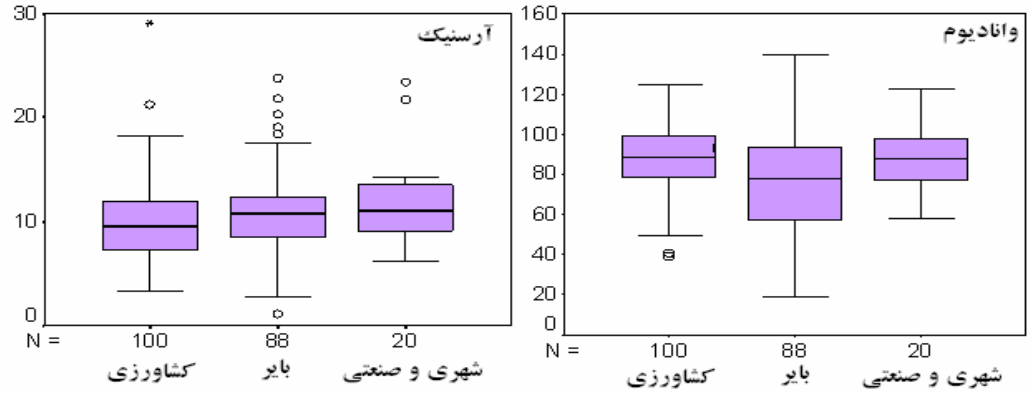
نتایج و بحث

در بخش‌های مرکزی استان اصفهان، میانگین غلظت آرسنیک ۱۰/۴ mg/kg می‌باشد(جدول۱). اما حدود ۷/۳ درصد از نقاط دارای غلظت بیش از مقدار مجاز آرسنیک بر اساس استانداردهای انگلستان (۲۰mg/kg)، کانادا (۲۵mg/kg) و ژاپن (۱۵mg/kg) هستند[۲]. بر اساس نتایج مقایسات میانگین اختلاف معنی داری میان غلظت آرسنیک در کاربری های مختلف اراضی، مشاهده نشده است(شکل۳) که بر این اساس می توان عامل مواد مادری را نیز علاوه بر کشاورزی و صنعت در توزیع آرسنیک در محیط موثر دانست. میانگین غلظت وانادیوم در منطقه مطالعاتی ۸۲/۸۵ mg/kg می‌باشد(جدول۱). بر اساس نتایج حاصل از مقایسات میانگین، غلظت وانادیوم(شکل۳) در اراضی کشاورزی وشهری- صنعتی با مراتع دارای اختلاف معنی داری بوده است. بر این اساس می توان اظهار داشت که کاربری صنعت بیشترین تأثیر را برغلظت وانادیوم در محیط داشته است و احتمالاً نقش مواد مادری در توزیع وانادیوم در منطقه کمتر از سایر پارامترها است. در این میان از آنجا که بیشتر اراضی کشاورزی در مسیر باد غالب منطقه

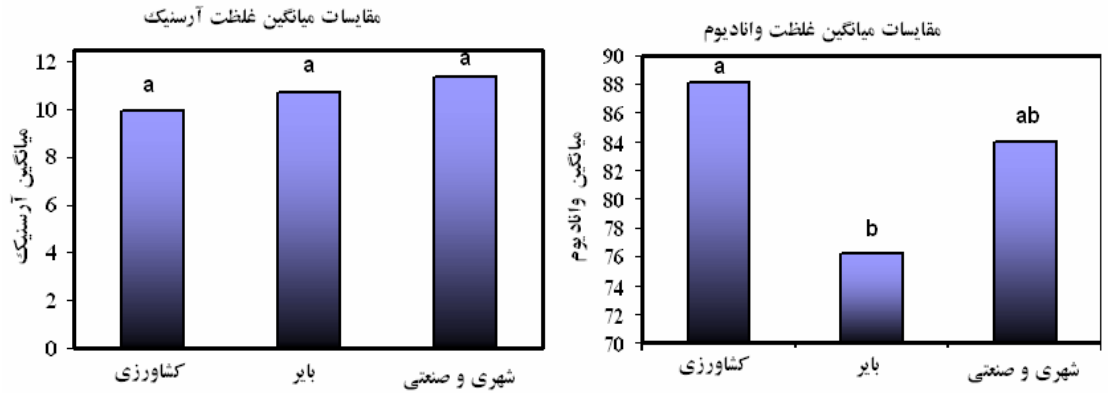
هستند احتمال انتقال ذرات حاوی وانادیوم از این صنایع به اراضی کشاورزی، میانگین این عنصر را در اراضی کشاورزی بیش از سایر کاربری‌ها کرده است. در شکل (۲) نمودار جعبه‌ای وضعیت آماره‌های مورد مطالعه به تفکیک نوع کاربری نشان داده شده است.

جدول ۱- خلاصه وضعیت آماره های مورد مطالعه

آماره / متغیر	تعداد	میانگین	واریانس	حداقل	حداکثر	انحراف‌معیار	چولگی
As (mg/kg)	۲۰۸	۱۰/۴	۱۵/۵	۱/۱	۲۹	۳/۹	۱/۱
V (mg/kg)	۲۰۸	۸۲/۹	۴۶۱	۱۹/۲	۱۴۰	۲۱/۵	-۰/۴



شکل۲- نمودار جعبه ای وضعیت آماره‌های مورد مطالعه به تفکیک نوع کاربری



شکل۳- مقایسه میانگین های پارامترهای مورد مطالعه در کاربری های مختلف

منابع

[۱] کردوانی، پ.، ۱۳۸۱،*حفاظت خاک*، انتشارات دانشگاه تهران.

[2] Pais, I. and J. B. Jones, 2000. *The hand book of trace elements*. St. Lucie press

اثر دو نوع ماده آلی و مس روی شکلهای مختلف مس در دو خاک آهکی

آزاده اسمعیلی، امیر فتوت، نجفعلی کریمیان و غلامحسین حق نیا

دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه فردوسی مشهد. iranasman@gmail.com
عضو هیات علمی دانشگاه فردوسی مشهد. afotovat@yahoo.com
عضو هیات علمی دانشگاه شیراز. nkarimian@yahoo.com
عضو هیات علمی دانشگاه فردوسی مشهد. g.hhagnia@yahoo.com

مقدمه

مس از جمله عناصر کم مصرف است که گیاه جهت رشد بهینه خود به آن احتیاج دارد. عصاره‌گیری یک مرحله‌ای فلزات از فاز جامد خاک، نمی‌تواند برای مدت طولانی فراهمی فلزات را مورد بررسی قرار دهد. عصاره‌گیری پی در پی روش رایجی برای جداسازی شکلهای مختلف شیمیایی فلزات در خاک است و اغلب با ضعیف‌ترین عصاره‌گیر شروع می‌شود و با قوی‌ترین عصاره‌گیر به پایان می‌رسد [۴]. ما و یورن [۲] روش عصاره‌گیری پی در پی را در خاک های استرالیا به کار برده و نشان دادند که بخش اعظم مس خاک (۸۶٪) به شکل تتمه دیده می‌شود که بیشتر در بخش اکسیدهای آهن و کانی‌های سیلیکاتی یافت می‌شود. زلیجاکو و وارمن [۴] اثر کود کمپوست حاصل از ضایعات شهری و کود کمپوست غنی شده با مس را بر روی اشکال مختلف مس بررسی کردند و نتیجه گرفتند که کاربرد کمپوست باعث افزایش مس متصل به مواد آلی می‌شود که وابستگی زیاد مس به ماده آلی را نشان می‌دهد و همچنین کمپوست و کمپوست غنی شده با مس باعث افزایش مس در همه شکل‌ها می‌شود. با توجه به خاک های آهکی ایران و کمبود عناصر کم مصرف در این خاک‌ها، عصاره‌گیری پی در پی میتواند روش مناسبی برای پیش‌بینی رفتار این فلزات در خاک باشد. هدف از این مطالعه اثر ماده آلی روی شکلهای تبادلی، جذبی، آلی، کربناتی و تتمه مس در دو خاک آهکی است.

مواد و روشها

این آزمایش در قالب طرح کاملاً تصادفی، به صورت فاکتوریل، با دو تیمار ماده آلی کودکمپوست (K) حاصل از زباله های شهری و کود گاوی (G) در دو سطح صفر و ۲۰٪ با سه بار تکرار روی دو خاک چیتگر (چ) و کامفیروز (ک) در شرایط گلخانه ای اجرا گردید. نمونه های تیمار شده برای مدت ۳ ماه خوابانده و در رطوبت ۸۰٪ ظرفیت مزرعه نگهداری شد. سپس نمونه ها به آزمایشگاه منتقل شده و اشکال مختلف مـــــس در خاک شامل تبادلی، جذبی، آلی، کربناتی و تتمه به روش اسپوزیتو و همکاران [۳] استخراج شده و با دستگاه جذب اتمی قرائت گردید.

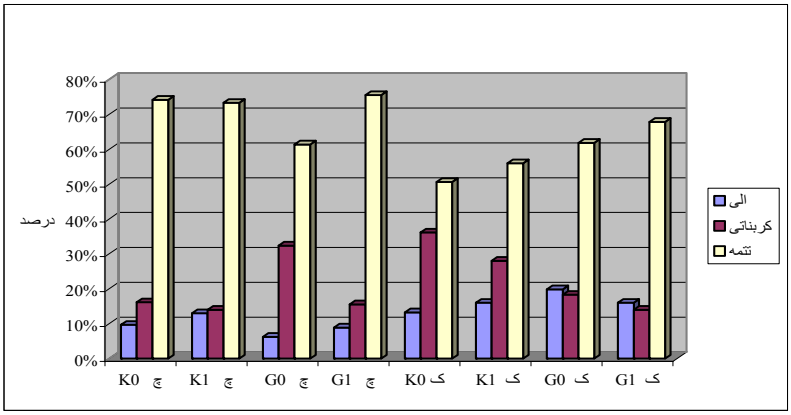
جدول۱- مشخصات فیزیکی وشیمیایی دو خاک چیتگر وکامفیروز

خاک	درصد ماده آلی	بافت	مس کل (میلی گرم بر کیلو گرم)	pH در گل اشباع	EC dS/m	درصد آهک
چیتگر	۰/۵۴	سیلت لوم	۱/۱	۷/۴	۰/۴۴	۵۴/۰
کامفیروز	۱/۰۵	رسی	۴/۸	۷/۷	/۵۶	۳۶/۳

نتایج و بحث

توزیع مس اغلب در بخش آلی، کربناتی و تتمه دیده شد (شکل ۱). در این روش در عصاره ها مقدار مس تبادلی و جذبی قابل استخراج بسیار ناچیز بود که به وسیله دستگاه جذب اتمی قابل قرائت نبود. حداقل و حداکثر مس آلی با عصاره گیر ۵/ مولار NaOH به ترتیب (۹ درصد) ۰,۰۳۷۵ و (۱۹درصد) ۰,۲۵میلی گرم بر کیلوگرم بود و حد اقل و حد اکثر میانگین مس کربناتی با عصاره گیر ۰,۰۵ مولار Na_2-EDTA (۱۱ درصد) ۰,۰۵ و (۵۰ درصد) ۰,۲۳۷۵ میلی گرم بر کیلوگرم بود. شکل (۱) و (۲) وضعیت مس را بدون و همراه با تیمار مس نشان می دهد. در این روش رابطه

معنی داری از نظر آماری ($p<۰,۰۵$) بین تیمار مس و مقدار بخش تتمه و کربناتی دیده شد که با مشاهدات ما و یورن [۲] مطابقت داشت. ماده آلی کمپوست باعث کاهش مس در بخش کربناتی و افزایش مس بخش آلی در هر دو خاک کامفیروز و چیتگر شد. سهم بخش کربناتی از بخش آلی در این خاکها بزرگتر بود که احتمالاً به دلیل درصد بالای آهک و میزان کم مواد آلی در این خاکها است. همچنین قسمت عمده توزیع مس در دو خاک مورد مطالعه در بخش تتمه دیده شد که در یک مورد با نتایج قاسمی [۱] مطابقت دارد. به نظر می رسد با توجه به این که دو خاک مورد مطالعه دارای درصد بالایی از آهک هستند و قسمت عمده مس در بخش کربناتی و تتمه یافت می‌شود می‌توان با کاربرد ماده آلی در این قبیل خاک ها اثر آهک را روی توزیع مس تا حدودی تعدیل کرد.



شکل ۱- اثر کود گاوی (G) و کمپوست (K) در دو خاک چیتگر (چ) و کامفیروز (ک) بر شکلهای مختلف مس برحسب درصد

منابع

[۱] قاسمی ر.ف. ۱۳۸۵سنتیک واجذبی مس، اثر ماده آلی،هوازی وبی هوازی بر توزیع اشکال مختلف مس در خاک های آهکی. پایان نامه دکتری. دانشگاه شیراز. بخش خاکشناسی

[2] Ma, Y.B., and N.C Uren, (1998). Transformations of heavy metals added to soil –application of a new sequential extraction procedure. Geoderma.84:157-168.

[3] Sposito, G. L. J. Lund., and A. C. Chang, (1982). Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in solid phases. Soil Science Society of America Journal.46:260-265.

[4] Zheljuzkov. V. D. and P. R. Warman (2004). Phytoavalibility and fractionation of copper, manganese, and zinc in soil following application of two compost to four crops. Environmental. Pollution. 131.187-195.

آشنایی با روش‌های اندازه‌گیری فسفر آلی و مقایسه مقدار فسفر آلی در ۱۵ خاک آهکی تیمار نشده و تیمار شده با ماده آلی به روش سوزاندن

مریم زاهدی‌فر و نجفعلی کریمیان

به‌ترتیب دانشجوی دکتری و استاد بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز
E-mail: maryamzahedifar2000@ yahoo.com

مقدمه

یکی از شکل‌های مهم فسفر در خاک، فسفر آلی می‌باشد. این شکل از فسفرکه تقریباً ۵۰ درصد فسفر کل در خاک‌را شامل‌می‌شود، حدود یک قرن پیش شناسایی‌شد. بیشتر ترکیبات آن شناخته نشده‌اند، ولی سه‌ترکیب اینوزیتول فسفات، فسفولیپید و اسید نوکلئیک شکل‌های غالب شناخته‌شده فسفر آلی‌در خاک‌ها می‌باشند. عمده ترکیبات‌فسفر آلی در خاک حاصل فعالیت میکروبی‌هستند و بیشتر بصورت مواد هوموس پایداری بوده که در خاک تشکیل می‌شوند. مقدار فسفر آلی در خاک تحت تاثیر عوامل محیطی مانند دمای میانگین سالیانه، میزان بارندگی و... تغییر می‌کند[۱].

روش‌های مختلفی جهت شناسایی فسفر آلی در خاک وجود دارد که می توان آنها را به دو دسته اصلی، روش‌های مستقیم و غیر مستقیم تقسیم نمود. روش غیر مستقیم، روش اصلی در تعیین فسفر آلی است که خود شامل دو زیرگروه است: روش عصاره‌گیری و روش سوزاندن. در روش عصاره‌گیری فسفر آلی در عصاره به ارتوفسفات تبدیل شده و مقدار فسفر آلی از افزایش در مقدار فسفر معدنی در مقایسه با عصاره اولیه بدست می‌آید. در روش سوزاندن، از طریق سوزاندن خاک فسفر آلی به فسفر معدنی تبدیل شده و از تفاوت مقدار فسفر معدنی استخراج شده در نمونه‌سوزانده شده و نشده فسفر آلی تعیین می‌گردد. علاوه براین روش‌ها از تکنیک‌های دیگری چون رزین تبادل آنیونی و رزونانس مغناطیس هسته‌ای نیز استفاده می‌شود[۲] .

مواد و روشها

در این تحقیق به منظور بررسی اثر ماده‌آلی (کود حیوانی) بر مقدار فسفر آلی و قابل دسترس در پانزده نمونه خاک با ویژگی‌های مختلف، از روش سوزاندن در دمای ۵۵۰ درجه و سپس عصاره‌گیری با اسیدسولفوریک استفاده شد و نهایتاً غلظت فسفر در عصاره به‌روش آبی اسکوربیک اسید تعیین گردید[۳]. فسفر قابل استفاده نیز با عصاره‌گیری به روش اولسن و اندازه‌گیری فسفر استخراج شده با روش آبی اسکوربیک اسید انجام شد.

نتایج و بحث

نتایج نشان داد کاربرد ماده آلی (کود گاوی) در نمونه‌های خوابانیده شده به دلیل تجزیه تحت شرایط مناسب دمایی و رطوبتی منجر به افزایش فسفر قابل استفاده گردید. در حالیکه در نمونه‌های تیمار نشده افزایشی در میزان فسفر قابل استفاده مشاهده نگردید. فسفر آلی نیز در اکثر نمونه‌های تیمار شده با ماده آلی بعد از خوابانیدن افزایش یافت که بدلیل وجود شرایط مناسب برای فعالیت ریزجانداران و درنتیجه غیر متحرک شدن فسفر می‌باشد ولی در برخی نمونه‌ها که نسبت به سایرین میزان هدایت‌الکتریکی و سدیم محلول بیشتری داشتند روند معکوسی مشاهده شد.

نتایج همچنین نشان داد که در خاک‌های مورد آزمایش درصد ماده آلی خاک، ازت کل، ظرفیت تبادل کاتیونی و میزان رس خاک رابطه مثبت و معنی‌داری با میزان فسفر آلی خاک داشتند که می‌توان گفت حضور میزان بیشتر ماده آلی و نیتروژن در خاک سبب ایجاد فسفر آلی بیشتر به‌وسیله ریزجانداران گردیده و میزان رس زیادتر به‌دلیل تهویه ضعیفتر به تجمع فسفر آلی در خاک کمک نموده است.

قابل ذکر است که تمامی روش‌های ذکر شده برای تعیین فسفر آلی، کم و بیش دارای معایبی بوده بنابراین جهت تعیین روش مناسب اندازه‌گیری فسفرآلی، با توجه به ویژگی‌های خاک مورد مطالعه، لازم است تحقیقات بیشتری در این زمینه صورت گیرد[۴].

فسفر آلی در خاک			فسفر قابل دسترس در خاک		
قبل از خوابانیدن	بعد از خوابانیدن		قبل از خوابانیدن	بعد از خوابانیدن	
شماره خاک	----------	تیمار شده	تیمار نشده	----------	تیمار شده	تیمار نشده
۱	۵۹	۱۰۹	۱۷۶	۱۵	۲۶	۱۵
۲	۸۹	۱۱۲	۱۲۱	۱۹	۳۱	۲۱
۳	۵۴	۸۹	۱۰۰	۱۴	۲۶	۱۸
۴	۱۳۴	۱۸۷	۱۳۹	۱۳	۲۲	۱۰
۵	۶۰	۶۸	۵۵	۳	۱۵	۵
۶	۹۲	۱۲۴	۱۶۲	۱۴	۲۳	۱۳
۷	۱۵۵	۱۱۴	۱۲۰	۲۹	۴۲	۳۱
۸	۸۴	۱۴۲	۱۳۰	۸	۲۲	۱۰
۹	۸۳	۱۳۳	۹۸	۱۴	۲۴	۱۸
۱۰	۷۸	۱۶۲	۹۵	۳۴	۴۱	۳۳
۱۱	۶۲	۱۰۶	۸۶	۲۶	۳۴	۲۴
۱۲	۱۶۴	۲۲۳	۲۱۵	۶	۲۴	۱۰
۱۳	۱۹۶	۲۲۹	۱۹۰	۳۱	۲۳	۲۲
۱۴	۶۶	۱۲۹	۱۲۳	۲۶	۱۳	۱۷
۱۵	۴۰	۱۱۶	۶۰	۴۶	۳۶	۳۳

منابع

[1] Dalal, R. C., 1977. Soil organic phosphorus. Adv. Agron. 29: 83-117.

[2] Hedley, M. J., J. W. B. Stewart, and B. S. Chauhan. 1982. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. Soil. Sci. Soc. Am. J. 46: 970-976.

[3] Martin, M., L. Celi, and E. Barberis. 1999. Determination of low concentrations of organic phosphorus in soil solution. Commun. Soil. Sci. Plant. Anal., 30(13&14): 1909-1917

[4] Turner, B. L., B. J. Cade-Menun and D. T. Westermann. 2003. Organic phosphorus composition and potential bioavailability in semi-arid arable soils of the Western United States. Soil. Sci. Am. J. 67: 1168-1179.

بررسی روند آزادسازی روی در خاک‌های آهکی تیمارشده با روی و بدون آن

مریم زاهدی‌فر و نجفعلی کریمیان

به‌ترتیب دانشجوی دکتری و استاد بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز.
E-mail: maryamzahedifar2000@ yahoo.com

مقدمه

روی یک عنصر ضروری کم‌مصرف برای انسان، حیوان و گیاهان عالی می‌باشد. جذب روی توسط گیاه یک فرایند پیوسته است که منجر به کاهش روی در فراریشه شده و بنابراین برای تامین سطح معینی از روی در این منطقه به آزادسازی روی جذب شده بر سطوح خاک و روی متصل به کانی‌ها نیاز می‌باشد. سه فرایند مهم فلزات در خاک شامل حذف فلزات از محلول خاک در نتیجه جذب به‌وسیله ذرات خاک، آزادشدن فلز از ذرات خاک در محلول خاک (آزادسازی) و رسوب‌دهی و حل‌شدن فلز به عنوان یک فاز مستقل در متن خاک، سرنوشت و قابلیت دسترسی آنها را کنترل می‌کند. در سال‌های اخیر مطالعه فرآیندهای جذب یا آزادسازی اساساً بر مبنای مطالعه شرایط تعادل به کمک روش‌های ترمودینامیکی بوده است. یافته‌های ترمودینامیکی تنها قادر به پیش‌بینی وضعیت نهایی خاک از وضعیت غیرتعادلی اولیه است در حالی‌که بررسی سینتیک آنها می تواند اطلاعات مهمی درباره طبیعت واکنش‌ها در یک زمان مشخص در اختیار ما قرار دهد[۱].

مواد و روشها

در این تحقیق خاک کافی از افق سطحی (صفر تا ۳۰ سانتی‌متری) ۱۵ نقطه استان فارس جمع‌آوری گردید. پس از خشک شدن در هوا و عبور از الک دو میلیمتری، بعضی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آنها تعیین گردید. سپس به منظور بررسی روند آزادسازی روی هر نمونه خاک مورد آزمایش به دو قسمت تقسیم شد. به نیمی از آنها مقدار ۱۰ میلی‌گرم روی در کیلوگرم (به صورت $ZnSO_4.7H_2O$) اضافه گردید و به نیم دیگر از همان خاک هیچ‌گونه ترکیب حاوی روی اضافه نشد. خاک‌ها به مدت سه ماه در دمای ۲۲-۱۸ درجه سانتی‌گراد و رطوبت ظرفیت مزرعه خوابانیده شدند. بعد از اتمام دوره خوابانیدن نمونه های خاک هواخشک شده و عصاره خاک‌ها به روش لیندسی و نرول [۲] به کمک عصاره‌گیر دی‌تی‌پی‌ا آماده گردید. سپس نمونه های خاک برای زمان‌های ۵، ۱۰ ،۳۰، ۶۰ ،۱۲۰ ،۲۴۰، ۴۸۰ و ۹۶۰ دقیقه در دمای ثابت تکان داده شده و توسط سانتریفوژ صاف گشته و مقدار روی با دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شدند. تمامی مراحل کار با سه تکرار همراه بود. در این آزمایش ۸ معادله سینتیکی شامل معادله رده صفر، رده یک، رده دو، رده سه، سرعت دوثابتی، پخشیدگی سهموی، معادله الوویچ ساده شده و معادله الوویچ برازش داده شدند. سپس به منظور بررسی روند آزادسازی و اثر تیمار اعمال شده ضریب‌های مدل‌های سینتیکی تعیین شده و بهترین معادله جهت توصیف روند آزادسازی تعیین گردید. مقادیر روی آزاد شده توسط دی‌تی‌پی‌ا طی زمان‌های اعمال شده افزایش یافت، البته این روند در ابتدا سریع بوده و سپس آهنگ کندتری به خود گرفته است. میزان آزادسازی در بین خاک‌های تیمار شده و تیمار نشده تفاوت چشم‌گیری نشان داد.

نتایج و بحث

جهت مطالعه و تعیین بهترین معادله سینتیکی توصیف کننده آزادسازی روی، ضرایب تبیین(R^2) و خطای استاندارد (SE) برای هشت معادله مورد استفاده در تمامی خاک‌های مورد مطالعه محاسبه شد. در هر دو دسته نمونه خاک شاهد و تیمار شده با روی، بیشترین R^2 و کمترین SE مربوط به معادله(الوویچ)، (الوویچ ساده شده) و (سرعت دو ثابتی) بود و این بیانگر مناسب بودن آنها جهت توصیف روند آزادسازی روی در خاک‌ها بوده است. ضرایب a [(mg Zn kg^{-1} s^{-1})^b] و b [(mg Zn kg^{-1})$^{-1}$] مربوط به معادله سرعت دو ثابتی و α_s [(mg Zn kg^{-1} s^{-1})] و β_s (mg Zn kg^{-1})$^{-1}$] ضرایب معادله الوویچ ساده شده نیز محاسبه گردیدند. افزایش ضرایب α_s و a و کاهش مقدار β_s و b نشان دهنده افزایش روند آزادسازی روی توسط دی‌تی‌پی‌ا از خاک‌ها می‌باشد. ضرایب معادله سرعت دوثابتی در جدول۱ ارائه

شده‌اند. اعداد نشان می‌دهند که در خاک شماره ۱۵ به‌ویژه در نمونه تیمار شده با روی، کمترین مقدار a و بیشترین مقدار b وجود دارند، یعنی روند آزادسازی در این نمونه خاک از همه نمونه‌ها کندتر می‌باشد. مقدار فسفر قابل استفاده در این خاک در حدود ۳۶ میلی‌گرم در کیلوگرم است. در نمونه شاهد نیز نسبتاً این روند دنبال شده است. می‌توان چنین نتیجه‌گیری کرد که در حضور فسفر آزادسازی روی کاهش می‌یابد. این نتایج با یافته‌های سایرین نیز مطابقت دارد [۳]. مقایسه ضرایب معادله الوویچ ساده شده نیز از این روند تبعیت می‌نماید. در تمامی نمونه‌ها، تیمار حاوی روی روند آزادسازی بیشتری را نشان داد که به کمک ضرایب معادلات نشان داده شده است. در بین خاک های تیمار شده با روی، خاک شماره ۱ و ۷ و ۱۳ دارای مقدار روی آزادشده بیشتری است. مطالعه ویژگی‌های شیمیایی این خاک‌ها نشان می‌دهد که میزان فسفر قابل استفاده این خاک‌ها نسبتاً مناسب بوده و علت بالا بودن روی آزاد شده در این خاک‌ها، وجود روی بیشتر در خود خاک‌ها می‌باشد و این امر اثر ضدیت بین فسفر و روی را تعدیل نموده است.

جدول ۱- ضرایب معادله سرعت دوثابتی در نمونه‌های تیمارشده با روی و بدون آن

تیمار						
+ روی		شاهد		فسفر قابل استفاده روی		شماره
b	a	b	a	(میلی‌گرم در کیلوگرم)		خاک
۰/۱۲	۱/۸۳	۰/۰۹	۰/۲۳	۰/۶	۱۵	۱
۰/۱۵	۱/۲۷	۰/۱۳	۰/۱۵	۰/۳	۱۹	۲
۰/۱۳	۱/۷۹	۰/۰۹	۰/۲۲	۰/۴	۱۴	۳
۰/۱۳	۱/۶۱	۰/۰۷	۰/۲۴	۰/۲	۱۳	۴
۰/۱۴	۱/۳۹	۰/۰۸	۰/۱۷	۰/۳	۳	۵
۰/۱۶	۱/۱۸	۰/۱۲	۰/۱۶	۰/۳	۱۴	۶
۰/۱۲	۱/۷۹	۰/۰۹	۰/۲۵	۰/۵	۲۹	۷
۰/۱۵	۱/۲۸	۰/۱۳	۰/۱۴	۰/۳	۸	۸
۰/۱۴	۱/۱۴	۰/۰۹	۰/۱۷	۰/۳	۱۴	۹
۰/۱۴	۱/۳۶	۰/۰۹	۰/۱۸	۰/۳	۳۴	۱۰
۰/۱۵	۱/۲۳	۰/۱۲	۰/۱۸	۰/۳	۲۶	۱۱
۰/۱۳	۱/۵۷	۰/۱۲	۰/۲۶	۰/۴	۶	۱۲
۰/۱۲	۱/۷۵	۰/۱۴	۰/۲۲	۰/۷	۲۳	۱۳
۰/۱۵	۱/۲۹	۰/۰۶	۰/۲۵	۰/۴	۱۳	۱۴
۰/۱۷	**۱/۱۲**	۰/۱۱	**۰/۱۷**	۰/۳	۳۶	۱۵

منابع

[1] 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.

[2] Lindsay, W. L., and W. A. Norvell, 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. Soil Sci. Soc. Am. J. 42: 421-428.

[3] Rupa, T. R., and K. P. Tomar, 1999. Zinc desorption kinetics as influenced by pH and phosphorus in soils. Commun. Soil Sci. Plant. Anal. 30: (13&14) 1951-1962.

مقایسه برخی از شاخص‌های شیمیایی با شاخص بی‌هوازی اندازه‌گیری معدنی‌شدن نیتروژن در خاک‌های تیمار شده با دو نوع کود آلی

صدیقه صفرزاده شیرازی و جعفر یثربی

به ترتیب دانشجوی دکتری و استادیار بخش علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز.
Email:r_safar2000@yahoo.com

مقدمه

استفاده از کودهای نیتروژنه در سالهای اخیر به شدت مورد توجه قرار گرفته است. از این رو ارائه روشهای سریع و دقیقی برای اندازه‌گیری ظرفیت تامین نیتروژن در خاک و کود مورد نیاز می‌باشد. هنوز روش مورد قبولی برای اندازه‌گیری قابلیت استفاده نیتروژن در خاک‌های ایران وجود ندارد. معمولا روشهای شیمیایی به علت ارزانتر و سریعتر بودن بر روشهای زیستی ترجیح داده می‌شوند. بهترین روش شیمیایی روشی است که هماهنگی خوبی با ویژگی‌های خاک و شرایط اقلیمی داشته باشد، بنابراین ضروری است که در هر منطقه روش یا روش‌های مناسبی انتخاب شوند و یا حتی روش‌های جدیدی ابداع گردد [۲]. از این رو تحقیق حاضر به‌منظور مقایسه شاخص‌های شیمیایی معدنی‌شدن نیتروژن در دو نوع خاک و کود آلی مختلف با شاخص بی‌هوازی، جهت بررسی روش شیمیایی مناسب جهت استخراج نیتروژن قابل استفاده در خاک و کودهای آلی مورد استفاده در دانشکده کشاورزی شیراز واقع در منطقه باجگاه استان فارس می‌باشد.

مواد و روشها

آزمایش به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی شامل دو نمونه خاک از منطقه باجگاه واقع در دانشکده کشاورزی شیراز (بافت رسی و بافت لوم شنی)، دو نوع کود آلی (کود گوسفندی و کمپوست)، چهار سطح کود آلی (۰، ۱، ۲ و ۴ درصد) و هفت زمان خوابانیدن جهت شاخص‌های شیمیایی (۰، ۱، ۲، ۴، ۶، ۸ و ۱۰ هفته) در دمای ۲۵±۲°C، خوابانیدن بی‌هوازی یک هفته‌ای در دمای ۴۰°C و در سه تکرار انجام گرفت. شاخص‌های شیمیایی مورد استفاده شامل شاخص پتاسیم کلرید ۲ مولار (NKCl) [۳]، شاخص پرمنگنات اسیدی(NHOX-NH) و هیدرولیز اسیدی (NHSULN) و مجموع آنها(NHOX) (۴) بود. سپس این شاخص‌ها با شاخص زیستی بی‌هوازی (N-ANAEROB) [۵] مقایسه شد تا بهترین شاخص شیمیایی مناسب برای این خاک‌ها بدست آید. همچنین در زمانهای مختلف شاخص‌های شیمیایی اندازه‌گیری شد تا بهترین زمان برای اندازه‌گیری این شاخص‌ها بدست آید.

نتایج و بحث

در جدول ۱ همبستگی شاخص زیستی بی‌هوازی با شاخص‌های شیمیایی در زمانهای مختلف آورده شده است. به‌طوری‌که دیده می‌شود تقریبا بیشترین ضریب همبستگی در هفته صفرم یعنی قبل از خوابانیدن بدست آمده است. بنابراین به‌نظر می‌رسد با اندازه‌گیری این شاخص شیمیایی در زمان صفر می‌توان تخمینی مناسب از معدنی‌شدن نیتروژن بدست آورد. محققان دیگر نیز از زمان صفر خوابانیدن برای مقایسه همبستگی‌ها استفاده کردند [۱و ۸].

همانگونه که در جدول ۲ مشاهده می‌شود شاخص NHOX-NH در زمان صفر با شاخص زیستی بی‌هوازی (N-ANAEROB) بالاترین ضریب همبستگی (r= ۰/۷۶۲***) را دارد. وجود رابطه معنی‌دار بین این شاخص شیمیایی و روش زیستی بی‌هوازی دلالت بر معتبر بودن شاخص شیمیایی NHOX-NH در تشخیص معدنی‌شدن نیتروژن دارد. ترتیب معنی‌دار بودن شاخص‌ها با شاخص بی‌هوازی به صورت زیر است:

NHOX-NH > NHOX > NHSULN > NKCL

یثربی(۱۳۸۲)[۱] روش پرمنگنات اسیدی را به عنوان روشی مناسب برای خاک‌های آهکی استان فارس معرفی کرد. محققان دیگر نیز نشان دادند که این شاخص همبستگی خوبی با شاخص زیستی بی‌هوازی دارد[۴، ۶ و۷].

جدول ۱- ضریب همبستگی (r) بین سه شاخص شیمیایی NHOX-NH، NHSULN و NHOX در زمان‌های مختلف با شاخص زیستی بی‌هوازی

شاخص بی‌هوازی	زمان خوابانیدن(هفته)						
	۰	۱	۲	۴	۶	۸	۱۰
	NHOX-NH						
N-ANAEROB	۰/۷۶۲***	۰/۷۲۰***	۰/۳۷۸***	۰/۷۱۸***	۰/۶۰۲***	۰/۵۳۳***	۰/۶۱۵***
	NHSULN						
N-ANAEROB	۰/۶۲***	۰/۷۲۱***	۰/۶۵***	۰/۵۲۱***	-۰/۱۳۸ns	۰/۴۴۲**	۰/۰۶۷ns
	NHOX						
N-ANAEROB	۰/۶۹۹***	۰/۸۲۱***	۰/۷۰۲***	۰/۶۷۲***	۰/۲۷۶ns	۰/۵۳۶***	۰/۵۷۵***

جدول ۲- ضریب همبستگی (r) بین شاخص‌های شیمیایی و شاخص‌های زیستی بی‌هوازی

روش‌ها	NKCl	NHOX-NH	NHSULN	NHOX
NHOX-NH	۰/۷۴۵***			
NHSULN	۰/۷***	۰/۷۷***		
NHOX	۰/۷۵۱***	۰/۸۸۶***	۰/۹۷۸***	
N-ANAEROB	۰/۶۹۶***	۰/۷۶۲***	۰/۶۲***	۰/۶۹۹***

ns معنی‌دار نیست. ** و *** به ترتیب در سطح یک و ۰/۱ درصد معنی‌دار می‌باشند.

منابع

[۱] یثربی، ج.(۱۳۸۲). "ارزیابی شاخص‌های شیمیایی و زیستی بی‌هوازی جهت برآورد نیتروژن قابل استفاده گیاه در برخی از خاک‌های آهکی استان فارس." پایان نامه دکتری. بخش خاکشناسی. دانشکده کشاورزی. دانشگاه شیراز.

[2] Antep, S. (1997). "Evaluation of some chemical methods of soil nitrogen available based on nitrogen technique." Commun. Soil Sci. Plant Anal. 28:537-550

[3] Bremner, J. M., and D. R. Keeney. (1965). "Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite." Anal. Chem. Acta 32:485-495

[4] Gianello, C., and J. M. Bremner. (1986b). "Comparison of chemical methods of assessing potentially available organic nitrogen in soil." Commun. Soil Sci. Plant Anal. 17:215-236.

[5] Keeney, D. R. (1982). *Nitrogen availability indices*. p. 711-733. *In* A. L. Page (ed.) Methods of Soil Analysis. Part 2, 2nd ed., Agron. 9, ASA and SSSA., Madison, WI.

[6] Stanford, G., and S. J. Smith. (1978). "Oxidative release of potentially mineralizable soil nitrogen by acid permanganate extraction." Soil Sci. 126:210-218.

[7] Wilson, C. E., Jr., R. J. Norman, and B. R. Welles. (1994a). "Chemical estimation of nitrogen mineralization in paddy rice soils. I. Comparison to laboratory indices." Commun. Soil Sci. Plant Anal. 25:573-590.

[8] Serna, M. D., and F. Pomares. (1992). "Evaluation of chemical indices of soil organic nitrogen availability in calcareous soils." Soil Sci. Soc. Am. J. 56:1486-1491.

الکتروسینتیک و نقش آن در فرایند آبشویی

داود نیک نژاد

Niknezhad2005@yahoo.com

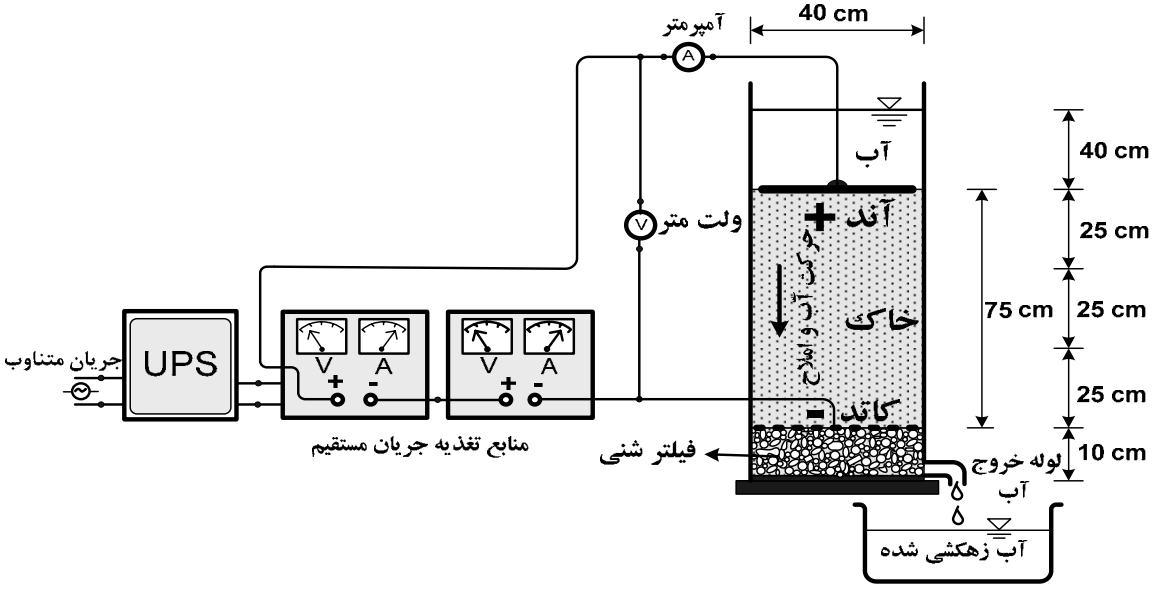
مقدمه

با توجه به روند افزایش جمعیت و محدودیت اراضی مناسب برای تولیدات کشاورزی، بشر مجبور به استفاده حداکثر از اراضی موجود می باشد که این مسئله بدون در نظر گرفتن مسائلی از جمله شوری خاک و قلیائیت روز به روز باعث کاهش وسعت اراضی کشاورزی می گردد. در حال حاضر حدود ۲۵ میلیون هکتار از اراضی کشور به درجات مختلفی با مسائل شوری و قلیائیت و زهدارشدن روبروست که در صورت عدم اصلاح مشکلات بیشتری را در آینده در پی خواهد داشت. بخشهایی از این اراضی با روشهای معمولی آبشویی قابل اصلاح می باشد و بخشهای دیگر که به لهاظ اقتصادی نبودن قابل اصلاح نبوده، بلااستفاده مانده است. این مسئله بدلیل محدود بودن سطح زمین و افزایش جمعیت امری توجیح ناپذیر است و بایستی به هر نحو ممکن به احیاء اینگونه اراضی پرداخت. یکی از روشهاییکه بتوان در مدت زمان کوتاه خاکهای با نفوذپذیری کم و با شوری و قلیائیت زیاد را آبشویی کرد استفاده از فناوری الکتروسینتیک می باشد که در برگیرنده الکترومیگریشن، الکترواسمز، الکتروفورز و الکترولیز می باشد. این پدیده(الکترومیگریشن و الکترواسمز) بنا به تعریف عبارتست از اینکه اگر توده خاک مرطوب یا اشباع در داخل میدان الکتریکی ناشی از جریان مستقیم قرار گیرد کاتیونهای موجود در الکترولیت منفذی و یا کاتیونهای اضافی موجود بر روی ذرات خاک بر اثر گرادیان الکتریکی از سمت آند به سمت کاتد حرکت نموده و مولکولهای آب را بهمراه خود جابجا می نماید در نتیجه جریانی از آب از آند به کاتد صورت می گیرد (۲). در یک تحقیق که بمنظور بالا آوردن رطوبت از سفره آب زیرزمینی به محدوده ریشه صورت گرفته بود دریافتند که سدیم از بالا به پایین حرکت کرده و کلسیم و منیزیم بر عکس آن عمل می کند که نشان دهنده جایگزینی آنها با یون سدیم می باشد و شوری خاک نیز از پایین به بالا افزایش یافته بود که در صورت تعویض قطب ها می توان شوری و قلیائیت خاک را در جهت دلخواه اصلاح نمود(۱) و در سال های اخیر مطالعاتی در مقیاس آزمایشگاهی و میدانی در زمینه کاربرد فناوری الکتروسینتیک برای حذف آلاینده های مختلف از خاک بخصوص فلزات سنگین و سمی صورت گرفته است(۷ ,۱۰). هدف از این تحقیق آبشویی خاک سنگین با نفوذپذیری و هدایت هیدرولیکی پایین و در نهایت کاهش شوری و قلیائیت آن با ایجاد گرادیان الکتریکی مستقیم در توده خاک تحت عنوان فناوری الکتروسینتیک می باشد.

مواد و روشها

برای انجام این تحقیق ظرف خاکی از جنس *پلکسی گلس* که دارای طول ۴۰، عرض ۲۰ و ارتفاع ۱۴۰ سانتیمتر بود استفاده گردید و یک لوله خروج آب در قسمت پایین ظرف تعبیه گردید. در کف ظرف به ضخامت ۱۰ سانتیمتر فیلتر شنی ریخته و روی آن یک صفحه آلومینیمی مشبک بعنوان الکترود کاتد(-) قرار داده شد. بر روی صفحه مذکور به ارتفاع ۷۵ سانتیمتر خاک رسی لومی دارای رطوبت مشخص با هدایت الکتریکی ۶۷/۶۲ds/cm ونسبت جذب سدیم ۷۵/۸۵ رد شده از الک شماره ۱۰ ریخته و بطور نسبی متراکم گردید. در قسمت فوقانی خاک یک میلگرد فولادی به قطر ۸ میلیمتر بعنوان الکترود آند(+) بطور افقی قرار داده سپس مقدار مشخصی آب بر روی خاک اضافه گردید بلافاصله که خروج آب از لوله خروجی شروع شد ارتفاع آب روی خاک را به ۴۰ سانتیمتر رسانده و شدت میدان الکتریکی ۰/۵ ولت بر سانتیمتر توسط چند دستگاه منبع تغذیه از طریق الکترودها بر توده خاک اعمال گردید. جهت جلوگیری از نوسان یا قطع برق یک دستگاه *یو. پی. اس* قبل از منابع تغذیه بطور موازی در مدار قرار داده شد. بمنظور مقایسه مدت زمان آزمایش، کیفیت آب خروجی و کیفیت خاک یک گزینه شاهد نیز در کنار گزینه مورد آزمایش در نظر گرفته شد که به آن جریان الکتریکی اعمال نشده بود. شکل ۱ نمایی از مدل فیزیکی ساخته شده را بطور شماتیکی نشان می دهد. مدت زمان آزمایش برای گزینه شاهد حدود ۱۱ روز و برای گزینه مورد آزمایش حدود ۲ روز

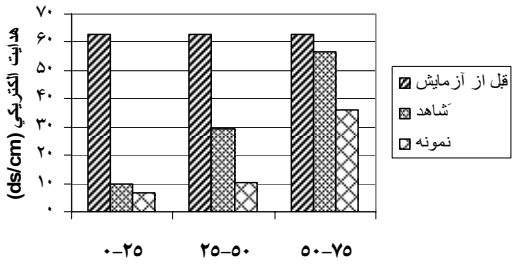
طول کشید تا خروج آب از انتهای ظرف تقریبا قطع شود. بعد از اتمام آزمایش از هر ۲۵ سانتیمتر خاک از بالا به پایین یک نمونه تهیه و مورد تجزیه شیمیایی قرار گرفت. پارامترهای شیمیایی آب آبشویی مورد استفاده نیز قبل شروع آزمایش و بعد از اتمام آزمایش که از انتهای ظرف خاک خارج و در ظروف مربوط به گزینه مورد آزمایش و شاهد جمع شده بودند اندازه گیری شدند.



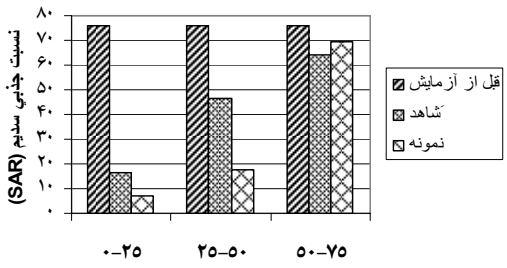
شکل ۱ - مدل فیزیکی آزمایشگاهی

نتایج و بحث

نتایج حاصل از این تحقیق نشان می دهد که مدت زمان آبشویی با اعمال جریان الکتریکی بر خاک از ۱۱ روز به ۲ روز کاهش یافته و علاوه بر آن شوری و قلیائیت خاک نیز از کاهش چشمگیری برخوردار بوده است. اشکال ۲ و ۳ این وضعیت را نشان می دهند. با توجه به اشکال مذکور ملاحظه میشود که خاک اصلاح پذیر بوده و در صورت استفاده از مواد اصلاح کننده می توان شوری و قلیائیت خاک را به اندازه مطلوب کاهش داد.



شکل ۲- هدایت الکتریکی خاک قبل و بعد از آزمایش برای گزینه شاهد و مورد آزمایش



شکل ۳- هدایت الکتریکی خاک قبل و بعد از آزمایش برای گزینه شاهد و مورد آزمایش

کیفیت آب مورد استفاده نیز قبل و بعد از آبشویی ازنظر شوری و قلیائیت و pH مورد آزمایش شیمیایی قرار گرفت که خلاصه نتایج آن در جدول ۱ ارائه شده است. با توجه به افزایش چشمگیر شوری و قلیائیت آب خروجی از زهکش سیستم می توان نتیجه گرفت که خاک قابل اصلاح بوده و اعمال انرژی الکتریکی علاوه بر کاهش زمان موجب کاهش بیشتر شوری و قلیائیت خاک گردیده است.

در حالت کلی می‌توان نتیجه گرفت که قرار دادن یک نوار فلزی بر روی فیلتر زهکشهای لوله ای زیرزمینی به

عنوان کاتد و یک یا چند الکترود میله‌ای در قسمت فوقانی خاک بعنوان آند و اعمال جریان الکتریکی بر خاک می‌توان سرعت عمل اصلاح پذیری خاک را از نظر شوری و قلیائیت افزایش داد و در صورتیکه کاتیونهای با ظرفیت بالا نظیر کلسیم به آب آبشویی اضافه شود براحتی جایگزین سدیم شده و سدیم از خاک خارج می شود و آزمایشهای انجام شده توسط سایر محققین نیز این موضوع را تأیید می نمایند.

جدول ۱- کیفیت آب آبشویی قبل و بعد از آزمایش

		pH	EC(ds/m)	SAR
قبل از آبشویی		۷/۵	۲/۸	۵/۵
بعد از آبشویی	شاهد	۷/۳	۱۲۲/۳	۱۹۸/۷
	نمونه	۷/۶	۱۵۴/۸	۱۲۳/۸

با توجه به اینکه آزمایشات آبشویی برای خاکهای با درجه محدودیت بالای شوری و قلیائیت و برای خاکهای با نفوذپذیری پایین و تقریبا در محیط اشباع صورت می گیرد بدلیل بالا بودن هدایت آلکتریکی و وجود مقدار بالای رس در خاک، کشش جریان الکتریکی به حداقل مقدار خود می رسد. بنابراین این روش از راندمان بالایی برخوردار بوده و می توان براحتی به اهداف مورد نظر نائل شد و حجم آب آبشویی را به اندازه قابل ملاحظه ای کاهش داد.

منابع

[۱] نیک نژاد، د.۱۳۸۵. اصلاح خاک با استفاده از پدیده الکترواسمز، مجموعه مقالات نهمین همایش ملی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی اصفهان، ایران. ،صفحه ۵۸.

[2] Das, B.M.1987. Advanced soil mechanics. Mc Graw – Hill Book Company. New york. 511 pp.

[3] Gordon, C.C. Yang, S. 1998 . Removal of lead from a silt loam soil by electrokintic remediation. Journal of Hazardous Material. No. 58. pp. 285-299.

[4] Shrestha, R. Fisher, R. and Rahner, D. 2003. Behavior of cadmium,lead and zinc at the sediment/ water interface by electrochmically initiated processes. Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng.Aspects, No. 222. pp. 261-271.

ارزیابی توان گیاهان آفتابگردان، سورگوم، شبدر و یونجه در ذخیره سازی، انتقال و زوال عناصر سنگین در خاک و نحوه توزیع این عناصر در اندامهای گیاهی

خوشناز پاینده و مصطفی چرم

عضو هیئت علمی دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز، استادیار دانشگاه شهید چمران اهواز

مقدمه

با پیشرفت و توسعه تکنولوژی، فلزات و مواد آلی سمی در ریزوسفر و یا دراثر انتقال از خاک به گیاه، عملکرد و سلامت غذایی گیاه و بالطبع انسان و محیط زیست را به مخاطره می اندازند، بنابراین جابجایی، حذف و یا تخفیف اثر آنها در محیط زیست بر پایه روشهای علمی و پژوهشی پیشرفته یک ضرورت محسوب میشود. اکثر تکنولوژیهای متفاوتی که توانایی سمیت زدایی، غیرفعال سازی و جابجایی ترکیبات آلوده را از خاک دارند براساس روشهای استخراج فیزیکو شیمیایی است. اغلب این تکنیک ها پرهزینه بوده و کاربری اراضی برای تولید محصول و نیز فعالیتهای حیاتی را کاهش می دهند. بنابراین بهتر است تا حد ممکن از روش های بیولوژیک مناسب، مقرون به صرفه و طبیعی در محل استفاده شود. یکی از این روش ها، روش گیاه پالایشی است؛ که عبارت است از یک تکنولوژی با هزینه کم و در سطح معمول با استفاده از کشت گیاهان سوپر جاذب نظیر کلزا، علوفه، و گونه های چوبی بمنظور خروج، نگه داری و بی اثر کردن آلاینده های زیست محیطی نظیر فلزات سنگین، ترکیبات نفتی در خاک و آب(۱). مکانیزم عمده در گیاه پالایی فلزات سنگین عمل جذب و تجمع این عناصر در بافتهای مختلف گیاهی می باشد. از جمله مکانیزم های دیگر گیاه پالایی، نگهداشت این عناصر در محیط ریشه بوسیله جذب سطحی فلزات سنگین توسط ریشه گیاه می باشد(۲). در مکانیزم دوم انتقال کم فلز از ریشه به ساقه یک فاکتور محدود کننده برای استفاده از روش گیاه پالایی می باشد اما این روش حداقل این مزیت را دارد که حتی اگر عناصر سنگین در ریشه گیاهان جذب سطحی شوند و به بافت های گیاهی منتقل نشوند در سطح ریشه باقی مانده و حداقل از انتقال این عناصر به نقاط دیگر جلوگیری خواهد شد. تحقیقات نشان داده اند که کاهو و مچسم و گندم بیشترین پتانسیل را برای استخراج سرب و چغندر برای استخراج کادمیوم و ذرت و آفتاب گردان برای جذب روی مناسب می باشند(۴،۳).

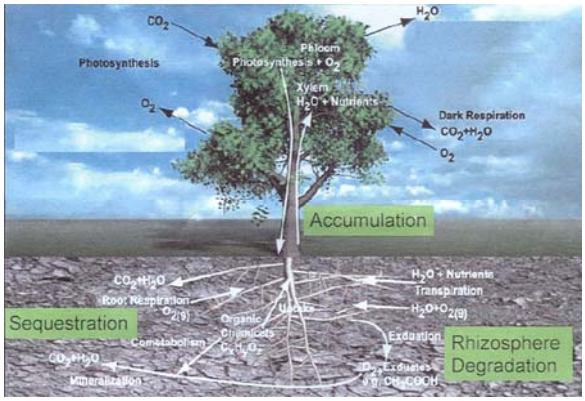
مواد و روشها

این تحقیق با هدف ارزیابی رقابت گیاهان برای ذخیره سازی، انتقال و زوال آلاینده های محیط زیست از جمله فلزات سنگین و نیز نحوه توزیع این عناصر در اندامهای مختلف گیاهان با ۵ تیمار گیاهی (آفتابگردان، سورگوم، شبدر، یونجه و شاهد) و سه سطح غلظت انتخابی برای هر یک از عناصر کادمیم (۰،۵۰،۱۰۰) ، سرب (۰، ۴۰۰، ۸۰۰) میلی گرم در کیلوگرم در سه تکرار بصورت آزمایش گلخانه ای در قالب طرح آماری کاملاً تصادفی طراحی وبصورت ذیل اجرا شد. خاک پس از هوا خشک شدن و تعیین برخی خصوصیات فیزیکوشیمیایی، به عناصر سنگین Cd , Pb آلوده گشت. سپس مقدار ۸۰۰ گرم خاک آلوده را توزین و به گلدانهای ۱kg، پی وی سی افزوده گردید. با توجه به آزمون خاک مقداری کود شیمیایی به صورت نیترات آمونیوم و فسفات پتاسیم و جهت تعدیل کیفیت خاک مقداری کود آلی پوسیده به آن اضافه گردید. بعد از اتمام دوره رشد، جهت تعیین کارآمدترین گیاه در حذف آلاینده ها، خاک ریزوسفری از محل اطراف ریشه گیاه برداشته و پس از عصاره گیری میزان عناصر سنگین باقی مانده در خاک توسط دستگاه اتمیک تعیین شد. گیاهان داخل گلدانها نیز برداشت و ریشه و بخش هوایی تمامی نمونه ها تفکیک شدند و پس از هضم خشک، غلظت عناصر سنگین در هر یک از آنها توسط دستگاه اتمیک قرائت شد. مقدار توده زیستی خشک (بیوماس) برای ریشه و بخش هوایی هر گیاه نیز مشخص شد.

نتایج و بحث

نتایج آنالیز گیاهی نشان داد که علیرغم خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاکهای مورد مطالعه جدول (۲)، میزان

آلودگی خاکها به عناصر سنگین در میزان تجمع این فلزات در اندامهای مختلف تیمارهای گیاهی تأثیرمعنی داری داشته است و غلظت این عناصر در اندامهای گیاهی با افزایش غلظت قابل جذب آنها در خاک افزایش می یابد. با این تفاوت که افزایش غلظت سرب، تاثیر معنی داری بر مقدار این عنصردر اندام های هوایی ندارد. عنصرکادمیم متحرک بوده و به آسانی توسط ریشه جذب و به اندامهای هوایی انتقال یافته بنابراین طبیعی است که در اندامهای گیاهی پخش شود و حداکثر میزان آن در ساقه گیاهان مشاهده شد. اما عنصر سرب به علت تحرک پایین، حداکثر آن در ریشه و حداقل آن در اندامهای هوایی مشخص گردید. علاوه بر آن کادمیم نسبت به سرب جذب بیولوژیک بیشتری داشته است. با افزایش سطح غلظت کادمیم از ۵۰ به ۱۰۰ ppm و سرب از ۴۰۰ به ۸۰۰ ppm تعداد جوانه ها، تعداد برگها، ماندگاری گیاه سبز و وزن خشک گیاهان شبدر، یونجه و سورگوم به شکل معنی داری کاهش پیدا کرد. که نشان میدهد این سمیت نه تنها براندام هوایی تأثیر کرده وسبب کوتاه تر شدن گیاهان گردیده بلکه این پدیده سبب پلاسیدگی وخشک شدن زودرس گیاه می شود همچنین بر ریشه گیاهان نیز تأثیر کرده بطوریکه در غلظتهای بالای آلودگی خاک از گستردگی ریشه درخاک کاسته شده است. کاهش اندام هوایی و ریشه سبب کاهش توده زیستی در غلظتهای بالای آلودگی می شود. خصوصیات ذکر شده در این گیاهان تا غلظت متوسط نسبت به تیمار شاهد تغییرچندانی نداشته یا به عبارت دیگر اثرات سوء حاصل از آلایندگی فلزات سنگین تا سطح ۵۰ppm کادمیم و ۴۰۰ppm سرب بر روی این خصوصیات معنی دار نمی باشد. اما ضریب انتقال که عبارتست از نسبت عنصر در اندام هوایی به غلظت کل عنصر در خاک که بیشترین مقدار آن مربوط به عتصر کادمیم بود در آفتابگردان تقریباً ۲ برابر تیمارهای گیاهی دیگرمیباشد، که خود نشان دهنده پتانسیل بالاتر استخراج آلاینده ها توسط این گیاه است. در جریان گیاه پالایی برای اینکه ظرفیت واقعی پالایش عناصر سنگین توسط گیاهان مشخص گردد از شاخصی به نام شاخص جذب استفاده شد. که این شاخص از حاصلضرب شاخص ماده خشک تولیدی در غلظت عنصر در اندام هوایی بدست می آید؛ که حداکثر شاخص مربوط به تیمار آفتابگردان است. در بین گیاهان انتخاب شده آفتابگردان با ۹۰٪ توان گیاه پالایی، به علت استعداد ذاتی گیاه مذکور در جذب و نگهداری عناصر سنگین و نیز حداکثر بیوماس کارآمدترین گیاه محسوب شد. و سورگوم با ۸۰٪ توانایی به علت سیستم ریشه ای افشان خود و برتری در ایجاد اثر ریزوسفری فعال تر و مناسب تر ازگیاهان یونجه و شبدر در حذف آلاینده ها می باشد. اما گیاه یونجه با ۸۰٪ و شبدر با ۷۹٪ توانایی اختلاف معنی داری با هم نداشتند. علاوه بر آن اثر بیوماس گیاهان بر درصد حذف آلاینده ها معنی دار می باشد به این ترتیب که هر چه رشد و نمو گیاهان بیشتر باشد و سلامت گیاه کمتر به خطر افتد توان گیاه پالایی افزایش می یابد. روابط اجزاء اکوسیستم ها به منظور تناسب و سازگاری هر چه بیشتر آنها در افزایش بازدهی گیاه پالایی نقش مهم و تعیین کننده ای دارند و به احیاء اکوسیستم های آلوده کمک می کند بخصوص استفاده از سویه ها و گیاهان بومی غالب به علت سازش پذیری و تحمل پذیری آنها به شرایط اقلیمی و واقعی خاک برای کارایی مؤثر ریشه گیاهان درمحیط های زیر تنش فلزات سنگین مفید میباشد. علاوه بر آن این گیاهان هرگز نباید دوباره به خاک برگردانیده و یا توسط انسان و یا دام وارد چرخه عناصر غذایی شوند.



شکل ۱- مکانیزم گیاه پالایی

جدول ۱- برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	OC (%)	EC(ds/m)	PH
۵۵	۲۷	۱۸	۰/۷	۱/۸	۷/۴

جدول ۲- غلظت سرب و کادمیم در خاک و گیاه آفتابگردان (میلی گرم بر کیلو گرم)

Treatments	Soil	Shoot	Root	SPTC
Pb	۰	۱/۲۳b	۱۲۷c	۱/۳C
	۴۰۰	۱۰۲a	۷۳۲ b	۰/۳ b
	۸۰۰	۱۲۵ a	۹۳۴ a	۰/۱۲a
Cd	۰	۰/۰۱ c	۳/۴۵C	۰/۲۲a
	۵۰	۱۳/۷b	۵۲۱/۸b	۰/۲a
	۱۰۰	۲۸/۵a	۶۲۰ a	۰/۲a

منابع

[1] Flathman, P. E., Lanza, G. R. 1998. Phytoremediation current views on an Emerging Green Technology. Journal of soil contamination 7:475-433.

[2] Hrudey,S. E., Pollard, S. J. 1995. the Challeng of Contaminates Sites:Remediation Approaches in North America. Environmental Review 1:55-72

[3] Zhu, J., G, Sun, and X, Fang. 2004. Genotypic differences in effects of cadmium and elements on plant growth and contents of and elements in 14 cultivas of Bai Cai. Journal of environ. SCI. and health. 39(4): 675- 687.

[4] Perronent, K. and J.Louis Morel. 2003. Distribution of cadmium and zink in the hyperaccumalator Thlaspi Caerulescens grown on multicontaminated soil. Plant and Soil. 264:19-25.

بررسی میزان و تأثیر فلزات سنگین حاصل از فعالیتهای تولیدی کارخانجات صنعتی فولاد و نورد اهواز برکیفیت خاک، سلامت محصولات زراعی و ارائه روش گیاه پالایشی بعنوان راهکاری برای بهبود آن

خوشناز پاینده و احمد لندی

عضو هیئت علمی دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز، استادیار دانشگاه شهید چمران اهواز

مقدمه

نظام اکولوژی نظامی فراگیر و بهم پیوسته است و اقدامات انسانی نیز ترکیبی از فعالیت های بزرگ، کوچک و تکراری است. مسلم است که هر تصمیم و اقدام انسانی، چه خرد و چه کلان، در بستر نظام اکولوژی مجتمع می شوند و چه بسا فعالیت های خرد انسان به علت فراوانی، تکرار، توزیع گسترده و تجمع آنها در محیط زیست نقش تعیین کننده تری داشته باشد. صنایع فولاد (ذوب و نورد) در کنار قابلیت ایجاد نشانزدهای محیط زیست به صورت انفرادی، در صورتی که در یک واحد فضایی و یا منطقه ای مشترک مجتمع شوند، بطور بدیهی دارای نشانزدهای محیط زیستی با اهمیت تری خواهند بود که این موضوع ضرورت اجتناب از رویکردهای مبتنی بر اتفاق و اتخاذ نوعی نظام برنامه ریزی مبتنی بر پیش بینی را برجسته می نماید. توده های عظیم مواد زائد و کنسانتره های معدنی در مجاورت کارخانجات صنعتی که اکثراً فاصله کمی با زمین های کشاورزی دارند، می توانند باعث آلودگی گسترده زمین های کشاورزی از طریق باد یا سیلاب فصلی شود و خاک بعنوان یکی از مهم ترین اجزای محیط زیست، در یافت کننده پس مانده های صنعتی است(۱). و هرگونه تغییر منفی در محیط خاک اثرات زیان آوری بر کیفیت محصولات زراعی و به تبع آن سلامت غذایی جوامع بشری خواهد داشت که در نهایت تندرستی انسانها را به چالش می کشاند. بنابراین ناگزیریم مسائل بالقوه آلودگی خاک را در چارچوب پیش بینی خطرات و صدمات احتمالی در کیفیت خاک و سلامت محصولات زراعی بررسی نماییم. لذا این تحقیق با هدف بررسی میزان و تأثیر فلزات سنگین حاصل از فرآیندهای تولیدی کارخانجات صنعتی فولاد و نورد استان خوزستان بر کیفیت خاک و سلامت محصولات کشاورزی بوده که به صورت گردوغبار یا از راه پسابهای خروجی انتقال پیدا می کنند، صورت گرفته است.

مواد و روشها

به‌همین منظور مناطقی از استان خوزستان که محل استقرار این کارخانجات بودند انتخاب و نمونه‌ها به فاصله ۱ کیلومتر تا شعاع ۱۰کیلومتری در سه عمق۰-۱۵cm، ۱۵-۳۰cm، ۳۰-۵۰cm و سه تکرار تهیه و موقعیت جغرافیایی محلهای نمونه‌برداری بوسیله دستگاه مکانیاب(GPS) تعیین و آدرس دقیق آنها ثبت گردید. نمونه‌ها پس از انتقال به آزمایشگاه، هوا خشک شدن، کوبیدن و عبور از الک دو میلیمتری جهت تعیین برخی خصوصیات‌فیزیکی و شیمیایی با روشهای معمول آزمایشگاهی مورد آنالیز قرارگرفت. پس از عصاره‌گیری از نمونه‌ها مقدار قابل‌جذب فلزات‌سنگین نیکل، روی، مس، کادمیم و آهن در نمونه های خاک توسط دستگاه اتمیک تعیین شد. علاوه بر آن مقدار کل فلزات سنگین نیز در بعضی نمونه‌ها جهت مقایسه اندازه گیری گردید. همراه با نمونه‌های خاک، نمونه‌های گیاهی نیز عصاره‌گیری و غلظت عناصر سنگین ذکر شده در آنها اندازه‌گیری و با حدود مجاز مقایسه و تجزیه و تحلیل داده ها صورت گرفت.

نتایج و بحث

نتایج نشان دادند بافت خاکهای این منطقه نسبتاً سنگین و از نوع لومی می‌باشد. هدایت الکتریکی خاکهای این مناطق بیشتر از ۱۲دسی زیمنس بر متر می‌باشد. هدایت الکتریکی غبارات صنایع فولاد معمولاً بالاست و بیشتر از ۷ دسی زیمنس‌برمتر می‌باشد و قائدتا غبارات صنایع‌فولاد با پراکنش ذرات‌گرد و غبار و رهاسازی‌نمکهای محلول درخود منجر به افزایش EC خاک می‌شود(۳). تحقیقات نشان داده‌اند که افزودن ضایعات صنعتی به یک خاک باعث ۳ واحد افزایش در هدایت‌الکتریکی عصاره اشباع خاک می‌شود(۲). اسیدیته‌خاکهای تحت‌الشعاع این کارخانجات با نزدیکتر

شدن به محل استقرار این صنایع از ۷/۶ به ۸/۵ افزایش می یابد و شدیداً آهکی است. PH غبارات صنایع فولاد در حدود ۱۲/۸ است که نشان دهنده قلیایی بودن این ترکیبات می‌باشد. پتانسیل آهک دهی ذرات گرد و غبار آن ناشی از اکسیدهای سدیم، کلسیم و منیزیم است که با آب قلیائیت خالص تولید می کنند و به این ترتیب باعث خنثی سازی هیدروژن های محلول خاک می شوند. تحقیقات نشان داده است با کاربرد ۵/۳ گرم از غبارات صنایع فولاد در یک خاک گلدانی، PH آن از ۴/۷ به ۵/۸ افزایش یافته است(۴). نتایج تجزیه خاک نشان می دهد که خاک تا شعاع ۱۰ کیلومتری تحت تأثیر غبارات کارخانجات قرار گرفته که مقدار قابل جذب فلزات سنگین در اراضی که در فاصله ۱ کیلومتری کارخانجات قرار دارند حداکثر می‌باشد. از جمله فلزاتی که غلظت قابل جذب آنها از حد نرمال بیشتر به نظر می‌رسد می‌توان به آهن و نیکل اشاره نمود. که حداکثر غلظت آنها در مجاورت کارخانه بترتیب ۵۷/۱۷ و ۹/۹میلی‌گرم در کیلوگرم می‌باشد جدول(۲). اما باتوجه اینکه گیاهان موجود در این محل مصرف خوراکی ندارند(اکالیپتوس و کهور) لذا کاشت آنها در آنجا بلامانع است. غلظت آهن قابل جذب از کلیه فلزات سنگین اندازه گیری شده بیشتر می‌باشد. اگر چه غلظت فلزات سنگین اندازه‌گیری شده کمتر از ماکزیمم مقدار مجاز می باشد جدول(۱)، ولی باید توجه داشت که در این اندازه‌گیری، مقدار قابل جذب فلزات سنگین که جزء کوچکی از کل فلزات سنگین در خاک را تشکیل می‌دهد، اندازه‌گیری شده است. مقایسه مقدار قابل جذب عناصر سنگین با مقدار کل آنها در خاک نشان می‌دهد که از کل آهن موجود در خاک بطور متوسط ۶ درصد و در مورد نیکل، روی، مس، کادمیم به ترتیب ۳،۴، ۱۳،۲۲ درصد به صورت قابل جذب می‌باشد. بنابراین چنانچه مقادیر قابل جذب فلزات سنگین اندازه‌گیری شده را ضرایب مربوطه ضرب‌کنیم کلیه عناصر مقدار آنها از حد مجاز بیشتر می‌باشد. در مورد این عناصر باید گفت شرایط قلیایی خاک مانع از افزایش غلظت قابل‌جذب آنها بیش از حدمجاز در خاک می‌شود. افزایشPH خاک منجر به جذب این عناصر توسط رس‌های سیلیکاتی، هوموس و آلوفان ها شده و همچنین با هیدروکسیدها و کربنات های نامحلول تشکیل رسوب می‌دهند. بنابراین قابلیت جذب این عناصر با افزایش PH خاک کاهش می‌یابد. که مانع از ایجاد آلودگی در گیاهان این منطقه می‌شود. بیشترین آلودگی در نمونه‌های‌گیاهی نیز مربوط به عنصر آهن و در گیاه کهور می‌باشد که در مجاورت کارخانجات قرار دارند. بنابراین برای رسیدن به حداکثر عملکرد و کمترین میزان آلودگی در این مناطق می‌توان با بکارگیری تدابیر لازم جهت پاکسازی مانند استفاده از روش گیاه‌پالایشی می‌توان از افزایش آلودگی در سالهای‌آینده جلوگیری نمود. بدیهی‌است برای اینکه گیاه پالایی به یک فناوری‌کامل، کارا و موفق در این منطقه تبدیل‌شود یافتن گونه‌های بومی و سازگار جاذب، یافتن گونه‌های زراعی‌جاذب یا زیست توده زیاد و افزایش راندمان پالایش به کمک روشهای‌مدیریتی‌صحیح مانند استفاده از موادبهساز مثل اصلاح‌کننده‌های‌آلی(کودگاوی‌وکمپوست) بجای موادشیمیایی که ترجیحاً فلزات آهن، سرب، روی را به‌واسطه تشکیل نمکهای غیرمحلول تثبیت می‌کنند حائز اهمیت است و گیاهان آفتاب گردان، اکالیپتوس، کهور و ذرت گونه‌های بومی مناسب و سازگار جاذب برای این منطقه می‌باشند.

جدول ۱- محدوده نرمال و مقدار ماکزیمم مجاز فلزات سنگین در خاک

عنصر	محدودهٔ مقدار نرمال برحسب PPM	مقدار ماکزیمم مجاز برحسب PPM
نیکل	۵- ۲	۵۰
مس	۲۰-۱	۱۰۰
روی	۵۰- ۳	۳۰۰
کادمیم	۱-۰/۱	۳
سرب	۲۰-۰/۱	۱۰۰

جدول ۲- مقدار قابل جذب فلزات سنگین در نمونه های سطحی خاکهای اطراف کارخانجات فولاد

شماره نمونه	نوع عنصر مورد اندازه گیری (میلی گرم در کیلوگرم)					
	Fe	Cu	Ni	Zn	Cd	PH
۱	۵۷/۷	۲/۹	۹/۹	۴/۸	۰/۲	۸/۳
۲	۴۵/۶	۱/۹	۹/۵	۶/۶	۰/۱۵	۸/۳
۳	۳۷/۱	۱/۷	۸/۳	۶/۴	۰/۱۲	۸/۱
۴	۲۵/۸	۱/۶	۵	۵/۷	۰/۱	۷/۸
۵	۱۹/۲	۱/۵	۷/۲	۷/۴	۰/۱۲	۷/۸
۶	۱۸/۳	۱/۹	۵/۳	۷/۱	۰/۱۲	۷/۹
۷	۱۷/۵	۱/۵	۶	۵/۵	۱/۵	۷/۸
۸	۱۴/۷	۲/۲	۵/۵	۶/۲	۰/۵	۷/۵
۹	۱۳/۵	۲/۴	۵/۱	۱۰	۰/۲۲	۷/۷
۱۰	۱۵	۲/۴	۴/۵	۱۲/۳	۰/۲۵	۷/۶

منابع

[1] Alloway, B. 1995. Heavy metals in soils, Blackie Academic and professional.

[2] Khan, M. 1996. The effect of fly ash on plant growth and yield of tomato. Environment pollution. 92: 105 - 111.

[3] Wong, J. 1995. The production of artifical soil mix from coal fly ash and sew age sluge. Environ. Technol. 16: 741–75.

[4] Wong, J. 1995.The production of artifical soil mix from coal fly ash and sesluge. Environ.Technol. 16: 741–751.

تاثیر فلزات سنگین روی و کادمیم بر فرآیند بیولوژیکی نیتریفیکاسیون در دو خاک آهکی و غیرآهکی

نجمه یزدان پناه[۱]، امیر فتوت، امیر لکزیان و غلامحسین حق نیا[۲]

۱- فارغ التحصیل کارشناسی ارشد گروه خاکشاسی دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد.

۲- عضو هیات علمی گروه خاکشاسی دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد.

E-mail:najmeyazdanpanah@yahoo.com

مقدمه

خاک یکی از مهمترین منابع تجدید شونده طبیعی است که علاوه بر تأمین غذای بشر، نقش مهمی در حفظ کیفیت محیط زیست دارد. بنابراین مهمترین گام در حفظ محیط زیست، حفظ کیفیت خاک است. به منظور ارزیابی کیفیت خاک شاخص‌های زیستی متعددی ارائه شده است که یکی از مهمترین آنها نیتریفیکاسیون می‌باشد. در پدیده بیولوژیکی نیتریفیکاسیون، نیتروژن از فرم آمونیوم به نیترات که تنها شکل قابل جذب برای گیاهان است، تبدیل می‌شود. از سوی دیگر در دهه‌های اخیر فعالیت‌های بشر از جمله استفاده از لجن فاضلاب، سموم و علفکش‌ها سبب تجمع فلزات سنگین در سطح خاک و آلودگی آن شده که می‌تواند زندگی موجودات زنده را به مخاطره بیاندازد. این فلزات اثر سمی داشته و بر رشد گیاهان و فعالیت میکروارگانیسم‌ها نیز اثر سوء می‌گذارد. با توجه به مقادیر فراوان خاکهای آهکی در ایران، اطلاعات زیادی در مورد اثر فلزات سنگین بر فعالیت میکروبی در خاک‌های کشورمان وجود ندارد که به دلیل اهمیت زیاد نیتریفیکاسیون، این تحقیق شکل گرفت.

مواد و روشها

برای انجام این آزمایش دو خاک با درصد آهک مختلف (خاک آهکی و غیرآهکی) انتخاب شد. آزمایش به منظور اندازه گیری نیتریفیکاسیون به صورت فاکتوریل در دو خاک آهکی و غیرآهکی، ۲ سطح نیتروژن به فرم $(NH_4)_2SO_4$ (۰ و ۱۰۰ میکروگرم در گرم خاک)، ۶ سطح فلز سنگین (کادمیم با غلظت ۰، ۱۰ و ۱۰۰ میکروگرم در گرم خاک و روی با غلظت ۰، ۱۰۰ و ۵۰۰ میکروگرم در گرم خاک) در قالب طرح کاملا تصادفی با ۳ تکرار در محیط آزمایشگاه انجام گرفت. پس از افزودن محلول سولفات کادمیم با غلظت ۰، ۱۰ و ۱۰۰ میکروگرم در گرم خاک و محلول سولفات روی با غلظت ۰، ۱۰۰ و ۵۰۰ میکروگرم در گرم خاک، تیمارها به دو بخش مساوی تقسیم شده و به هر قسمت آمونیوم به فرم سولفات اضافه شد. پس از اتمام دوره انکوباسیون (۴۵ روز) میزان نیترات تولید شده توسط دستگاه یون متر اندازه‌گیری گردید [۴].

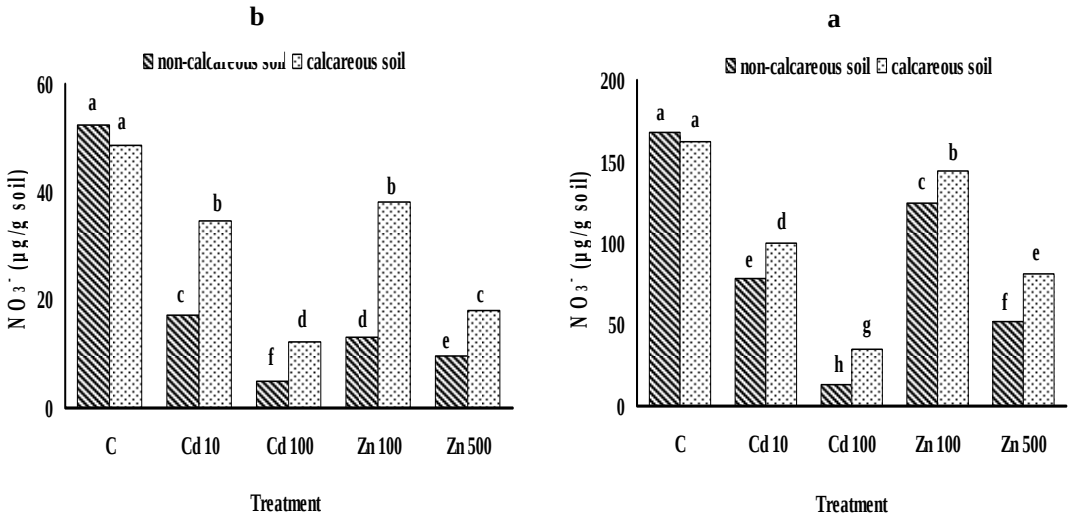
نتایج و بحث

در طول ۴۵ روز انکوباسیون، فلزات سنگین کادمیم و روی بر پدیده نیتریفیکاسیون در دو خاک آهکی و غیرآهکی تاثیر قابل ملاحظه‌ای داشتند (شکل ۱). میزان نیترات تولید شده در حضور آمونیوم در تیمار کادمیم با غلظت ۱۰ میکروگرم بر گرم خاک نسبت به شاهد در خاک آهکی و غیرآهکی به ترتیب ۳۸ و ۵۳٪ کاهش یافت. غلظت ۱۰۰ میکروگرم کادمیم بر گرم خاک در مقایسه با غلظت ۱۰ میکروگرم کادمیم بر گرم خاک اثر بازدارندگی بیشتری بر نیتریفیکاسیون داشت. بطوریکه میزان نیتروژن معدنی شده بسیار ناچیز و حدود ۷۸٪ در خاک آهکی و ۹۲٪ در خاک غیرآهکی نسبت به تیمار شاهد کاهش نشان داد. فلز Zn نیز تاثیر منفی بر فرآیند نیتریفیکاسیون داشت چنانچه غلظت ۱۰۰ و ۵۰۰ میکروگرم روی بر گرم خاک آهکی به ترتیب ۱۱ و۵۰٪ و در خاک غیرآهکی۲۶ و ۶۹٪ نسبت به تیمار شاهد اثر بازدارندگی داشت. فلزات سنگین می‌توانند بر میکروارگانیسم‌های مسوول نیتریفیکاسیون اثر سمی و کشنده داشته باشند و بسیاری از نیتریفیکاتورهای حساس را از بین ببرند [۱]. علاوه‌براین فلزات سنگین با غیرفعال کردن آنزیم‌های موثر در فرآیند نیتریفیکاسیون سبب کاهش یا توقف فعالیت نیتریفیکاتورها می‌شوند و در نتیجه عمل

نیتریفیکاسیون به کندی انجام می‌گیرد یا اینکه کاملاً متوقف می‌شود. همچنین فلزات سنگین از طریق تشکیل کمپلکس با سوبسترا از قابلیت فراهمی سوبسترا می‌کاهند و بهمین دلیل نیتریفیکاتورها برای متابولیسم خود با کمبود انرژی مواجه می‌شوند [۱]. مقایسه میزان فعالیت نیتریفیکاتورها در تیمارهای کادمیم و روی در هر دو خاک نشان داد که سمیت فلز Cd نسبت به Zn بیشتر بوده و در خاک آهکی و غیرآهکی مقدار نیترات تولید شده از فرآیند نیتریفیکاسیون در تیمار حاوی Cd کمتر از تیمار حاوی Zn می‌باشد.

رفتار شیمیایی فلزات به خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک بستگی دارد و از آنجا که بارزترین تفاوت در خاک های مورد مطالعه در این تحقیق، درصد آهک است و همچنین بر اساس مطالعات Mc Bride [۳] فلزات سنگین کاتیونی بر روی ذرات کربنات کلسیم خاک جذب سطحی و گاهی اوقات رسوب (Co-precipitation) می‌شوند، لذا به نظر می‌رسد پدیده رسوب باعث کاهش حلالیت و قابلیت دسترسی Zn و Cd می شود که به تبع اثرات سمیت آن ها بر نیتریفیکاتورها کاهش می‌یابد. لازم به ذکر است میزان آمونیوم پس از پایان ۴۵ روز انکوباسیون اندازه‌گیری شد تا اطمینان لازم از تفکیک اثر فلزات سنگین کادمیم و روی بر فرآیند نیتریفیکاسیون و محدودیت سوبسترا حاصل شود.

نیتریفیکاسیون شامل دو مرحله تبدیل آمونیوم به نیتریت و تبدیل نیتریت به نیترات می‌باشد که با اندازه‌گیری یون سمی نیتریت مشخص شد تجمع آن رخ نداده و دومین مرحله (تبدیل نیتریت به نیترات) توسط اولین مرحله (تبدیل آمونیوم به نیتریت) محدود نمی‌شود.



شکل ۱- میزان نیترات تولید شده در حضور (a) و عدم حضور (b) آمونیوم در دو خاک آهکی و غیرآهکی

در تیمارهای حاوی آمونیوم خاک‌های آهکی و غیرآهکی نتیجه‌ای مشابه تیمارهای فاقد آمونیوم مشاهده شد. اما نکته قابل توجه در این بود که اختلاف نیترات تولید شده در تیمارهای حاوی آمونیوم در خاک آهکی و غیرآهکی به اندازه تیمارهای فاقد آمونیوم در این دو خاک فاحش نبود. زیرا در خاک‌های آهکی NH_4^+ از طریق واکنش با یون OH^- به NH_3 تبدیل می‌شود. فرم NH_3 درخاک‌های آهکی (pH>۷/۵) برای میکروارگانیسم‌ها بویژه باکتری‌های نیتروباکتر سمی بوده و بدین ترتیب اثرات منفی فلزات سنگین Cd و Zn را تشدید می‌کند. بنابراین فرآیند نیتریفیکاسیون با شدت کمتری انجام می‌گیرد [۲]. علاوه براین فرم NH_3 فرار بوده و می‌تواند ازخاک متصاعد شود و این بدین معنی است که از میزان سوبسترای نیتریفیکاتورها بطور قابل ملاحظه‌ای کاسته می‌شود که به دنبال آن نیز فرآیند نیتریفیکاسیون کاهش می‌یابد. یکی از مهمترین پیامدهای فرآیند نیتریفیکاسیون کاهش اسیدیته خاک می‌باشد زیرا در طی دو مرحله فرآیند نیتریفیکاسیون علاوه بر یون نیتریت ونیترات، یون هیدروژن نیز تولید می‌شود [۵] با توجه به اینکه pH اولیه خاک آهکی و غیرآهکی مورد مطالعه مشابه هم بودند تاثیر فرآیند نیتریفیکاسیون بر pH خاک‌های مورد مطالعه به میزان تاثیر کادمیم و روی و مقدار پیشروی فرآیند نیتریفیکاسیون بستگی دارد (جدول ۱).

جدول ۱- pH در تیمارهای کادمیم و روی دو خاک آهکی و غیرآهکی

سوبسترا ($\mu g\ NH_4g^{-1})_4^+g^{-1}$)	کادمیم ($\mu g\ g^{-1}$) g^{-1})	pH خاک آهکی	pH خاک غیرآهکی
۰	۰	۷/۸	۷/۶
	۱۰	۷/۱	۷/۰
	۱۰۰	۷/۴	۷/۴
۱۰۰	۰	۷/۸	۷/۶
	۱۰	۶/۷	۶/۶
	۱۰۰	۷/ ۳	۷/۳

سوبسترا ($\mu g\ NH_4g^{-1})_4^+g^{-1}$)	کادمیم ($\mu g\ g^{-1}$) g^{-1})	pH خاک آهکی	pH خاک غیرآهکی
۰	۰	۷/۸	۷/۶
	۱۰	۶/۹	۶/۸
	۱۰۰	۷/۴	۷/۵
۱۰۰	۰	۷/۸	۷/۶
	۱۰	۶/۵	۶/۵
	۱۰۰	۷/۰	۷/۰

منابع

[1] Baath, E., 1989. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). Water, Air and Soil Pollution. 47, 335-379.

[2] Flowers, T.H., J.R., Callaghan, 1983. Nitrification in soils incubated with pig sullery or ammonium sulphate. Soil Biology and Biochemistry. 15, 337-342.

[3] McBride, M.B., 1989. Reactions controlling heavy metal solubility in soils. In: B.A. Stewart. Advances in Soil Science, Volume 10. Springer-Verlag New York Inc. New York, USA.

[4] Page, A.L., R.H., Miller, D.R., Keeney, 1982. Methods of soil analysis (ed 2). Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin USA.

[5] Sarathchandra, S.U., 1978. Nitrification activities and the changes in the populations of nitrifying bacteria in soil perfused at two different H- ion concentrations. Plant and Soil. 50, 99-111.

بررسی تغییر تعادل کربن در خاکهای شور و قلیا تحت تاثیر کشت نیشکر

هادی عامری خواه و مصطفی چرم

به ترتیب عضو هیئت علمی و استادیار گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز
hadi.ameri@gmail.com

مقدمه

فاکتور های مدیریتی جنگل تراشی، سوزاندن زیست توده شخم زدن ، عملیات برداشت ، زهکشی اراضی مرطوب، تغییر نوع عملیات و مدیریت خاک ، آیش گذاری، نوع محصول، کاربرد کود و جنگلکاری بر دینامیک کربن خاک تاثیر گذارند[۲و۱] . تغییر کاربری اراضی اثرات معنی داری بر تغییرات اقلیم جهانی گذارده است و برآوردهای جدید نشان می دهد این تغییر کاربری اراضی طی ده سال انتهایی قرن بیستم به تنهایی سبب افزوده شدن ۱/۶ گیگا تن کربن به اتمسفر شده است [۴]. پیمان کیوتو به کشورهای عضو این پروتکل اجازه می دهد تا از حبس نمودن کربن به عنوان یکی از استراتژی‌های خود جهت کاهش ورودی کربن به اتمسفر و ایجاد ظرفیت جهت تولید بیشتر گازهای گلخانه‌ای استفاده نمایند [۳]. حبس نمودن کربن راه حل اساسی کاهش تغییرات اقلیمی است [۲]. بنا بر بند ه تبصره ۲۹ قانون برنامه اول توسعه دولت اجازه داده است تا ۸۴۰۰۰ هکتار از اراضی شور و قلیای لم یزرع خوزستان که فقط زیر پوشش علف های شور پسند است به مزارع نیشکر تبدیل شود. در این بررسی سعی شده است تا اثرات تغییر کاربری اراضی شور و قلیا و دستنخورده خوزستان به کشت نیشکر و اثرات این تغییر کاربری اراضی بر روی ذخیره کربن خاکها به عنوان شاخصی از پایداری و مقدار تصاعد کربن پرداخته شود.

مواد و روشها

محدوده اجرای طرح در جنوب غربی اهواز در کنار رودخانه کارون و جاده اهواز- خرمشهر واقع شده است و دارای ارتفاع متوسط از سطح دریای ۲تا ۱۶ متر می‌باشد. منطقه مورد مطالعه با ضریب زروترمیک ۲۵۴ جزو اقلیم نیمه بیابانی شدید می‌باشد و متوسط بارندگی آن ۲۱۸/۶ میلی متر می باشد. گیاهان بومی منطقه بر حسب نوع خاکها ختمی، پنیرک، شبدر وحشی، کهورک، خارشتر، اسفند و خار زرد، سالیکورنیا، سالسولا، کنار و گز می باشند. این مطالعه بر روی سری خاک کارون یکی از سری های شش گانه خاک در منطقه انجام شد که تحت تاثیر دو نوع پوشش نیشکر CP57-614 و نیز اراضی شور و قلیا تحت کشت گیاهان بومی نامبرده می‌باشد. سری خاک کارون جزء خاکهای hyperthermic, carbonatic,fine,typic torrifluvents با بافت سنگین (سیلتی کلی لوم می‌باشد. این خاک در مجموع ۲۳۷۰۰ هکتار از خاکهای منطقه مورد مطالعه را در بر گرفته و تشکیل دهنده ۴۳/۵ درصد کل اراضی است. کربن در چند بخش کربن آلی خاک و مقادیر متصاعد شده دی اکسید کربن، منواکسید کربن و متان اندازه گیری شد. روش مورد استفاده در این بررسی جهت اندازه گیری مقدار تصاعد استفاده ازسیستم چامبر بسته و اندازه گیری بوسیله **کروماتوگرافی گازی** مجهز به حسگرهای FID وTCD (UNICAM 610) می باشد. در هر تاریخ دمای خاک در عمق ۵ سانتی متری بوسیله ترمومتر دیجیتال (تستو) و رطوبت خاک تا عمق ۷ سانتی متری بوسیله تتا پروب (ساخت دلتا تی) اندازه‌گیری شد. مقادیر کربن آلی خاک، در کنار دیگر پارامتر های فیزیکی و شیمیایی به صورت ماهیانه اندازه گیری شد.

نتایج و بحث

مقدار کربن آلی خاکهای شور و قلیای منطقه در حال افزایش بوده و با نرخ بسیار کوچک ۰/۰۱ درصد در یک متوسط ۱۶ ساله رشد می یابد. ایجاد پوشش نیشکر در اراضی زهکشی شده ایجاد شده بر روی اراضی شور و قلیا سبب شده است تا نرخ تصاعد کربن به فرم دی اکسید کربن از مقدار ۰/۳۲۱گرم بر متر مربع در روز افزایش یافته و هدر رفت بیشتری را در فرم دی اکسید کربن را سبب می شود. لیکن نرخ کلی تعادل کربن در اکوسیستم جدید ایجاد شده همچنان بیلان مثبتی را به درون خاک نمایش می دهد و این افزایش در تصاعد کربن در این فرم گازی با جذب

منواکسید کربن توسط خاک و نیز افزایش مقدار کربن آلی به خاک بواسطه افزایش بیوماس از طریق ریشه و بقایای گیاهی افزوده شده و نیز توسعه رشد میکروارگانیسم ها بواسطه حذف محدودیت های خاکهای شور و قلیا و نیز محدودیت رطوبت بواسطه ایجاد کشت آبی بر روی اراضی جبران گردد. تصاعد دی اکسید کربن از تمامی اراضی با درجه حرارت خاک رابطه مستقیمی داشته و بیشترین میزان تصاعد در تیرماه حاصل شد. علیرغم افزایش درجه هوای در ماه های پس از تیرماه در منطقه سایه اندازی گیاه رشد یافته نیشکر و آبیاری های متوالی و منظم جهت حفظ رطوبت سبب کمتر بودن دمای خاک و میزان تصاعد دی اکسید کربن می گردد. مقدار هدر رفت کربن به فرم دی اکسید کربن از خاکهای بکر تحت کشت نیشکر ۱/۷۳ گرم بر متر مربع در روز است.در مزارع با درصد رس بالاتر مقدار تصاعد دی اکسید کربن کمتر بوده وبا ۱۰ درصد افزایش رس تا ۶۳ درصد کاهش تصاعد را نشان می دهد. این خاکها تجمع بیشتری از کربن آلی را نسبت به خاکهای مشابه در یک دوره کوتاه تر از خود نشان می دهند. در خاکهای تحت کشت نیشکر افزایش قابل توجهی از کربن آلی در اعماق میانی پروفیل از مرداد ماه به بعد مشاهده می شود که توسعه سیستم ریشه ای و ترشحات آلی این ریشه ها دلیل عمده این مسئله می تواند باشد. خاکهای اراضی بکر و اراضی تحت کشت نیشکر هر دو منبع خالص مصرف دی اکسید کربن اتمسفری هستند. تغییر زیاد مقدار رطوبت در اراضی تحت کشت نیشکر در دونقطه روی پشته و در کنار ساقه گیاه و نیز کف فارو ها و نیز حساسیت بالای مقادیر تصاعد متان و منواکسید کربن به عامل رطوبت سبب شد تا اندازه گیری ها در هر دو این مکانها صورت گیرد تا مقدار متوسط حقیقی جهت تصاعد این گازها حاصل شود. در این میان فقط نمونه برداری های صورت گرفته از روی پشته ها و در کنار بوته تصاعد منو اکسید کربن از خود نشان داده اند که مقدار متوسط آن ۷/۰۷ کیلوگرم بر هکتار در سال کربن به صورت منو اکسید کربن می باشد که می توان آن را به کمتر بودن مقدار رطوبت در بالای پشته ها نسبت داد. علیرغم این تفاوت رطوبت میان فارو و پشته با در نظر گرفتن میانگینی می توان نتیجه گرفت که کلیه خاکها بطور کلی و با توجه به مقدار منو اکسید کربن در هوای آزاد خاکهای این منطقه مقدار ۱۰/۲ کیلو گرم کربن در هکتار در سال منو اکسید کربن را اکسیده و مصرف می کنند. بیشترین میزان جذب این گاز توسط خاکها در ماه های مرداد ماه و شهریور ماه بوده است. البته این مسئله را به گرم تر بودن خاکها نمی توان نسبت داد زیرا میان جذب منو اکسید کربن و درجه حرارت خاک همبستگی قابل قبولی مشاهده نشد. همبستگی ضعیفی میان میزان جذب منو اکسید کربن و درصد حجمی رطوبت خاک در این بررسی بدست آمد که شاید بتواند توجیه گر تفاوت در میزان جذب در تاریخ های متفاوت باشد. خاکهای این منطقه در هر دو مدیریت مصرف کننده خالص متان اتمسفری هستند و توان مصرف ۲/۸۲ کیلوگرم کربن به صورت متان از سطح هکتار در هر سال را داراهستند. بطور کلی زراعت نیشکر بر خاکهای شور و سدیمی جنوب خوزستان سبب افزایش میزان کربن الی این خاکها طی دوره کشت متوسط ده ساله شده است. تبدیل اراضی شور و قلیا به اراضی تحت کشت نیشکر علیرغم افزایش نرخ تصاعد کربن در فرم گازهای گلخانه ای سبب منفی شدن بیلان مثبت رو به خاک کربن نشده است و این مسئله در نهایت نشان دهنده اثرات مثبت تبدیل اراضی شور و قلیا کم بازده به اراضی تحت کشت نیشکر چه ارا لحاظ مسئله گازهای گلخانه ای و چه از دیدگاه افزایش کربن آلی و کشاورزی پایدار می باشد.

منابع

[1] Graham, M.H., Haynes, R.J., Meyer, J.H. 2002. Soil Organic Content And Quality: Effect Of Fertilizer Application, Burning And Trash Retention On Long Term Sugar Cane Experiment In South Africa. Soil Biology And Biochemistry, 34:93-102.

[2] Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. Geoderma 123: 1 –22.

[3] Lubowski, R.N., Plantinga, A.J., Stavins, R.N., 2005. Land-Use Change and Carbon Sinks: Econometric Estimation of the Carbon Sequestration Supply Function. Resources for the Future. Washington, DC, USA.

[4] Rees, R.M., Bingham, I.J., Baddeley, J.A., Watson, C.A., 2005. The role of plants and land management in sequestering soil carbon in temperate arable and grassland ecosystems. Soil Science Society of American Journal, 56(1):125-132.

بررسی اثر دو نوع ماده آلی بر شکلهای شیمیایی منگنز و روی در دو خاک آهکی استان فارس

ویدا علما، عبدالمجید رونقی و بهار ملازم

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد، دانشیار و دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک دانشگاه شیراز.
E-mail: vidaolama@gmail.com

مقدمه

بیشتر عناصر غذایی موجود در فاز جامد خاک برای گیاه قابل استفاده نمی باشند. در حقیقت کمتر از ده درصد عناصر به شکل محلول و تبادلی هستند. بدین منظور تغییراتی که در خصوصیات عناصرسبب می شود تا آنها را به شکل قابل استفاده در آورد، مهم می باشند. به ویژه جهت تعیین اینکه کدام شکل عناصر قابل استفاده می شوند و چه تغییراتی برای توزیع عناصر نیاز است[۴]. عصاره گیری دنباله ای عناصر مختلف در خاک جهت مطالعه نگهداری و رها سازی آنها درخاک بسیار مهم است[۲]. عصاره گیری دنباله ای عناصر سنگین در خاکها و رسوبات ، روش مفیدی برای تعیین شکلهای شیمیایی عناصر در خاک می باشد. با توجه به اینکه مواد آلی خاک نقش بسیار مهمی در واکنشهای جذب و نگهداری فلزات در خاک ایفا می کنند، هدف از این تحقیق بررسی اثر کاربرد مواد آلی روی توزیع مجدد دو عنصر روی و منگنز می باشد.

مواد و روشها

آزمایش به صورت فاکتوریل ۲×۲×۲ و در قالب طرح بلوکهای کامل تصادفی و با سه تکرار شامل دو نوع ماده آلی (کود گوسفندی و کاه و کلش گندم) در دو سطح (۰و ۵) در دو نمونه خاک آهکی با بافتهای سیلتی لوم و رسی انجام شد. نمونه ها به مدت ۹۰ روز در دمای ۲۰-۲۵ درجه سلسیوس و رطوبت حدود ۸۰ درصد ظرفیت مزرعه خوابانیده شدند. پس از اتمام زمان خوابانیدن برای تعیین شکلهای شیمیایی منگنز و روی دو گرم از هر نمونه خاک توزین و مقدار ۲۰ میلی لیتر از عصاره گیر متوالی با محلولهای $MgCl_2$ (روی و منگنز محلول و تبادلی)، NaCaHEDTA (روی و منگنز قابل عصاره گیری با ای دی تی ا)، quinol (روی و منگنز همراه با اکسیدهای منگنز)، NaOAc–HOAc(روی و منگنز کربناتی)، H_2O_2 (روی و منگنز همراه با مواد آلی)، $(NH_4)_2C_2O_4–H_2C_2O4$ (روی و منگنز همراه با اکسیدهای آهن بی شکل)، ascorbic acid+$(NH4)_2C_2O_4$+ $H2C_2O_4$(روی و منگنز همراه با اکسیدهای آهن کریستالی) به آنها اضافه گردید و جهت تعیین روی و منگنز تتمه از مخلوط چهار اسید استفاده شد. سپس توسط دستگاه جذب اتمی غلظت منگنز و روی در عصاره ها تعیین شد. داده های به دست آمده به وسیله نرم‌افزارهای رایانه‌ای MSTATC و Excel تجزیه و تحلیل شدند، و میانگین های مربوط به اثر هر یک از تیمارهای مورد مطالعه استخراج و با آزمون دانکن مقایسه شدند.

نتایج و بحث

درخاک آهکی با بافت لوم سیلتی در اثر کاربرد دو نوع ماده آلی میزان منگنز در شکل محلول و تبادلی، قابل عصاره گیری با ای دی تی ا، همراه با ماده آلی، اکسید های آهن بی شکل و تتمه افزایش معنی داری پیدا کرد و در شکل همراه با اکسید های آهن کریستالی و اکسید های منگنز به صورت معنی داری کاهش پیدا کرد. بنابراین افزودن مواد آلی باعث انتقال منگنز از شکلهای با حلالیت کم به شکهای قابل استفاده شده است که احتمالا فرایند اکسید و احیا علت این تغییرات می باشد. این نتایج با نتایج شومن[۳] مطابقت دارد. در خاک رسی کاربرد ماده آلی تنها باعث افزایش معنی دار منگنز در شکل آلی و شکل همراه با اکسیدهای آهن بی شکل شد. در هر دو خاک بدون تیمار آلی منگنز اغلب به صورت مرتبط با اکسید های منگنز بود و پس از آن بیشترین غلظت منگنز در بخش تتمه وجود داشت. ترتیب قرارگیری منگنز در حضور تیمارهای آلی درخاک لوم سیلتی به صورت زیر بود :

تتمه > اکسید های منگنز > کربناتی > اکسید آهن بی شکل > آلی > اکسیدهای آهن کریستالی > قابل عصاره گیری با ای دی تی ا > محلول و تبادلی. این ترتیب با حدودی در توافق با مطالعات ما و یورن[۱] می باشد. همین روند درخاک رسی نیز مشاهده شد با این تفاوت که مقدار منگنز به شکل همراه با اکسیدهای منگنز بیش از شکل تتمه و مقدار منگنز به شکل همراه با اکسیدهای آهن کریستالی بیش از منگنز همراه با اکسیدهای آهن بی شکل بود. کاربرد ماده آلی به صورت تیمارهای مورد استفاده باعث شد که روی در همه شکلها به جز شکل همراه با اکسیدهای آهن کریستالی افزایش معنی داری پیدا کند که نشان دهنده افزایش قابلیت استفاده این عنصر می باشد. درخاک رسی مشابه همین روند دنبال شد. شومن[۴] نشان دارد که سایر فاکتورها علاوه بر ماده آلی توزیع مجدد روی را تحت تاثیر قرار می دهند. بیشترین مقدار روی در بخش تتمه و پس از آن به شکل همراه با اکسید های آهن بی شکل و اکسیدهای منگنز می باشد که این نتایج در توافق با نتایج زیناتی و همکاران[۵] می باشد. قرار گرفتن روی در حضور مواد آلی مورد مطالعه در خاک لوم سیلتی به ترتیب زیر بود:

تتمه > اکسیدهای آهن بی شکل > اکسید های منگنز > محلول و تبادلی > قابل عصاره گیری با ای دی تی ا > کربناتی > آلی > اکسیدهای آهن کریستالی.

در حضور تیمار کود گوسفندی مقدار روی محلول و تبادلی و قابل عصاره گیری با EDTA بیش از مقدار روی همراه با اکسیدهای منگنز و مقدار روی آلی بیش از کربناتی بود. در خاک رسی میزان روی در شکل آلی بیش از اکسیدهای منگنز بود. البته تحت تاثیر تیمار کود گوسفندی مقدار روی آلی بیش از روی همراه با اکسیدهای آهن بی شکل و مقدار روی محلول و تبادلی بیش از روی همراه با اکسیدهای منگنز محاسبه شد. در هر دو خاک درحضور تیمار کود گوسفندی غلظت منگنز و روی به شکل محلول و تبادلی نسبت به تیمار کاه و کلش گندم بیشتر بود که نشان دهنده قابلیت استفاده بیشتر این عناصر می باشد.

منابع

[1] Ma,Y. B., and N. C. Uren. 1995. Application of a new fractionation scheme for heavy metals in soils. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 26: 3291-3303.

[2] Shuman, L. M. 1978. Zinc, manganese, and copper in soil fraction. Soil Sci. 127: 10-17.

[3] Shuman, L. M. 1988. Effect of organic matter on the distribution of manganese, copper, iron, and zinc in soil fraction. Soil Sci. 146: 192-198.

[4] Shuman, L. M. Chemical forms of micronutrients in soils. 1991. p. 113-144. J. J. Morvedt et al. (ed.) In Micronutrients in Agriculture. Soil Sci. Soc. Am., Madison. WI.

[5] Zinati, G. M., y. Li, and H. H. Bryan. 2001. Accumulation and fractionation of copper, iron, manganese, and zinc in calcareous soils amended with composts. J. Environ. Sci. Health, B. 36: 229-243.

چالش های موجود وپیش روی کیفیت منابع آب آبیاری دراستان خوزستان

نادر حسینی زارع، نغمه سعادتی،هوشنگ حسونی زاده و حیدرعلی کشکولی

۱- مدیر امور آزمایشگاههای منابع آب،خاک و رسوب- سازمان آب و برق خوزستان.
Email:Zare36@hotmail.com

۲- رئیس قسمت آزمایشگاه آب وپساب- سازمان آب وبرق خوزستان.
Na.saadati@gmail.com

۳- معاونت مطالعات پایه سازمان آب وبرق خوزستان واستاد واحد علوم وتحقیقات اهواز

۴- استاد دانشکده مهندسی آب دانشگاه شهید چمران اهواز

مقدمه

کیفیت منابع آب از عوامل مهم و محدودکننده مصرف آب از جهات مختلف وبالاخص ازجنبه مدیریت پایدار خاک در کشاورزی و محیط زیست می باشد.برای حفاظت ازکیفیت منابع آب آبیاری در مقابل افزایش روزافزون شوری آن و همچنین محیط های آلاینده و یا بهره برداری بهینه از منابع قبل از آلوده شدن نیاز به اطلاع کافی از کیفیت منابع وتوزیع مکانی وزمانی تغییرات آن وهمچنین آلاینده های ورودی به آن می باشد. همگام با اجرای طرحهای کشاورزی وصنعت و بالارفتن جمعیت دراستان خوزستان ،از یکطرف رقابت برای مصرف منابع آبهای موجود بالا گرفته واز طرف دیگر تاثیر پساب مصرف کنندگان و از جمله زهآبهای کشاورزی برکیفیت منابع آب استان وبالاخص رودخانه کارون بزرگ (کارون +دز) در دهه اخیر موجب تعارض بی سابقه ای بین بخش های مختاف بهره برداران که در امر توسعه فعال می باشند گردیده است[1] . ادامه روند توسعه فعلی آنچه مسلم است باعث تشدید معضلات ومشکلات و رقابت بیشتر بین بهره برداران بخش های مختلف از منابع آبهای جاری در آینده خواهد شد[2] . بنابراین مطالعه وبررسی علل بوجودآمدن چنین مشکل وتخریب آب رودخانه و تعیین سهم ونقش بهره برداران بخش کشاورزی در مقایسه با سایر مصرف کنندگان (نظیر شرب و صنعت) و وظایف آنها در مقابل این مشکل از جمله دلایل اصلی انتخاب موضوع این تحقیق بوده است.

مواد و روشها

انجام مطالعات میدانی و آزمایشگاهی بطور روزانه از روند تغییرات کیفی رودخانه کارون در ایستگاههای شاخص مسیر رودخانه طی سالهای ۱۳۷۹ لغایت ۱۳۸۵ از جمله روش و متدولوژی مورد بررسی بوده است . همچنین سوابق و منابع اطلاعاتی موجود بررسی و پس از بازدیدهای میدانی و منطقه ای بمنظور تعیین موقعیت زهآبهای شبکه های آبیاری و زهکشی ورودی به رودخانه و سایر منابع آلاینده صنعتی اصول کار برپایه شناسایی منابع آلاینده مذکور و اندازه گیری پارامترهای کمی وکیفی بوده است . انجام عملیات صحرایی اندازه گیری دبی و جریان زهآبهای شبکه های آبیاری و زهکشی و سایر منابع آلاینده صنعتی ورودی به رودخانه و همزمان نمونه برداری بمنظور انجام آزمایشات و اندازه گیری شاخص های معین و مورد نیاز محاسبات بار آلودگی آلی (برمبنای BOD و COD) و معدنی (TDS) ورودی به رودخانه از ویژگی های بارز این تحقیق در مرحله جمع آوری آمار و اطلاعات می باشد . تجزیه و تحلیل و مقایسه اطلاعات حاصله از بار آلودگی ورودی به رودخانه توسط بخش های مختلف (کشاورزی ، صنعتی وشهری) و تعیین سهم هرکدام از منابع آلاینده مذکور درتعیین آلودگی انجام گردید

نتایج و بحث

۱- در مطالعات حاضر حجم کل زهآبهای کشاورزی ، صنعتی و شهری برابر با ۲۵۲۹/۲ میلیون مترمکعب درسال اندازه گیری و برآورد گردیده است که از آن ۲۱۱۲/۹ میلیون مترمکعب متعلق به زهآبهای شبکه های آبیاری و زهکشی می باشد[4] . پیش بینی می شود که با بهره برداری طرحهای توسعه شبکه های آبیاری و زهکشی در دست اجرا و مطالعه حجم کل زهآبهای کشاورزی و دیگر پسابها در افق ۱۴۰۰ به ۳۵۰۰ میلیون متر مکعب در سال در

حوضه کارون و دز افزایش یابد[4] ، این زهآبها از طرفی خود جزو بیلان کمی رودخانه بوده و از طرف دیگر با توجه به بافت زمین شناسی و وضعیت شوری منابع خاک و اراضی کشاورزی باعث شستشو املاح و افزایش شوری منابع آب می شود که نهایتا خود به ضررتوسعه پایدارکشاورزی می باشد . با اتکا به آمار و اطلاعات میدانی و تحلیلی بعمل آمده طی این پژوهش امیدواریم توانسته باشیم ابعاد مشکلات پیش رو را روشن ساخته و ابزاری برای اندیشیدن به راه کارهای ممکن حل معضلات و اعمال مدیریت کنترل ، دفع و یا استفاده مجدد آن بخش از زهآبهای شور شبکه های آبیاری و زهکشی در سطح استان فراهم گردد .[3]

جدول شماره (۱) بار آلودگی وارده ناشی از زهآبهای کشاورزی و در مقایسه با پسآبهای صنعتی و شهری به رودخانه های کارون و دز در سال۱۳۸۵

محدوده	منابع آلاینده	دبی متر مکعب در ثانیه	حجم سالانه میلیون متر مکعب	درصد	BOD_5 تن در روز	درصد	COD تن در روز	درصد	TDS تن در روز	درصد
کارون بزرگ (دشت خوزستان)	کشاورزی	67	2112.9	83.54	41.58	18.93	201.56	23.52	8541.2	78.18
	صنعتی	7.25	228.63	9.04	104.63	47.64	535.92	62.53	1209.5	11.07
	شهری	5.95	187.64	7.42	73.41	33.43	119.54	13.95	1174.6	10.75
	جمع کل	80.2	2529.2	100	219.62	100	857.02	100	10925	100

۲- دردهه اخیر عوامل متعدد و متنوعی کمیت وکیفیت منابع آب استان خوزستان را بطورعام و رودخانه های کارون و دز را بطورخاص به چالش کشانده که اجرای طرحهای توسعه کشاورزی (افزایش مصارف و برداشتها) ، افزایش حجم زهآبهای کشاورزی و دیگر منابع آلاینده ، رقابت شدید و روز افزون بهره برداران بخش های مختلف مصرف (وابستگی بیش از ۹۰ درصد آب شرب به منابع آبهای سطحی) ، پدیده خشکسالی ، مشکل جزر و مدی در منتهی الیه رودخانه ها ، کاهش قابلیت های منابع آب سطحی در مقابل آلودگی ها و انجام قدرت خود پالایی طبیعی ، انتقال آب از سر شاخه ها ، و افزایش جمعیت را از آن جمله می توان برشمرد .لذا در این رابطه توجه به آن بخش از موارد فوق الذکر نظیر جمع آوری ، دفع و یا استفاده مجدد از زهآبهای شورشبکه های آبیاری و زهکشی و همچنین توسعه و بکار گیری روشهای جدید به منظورکاهش زهآبهای مذکور و پسابها و حفظ کیفیت منابع محدود آب بمنظورتوسعه پایدارکشاورزی امری ضروری و اجتناب ناپذیر و می‌بایست دراولویت اول وکانون توجه و توسعه فعالیتهای کشاورزی درسطح استان خوزستان باشد . [5]

۳- از آنجایی که مصارف شرب و بهداشت از اولویت اجتناب ناپذیر اول بـه لحـاظ اولویـت بنـدی مـصارف آبهـای سطحی و بالاخص کارون و دز به شمار می آیـد ، درحـال حاضرتوسـعه بخـش کـشاورزی و اجـرا و بهـره بـرداری بسیاری از طرحهای شبکه های آبیاری و زهکشی به دلیل تولید و تخلیه زهآبهـای شـور خـود بـه رودخانـه و در نتیجه کاهش شدید کیفیت منابع آب مذکور درتضاد با منافع دیگر بخشهای مصرف و بالاخص بخش شـرب واقـع گردیده است و آنچه مسلم است این رقابت روز به روز در حال تشدید و به ضرر توسعه پایدار بخش کشاورزی مـی باشد . در این رابطه نیاز است به حل این تضاد منافع بین بهره برداران بخش های مختلف مصرف آب (کشاورزی ، شرب وصنعت) توجه و گام های اساسی برداشته شود

جدول شماره (۲) روند تغییرات فصلی شوری رودخانه کارون (طول آمار ۸۴-۷۹)درایستگاههای منتخب

		شوری (میکروموس بر سانتی متر)						دبی (متر مکعب در ثانیه)	
فصل	شاخص آماری	کارون شوشتر	کارون اهواز	کارون دارخوین	آبادان بهمنشیر	آبادان اروند	کارون خرمشهر	گتوند	اهواز
بهار	Max	3660	3150	4300	5000	5000	4680	2570	3424
	Min	560	661	690	625	740	600	53	91
	Average	1004	1552	1423	1872	2122	1814	460	723
	Count	509	523	401	1450	1449	1456	424	527
تابستان	Max	2225	3180	4300	30000	4960	4300	698	634
	Min	590	1160	1100	1260	1165	1073	54	93
	Average	950	1984	2015	3594	2502	2352	246	322
	Count	525	536	441	1540	1422	1389	439	536
پاییز	Max	3510	4095	2950	25500	5360	6430	2717	3283
	Min	770	1074	1084	1070	1183	945	62	136
	Average	1435	1901	1899	2759	2314	2169	248	399
	Count	464	470	377	1389	1221	1223	450	470
زمستان	Max	3910	3360	2880	5770	6603	5150	2833	3722
	Min	750	840	830	930	947	940	46	119
	Average	1485	1650	1514	2160	2334	2007	486	731
	Count	433	445	353	1327	1269	1269	440	447

منابع

[۱] حسینی زارع - نادر ، بررسی تاثیر گسترش اراضی فاریاب و طرح های توسعه در خوزستان بر کیفیت رودخانه های کارون و دز، پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی- بهمن ۸۱

[۲] حسینی زارع- نادر ، بررسی کیفی و آلودگی منابع آب (رودخانه های کارون ودز)، مجموعه مقالات چهارمین سمینار مهندسی رودخانه،۱۳۷۷-اهواز

[۳] امور آزمایشگاههای منابع آب وخاک ورسوب – سازمان آب وبرق خوزستان – بانک اطلاعاتی دیتاایز(DATAEASE)

[۴] حسینی زارع - نادر ، سعادتی - نغمه ، بررسی وضعیت کمی وکیفی زهآبهای کشاورزی واثرات آنها برکیفیت منابع آب استان خوزستان ،مجموعه مقالات "همایش ملی مدیریت شبکه های آبیاری وزهکشی " ۱۲الی ۱۴ اردیبهشت ۱۳۸۵ اهواز

[5] Kashkuli-Heydar-ali,Hosseinizare-Nader.long term effects of new irrigation projects on river quality for agricultural and domestic use in Khuzestan province ,Iran.International conferences on agricultural effects on griound and surface waters.wageningen ,the Netherlands.4october 2000

استفاده از فاضلاب کشتارگاه در کشاورزی با استفاده ازسیستم تصفیه طبیعی

حشمت اله آقارضی

عضو هیئت علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان مرکزی.

emad_732@yahoo.com

مقدمه

کشتارگا های دام و طیور در سراسر کشور پراکنده هستند. آنها عمدتا دور از شهرها و در مناطق کشاورزی احداث شده اند. کشتارگاها مقادیر زیادی فاضلاب تولید می کنند. دفع نادرست آن می تواند آلودگی آب و خاک را به دنبال داشته باشد[۱]. این فاضلاب ها بعد از تصفیه می توانند در کشاورزی مورد استفاده قرار گیرند.. سیستم تصفیه طبیعی شامل لاگون ها و حوض های ما کروفیت است.لاگون های بی هوازی ، اختیاری و هوازی می تواند مواد آلی پیچیده و آلاینده را تجزیه نموده بگونه ای که در کشاورزی قابل استفاده باشند. حوض ماکروفیت می تواند مقادیر زیادی مواد مغذی و فلزات سنگین از قبیل کادمیوم ، مس ، جیوه و روی را جذب کند (Sidwich 1987) . در حوض های ماکروفیت بعنوان تصفیه تکمیلی فاضلاب گیاهان بن در آب مانند گونه های مختلف نی، گیاهان شناور مانند گونه های مختلف عدسک آبی و گیاهان معلق هیاسین آبی ، سنبل ایرانی کشت می شوند (Gersberg , 1985 ,1983 , 1984).

در این مقاله سیستم تصفیه طبیعی فاضلاب مجتمع کشتار گاهی زیاران و استفاده از پساب آن در اراضی کشاورزی مورد بررسی قرار می گیرد.

مواد و روشها

مجتمع تولید و بسته بندی گوشت زیازان که در ۹۰ کیلومتری جاده تهران- قزوین قرار دارد، دارای واحدهای کشتارگاه، زهتابی، سالامبورسازی و واحد تبدیل مازاد است. در این مجتمع روزانه حدود ۱۲۰۰ کیلوگرم نمک، در حدود، ۷۰۰ کیلوگرم آهک، ۱۰۰ کیلو گرم اسید سولفوریک، ۱۰۰-۵۰ کیلوگرم سولفات آمونیوم، ۵۰ کیلوگرم بی سولفیت سدیم و ۶۰۰ کیلوگرم سولفور سدیم به فاضلاب وارد می شوند . میزان دبی کل از ۵۰۰ تا ۷۰۰ متر مکعب در روز متغیر است .فاضلاب مذکور بعد از جمع آوری به پنج لاگون متوالی هدایت می شود . عمق متوسط هر یک از لاگون ها ۲ متر است . زمان ماند در آنها به ترتیب ۷، ۴ ، ۴ ، ۴ ، ۴ روز می باشد . از این ۵ حوض سه حوض آخر با افزایش دمای هوا و فاضلاب به صورت اختیاری عمل میکنند. بعد از این حوضها برا ی پالایش بیشتر پساب ، از حوض ماکروفیت استفاده شده است . این حوض حاوی گیاه لوئی (Cattial) به نام علمی Typha Laxmanniمی باشد. مساحت کل آن ۱۷۰۸ متر مربع ، مساحت گیاهکاری شده ۷۶۲ متر مربع ، زمان ماند حدود یک روز ، عمق ۰/۳۵ متر BOD ورودی ۳۵/۵ گرم بر متر مربع در روز و بار هیدرولیکی ۰/۳۵۱ متر مکعب بر متر مربع در روز می باشد.

از فاضلاب خام ورودی به سیستم ، خروجی از آخرین لاگون و خروجی از حوض ماکروفیت نمونه گیری شده است برای نمونه برداری از ظروف پلاستیکی تمیز استفاده شده . نمونه برداری به طور تصادفی صورت گرفته. تعداد نمونه ها ۱۱ مورد بوده است . نمونه ها در آزمایشگاه مرکز آب و انرژی دانشگاه صنعتی شریف آزمایش شده اند. روشهای آزمایش با توجه به کتاب استاندارد متد انجام شده است . آمونیاک به روش تقطیر ، نیترات به روش آلیاژ دوارد ، فسفات به روش کلرید قلع ، سولفید به روش یدومتری ، مواد معلق با کاغذ صافی و حرارت ۱۰۳ تا ۱۰۵ درجه سانتیگراد، COD به روش تقطیر برگشتی و BOD به روش اکسیژن محلول اندازه گیری شده اند. میانگین نتایج حاصل از اندازه گیری در جدول (۱) آورده شده اند.

نتایج و بحث

جدول ۱- مشخصات فاضلاب خام ورودی و تصفیه شده درسیستم لاگون و حوض ماکروفیت

پارامتر	COD (mg/l)	BOD (mg/l)	NH4 (mg/l)	PO4 (mg/l)	S (mg/l)	SS (mg/l)	PH	Q (m3)
فاضلاب خام	۱۵۱۷±۷۴۶	۱۲۶۴±۳۰۰	۸۸ ±۴۹	-	-	۶۷۶±۲۵	۹/۴ ±۱/۷	۶۰۰±۱۰۰
خروجی ازسیستم لاگون	۱۶۳ ± ۵۹	۱۰۱± ۳/۴	۱۱۶/۶±۱۷	۲۷/۴±۷/۲	۹/۳±۷/۵	۱۹/۷±۱۵	۷/۵ ±۰/۲۴	۶۰۰±۱۰۰
خروجی از حوض ماکروفیت	۱۵۰± ۵۶	۷۰/۵±۱۳/۷	۱۰۸±۱۴	۳۲/۲±۱۰/۴	۳/۹۴±۴/۵	۱۵/۷±۹/۷	۷/۷۵±۰/۲۱	۶۰۰±۱۰۰

سیستم لاگون و حوض ماکروفیت بعنوان تصفیه تکمیلی بیولوژیکی توانست راندمان خوبی را بدست بدهد. همانگونه که از جدول (۱) پیداست راندمان حذف COD ۹۰ درصد ،BOD ۹۴/۴ درصد ، مواد معلق ۹۷/۶ درصد و گوگرد ۵۷/۶ مناسب می باشد.میزان PH در فاضلاب خام همواره قلیایی است ولی در ،ورود به اراضی کشاورزی در حد خنثی می باشد. مواد نیتروژنی و فسفر موجود در مواد فاضلاب در اثر هضم بیولوژیکی به نیترات و فسفات تبدیل شده که برای اراضی کشاورزی مناسب می باشند.فاضلاب خروجی از این سیستم با استانداردهای سازمان حفاظت محیط زیست و کمیته آبیاری برای کاربرد کشاورزی تطابق دارد. مزیت سیستم این است که جهت بهره برداری به نیروی متخصص، انرژی الکتریکی و قطعات مکانیکی احتیاج نمی باشد . هزینه ساخت اولیه کم می باشد. از گیاهان تولید شده هم می توان در تغذیه دام، تولید کود و تولید بیوگاز استفاده کرد . این سیستم را می توان در اکث مناطق ایران استفاده نمود.

منابع

[۱] حسین پور،ا. ،حق نیا،غ، علیزاده ،ا. و فتوت ،امیر،۱۳۸۴. دفع فاضلاب در خاک و تاثیر آن بر کیفیت آبهای زیرزمینی ،مجمعه مقالات نهمین کنگره علم خاک

[2] Sidwickk johnm and Holdom rogers (1987) Biotechnology of waste treatment and exploitation . Holdom E allis Horaood Iimited .

[3] Gersberg R. M ., Elkins B. V. and Goldman C . R . 1983. Nitogen Removal in artificial wetland . Wat . Res .Vol 17 No . 9, pp 1009-1024 .

[4] Gersberg R .M . Elkins B , V . and Goldman C . R . 1984 . Use of artificial wetland to remove nitrogen from waste water . Journal WPCF , Vol . 56 , No . 2 .

[5] Gersberg R . M . ,Elkins Iyon S . R . 1986 . Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetland. Wat . Res . , Vol . 20 , No . 3 , pp 363 – 368 .

بررسی وضعیت پوشش گیاهی،خاکی و بیولوژی خاکهای آلوده به فلزات سنگین با هدف افزایش کارایی گیاه پالایی در این خاکها

بابک متشرع زاده، غلامرضا ثواقبی و حسینعلی علیخانی

دانشجوی دکتری مهندسی علوم خاک دانشگاه تهران،دانشیار گروه مهندسی علوم خاک دانشگاه تهران.
Motesharz@ut.ac.ir

مقدمه

فلزات سنگین به دلیل آثار بازدارنده ای که بر رشد و نمو گیاهان دارند و نیز اثر برروی عملکرد و کیفیت تولیدات کشاورزی،سلامت موجودات زنده را از طریق زنجیره غذایی مورد تهدید قرار می دهند.بیشترین شدت این آلودگی بطئی و پنهانی بوده و در طول زمان بروز می کند و غیر قابل برگشت است.آلودگی اراضی کشاورزی به فلزات نظیر کادمیوم،سرب،روی و نیکل از منابعی نظیر کودهای شیمیایی فسفاته،معادن و آلودگی وسایط نقلیه از جمله مسائل پیش روی تولید محصولات کشاورزی در مقوله کشاورزی پایدار است.استفاده از گیاهان و موجودات زنده(باکتریها)به منظور پالایش آلودگی محیط زیست از آلودگی هایی نظیر فلزات سنگین،آفتکشها،کودها،مواد منفجره و مواد نفتی فناوری جدیدی است که به آن "گیاه پالایی" یا" زیست پالایی" اطلاق می شود.تاریخچه استفاده از این تکنیک قدمت چندانی نداشته و بر اساس مستندات موجود به حدود ۱۲۰ سال قبل برمی گردد.در این روش امکان رفع آلودگی از آب و خاک فراهم شده است.البته همه گیاهان توانایی رفع آلودگی از محیط را ندارند.بلکه گیاهانی با توانایی جذب و تحمل غلظت بالای عناصر سنگین به عنوان گیاهان فرا انباشت برای این منظور استفاده می شوند.این گیاهان ۱۰ تا ۵۰۰ برابر بیشتر از گیاهان دیگر فلزات را جذب می کنند.در این تحقیق وضعیت خاکهای منطقه آلوده به فلزات سنگین و پوشش گیاهی مورد ارزیابی قرارگرفت و باکتریهای خاک نیز جداسازی گردید.

مواد و روشها

به منظور ارزیابی خاکهای آلوده به فلزات سنگین،موقعیت جغرافیایی و پراکندگی معادن ایران مورد ارزیابی قرار گرفته و معدن سرب و روی هفته امارت اراک در استان مرکزی انتخاب گردید.معدن در ۴۶ کیلومتری جنوب غربی اراک واقع شده و ارتفاع آن از سطح دریا ۲۱۵۰ متر است. از نظر آب و هوای منطقه،آب و هوای نیمه خشک و میانگین درجه حرارت نزدیک به ۱۴ درجه سانتی گراد است.پوشش گیاهی به صورت علف و بوته های تیغ دار از جمله گون است.نمونه برداری از خاک،پوشش گیاهی زراعی و غیر زراعی و خاک ریزوسفر اطراف معدن صورت گرفت و ضمن تجزیه نمونه های خاک، شناسایی گونه های گیاهی بومی نیز صورت گرفت(جداول ۱و ۲)

با نمونه برداری از خاک ریزوسفر، بررسی های آزمایشگاهی جهت شمارش جمعیت موجودات زنده، شناسایی باکتریها و تعیین CFU در گرم و تعیین جدایه های مقاوم به فلزات سنگین صورت گرفت. بمنظور جداسازی باکتریهای بومی و شناسایی آنها،نمونه های مختلفی از خاک منطقه ریزوسفری و غیر ریزوسفری تهیه و در آزمایشگاه،نسبت به جداسازی و خالص سازی کلنی باکتری ها اقدام گردید.پس از جداسازی ۱۳۰ باکتری از خاک،ارزیابی اثر چهار فلزسنگین شامل کادمیوم،سرب،روی و نیکل بر رشد باکتریها با استفاده از محیط کشت N.A حاوی سطوح مختلف فلز(۰،۵ ،۱۰، ۲۰، ۳۰، ۵۰، ۶۰، و۱۰۰ میلی گرم در لیترمحیط کشت) بترتیب به شکل نمک کلرورکادمیوم،نیترات سرب،کلرور روی و کلرور نیکل صورت گرفت و باکتریهای مقاوم تعیین گردید.

جدول ۱- غلظت فلزت سنگین در نمونه های خاک زراعی و غیر زراعی اطراف معدن

شماره خاک	روی قابل جذب (mg/kg)	نیکل قابل جذب (mg/kg)	سرب قابل جذب (mg/kg)	کادمیوم قابل جذب (mg/kg)
خاک ۱(۲۰-۰)	۵۰	۳	۷۳	۰/۵
خاک ۱(۴۰-۲۰)	۱۲	۲/۸	۳۱	۰/۲
خاک ۲(۲۰-۰)	۲۷	۱/۴	۲۸	۰/۳
خاک ۲(۴۰-۲۰)	۲۲	۲	۳۲/۵	۰/۳
خاک۳ (۲۰-۰)	۲۸	۱/۲	۳۸	۰/۳
خاک۳ (۴۰-۲۰)	۱۰	۰/۵	۱۹	۰/۱
R7	۲۲	۰/۸	۲۴	۰/۳
N7	۳۵	۰/۷	۳۸	۰/۴
N8	۴۳	۱/۲	۵۹	۰/۴
N9	۱۹	۰/۶	۲۳	۰/۳
R9	۳۱	۰/۶	۳۱	۰/۳
N10	۴۲	۰/۶	۳۴	۰/۳
خاک ۱۱	۶۳	۰/۸	۵۸	۰/۵
خاک ۱۲	۶۰	۱	۴۶	۰/۴
خاک ۱۳	۱۶	۱	۲۱	۰/۲
خاک ۱۴	۲۱	۱	۲۵	۰/۲
خاک ۱۵	۱۶	۱	۲۶	۰/۲
خاک ۱۶	۲۴	۱	۳۱	۰/۲
خاک ۱۷	۲۰	۱/۶	۲۴	۰/۲

جدول ۲- نتایج تجزیه نمونه های گیاهی در اندام هوایی و ریشه گیاهان اطراف معدن

نام علمی گیاه و اندام آن	غلظت سرب(mg/kg)	غلظت روی(mg/kg)	غلظت کادمیوم(mg/kg)	غلظت نیکل(mg/kg)
Astaragalus(ریشه گون)	۱۳/۹	۷۸/۳	۰/۳	۶/۸
اندام هوایی گون	۱۵/۲	۶۲/۲	۰/۴	۷/۶
Amaranthus retifiexus(ریشه تاج خروس)	۴/۵	۴۶/۲	۰/۱	۱/۶
اندام هوایی تاج خروس	۲/۵	۶۷/۵	۰/۲	۴/۱
Verbascum (ریشه گل ماهور)	۲۷/۲	۱۳۱/۷	۰/۶	۳/۴
اندام هوایی ماهور	۸۹/۶	۲۷۵	۰/۸	۳/۱
Stipa babata(ریشه)	۷۹/۸	۲۹۳	۱	۲۰
اندام هوایی گیس پیرزن	۲۱/۹	۹۷/۸	۰/۲	۸/۷
Scariola orientalis(ریشه گاوچاق کن)	۷/۳	۴۵/۶	۰/۴	۳
اندام هوایی	۱۶/۹	۶۲/۷	۰/۷	۱/۴
Euphorbia(ریشه فرفیون)	۲۹/۷	۸۸/۷	۰/۵	۶/۳
اندام هوایی فرفیون	۶۶/۱	۲۱۳	۰/۸	۷/۶
Aconthophyllum(ریشه چوبک)	۸/۱	۴۱/۴	۰/۳	۱/۹
اندام هوایی چوبک	۴۸	۱۷۹	۱/۴	۲/۷
Achillea wilhelmsii(ریشه بومادران)	۲۳/۴	۱۲۰/۶	۲/۷	۲/۹
اندام هوایی بومادران	۱۱۰/۵	۳۸۱	۳/۲	۸/۸
ریشه گیاه خانواده کاسنی	۳۴/۵	۱۳۲/۶	۰/۲	۴/۳
اندام هوایی	۸/۱	۴۵/۷	۰/۳	۵/۵
Triticum sp(ریشه گندم)	۷۵/۶	۲۲۷	۱	۲۹/۴
اندام هوایی گندم	۰	۴۸/۲	۰/۲	۲/۴
ریشه سلمه تره	۲/۷	۳۱/۶	۰	۳/۵
اندام هوایی	۴	۹۴/۳	۰	۰/۹

نتایج و بحث

نتایج بررسی آنالیز خاک (جدول ۱)نشان دادکه غلظت سرب و روی در خاکهای زراعی اطراف معدن که بصورت دیم و آبی برای کشاورزی مورد استفاده قرار می گیرند، بالاتر از حد معمول است.از سوی دیگر غلظت روی و سرب در اندام مختلف گیاهان بومی و حتی زراعی(گندم)بالا بود که نشان دهنده انتقال فلزات سنگین در گیاهان و خطر انتقال از طریق زنجیره غذایی به سایر موجودات را در پی دارد.

از آنجایی که اراضی این منطقه در حال حاضر عمدتا برای زراعت گندم،بقولات و باغ مورد استفاده قرار می گیرد، بنظر می رسد یک عامل عمده انتقال آلودگی با توجه به وزش بادهای شدید در منطقه،از طریق جریانهای باد و انتقال به سطوح مختلف خاک در طی سنوات مختلف می باشد.از سوی دیگر بنظر می رسدشناسایی باکتریهای مقاوم به فلزات سنگین یک روش مناسب برای کاهش آلودگی های فلزات از محیط در کنار گیاه پالایی باشد.برای این منظور در این مرحله ۳ سویه باکتری مقاوم از هر فلز تعیین و جداسازی گردید که انجام این کار، مرحله ای دقیق و زمانبر بود و از این سویه ها بعدا در کشت گلخانه ای برای ارزیابی پالایش خاکهای آلوده ،استفاده خواهد شد.مشاهدات همچنین نشان داد که تعداد باکتریهای مقاوم به فلز سرب، روی و نیکل بیشتر از تعداد باکتریهای مقاوم به کادمیوم می باشد. مضافا بر اینکه میزان مقاومت باکتریها به این فلزات بیشتر از کادمیوم مشاهده گردید.

منابع

[۱] سپهری،م. ۱۳۸۲.اثرات آلودگی خاک به کادمیوم بر توان گره زایی و تثبیت نیتروژن سویه های بومی سینوریزوبیوم ملیلوتی.پایان نامه کارشناسی ارشد رشته مهندسی علوم خاک دانشگاه تهران،کرج،ایران.

[۲] صلحی،م.۱۳۸۴.گیاه پالای خاکهای آلوده به سرب و روی و استفاده از رادیو ایزوتوپ روی جهت مطالعه رفتار آن در خاک و گیاه،پایان نامه دکتری خاکشناسی دانشگاه صنعتی اصفهان،اصفهان،ایران.

[3] Brooks,R.R.2000.Plants that hyperaccumulate heavy metals,CABI.Pub.UK.

[4] Hughes,M.N. and R.K.Poole.1989.metals and micro-organisms,Chapman & Hall Pub.New York.USA.

[5] Purohit,S.S. and Ashok K.Agrrawal.2006.Environmental Pollution.Agrobios Pub,India.

تاثیر گچ و کود دامی در تغییر خصوصیات شیمیائی خاک شور

محمد علی بهمنیار

اعضاء هیات علمی، گروه مهندسی علوم خاک، دانشکده علوم زراعی، دانشگاه کشاورزی و منابع طبیعی ساری.
mabahmaniar@yahoo.com

مقدمه

سمیت خاک یکی از فاکتور های محدود کننده در رشد محصولات زراعی و تغییر کیفیت خاک در خاکهای شور و قلیائی است [لیانگ و همکاران ۲۰۰۵]. مقادیر زیاد نمک تاثیر شدیدی روی خصوصیات فیزیکی، شیمیائی و در نتیجه رشد گیاه خواهد داشت. استفاده از مواد اصلاح کننده با منبع Ca^{+2}، که موجب جایگزینی با Na^{+} می شوند و همراه با کاربرد مواد آلی در بهبود خاکها موفقیت آمیز خواهد بود. در حال حاضر تاثیر تعداد زیادی از اصلاح کننده های آلی نظیر مالچ، کود دامی و کمپوست در اصلاح خاک شور و شور و قلیائی بررسی شد[دایز و کراس ۱۹۹۷، وحید و همکاران 1998] و بررسی ها نشان داد که کاربرد گچ، کمپوست و مواد آلی در خاکهای شور موجب افزایش شستشوی سدیم و کاهش درصد سدیم قابل تبادل، هدایت الکتریکی و افزایش میزان نفوذپذیری می شود[هانای و همکاران ۲۰۰۴، تجادا و همکاران ۲۰۰۶]. بررسی نقش گچ و کود دامی در تغییر و بهبود خصوصیات شیمیائی خاک از اهداف مهم تحقیق می باشد.

مواد و روشها

به منظور بررسی تاثیر کود دامی و گچ در بهبود خواص شیمیائی خاک شور، در سال ۱۳۸۵ سه سطح خاک شور با شوری قریب ۹ =S1، ۱۲ =S2 و ۱۵ =S3 دسی زیمنس بر متر انتخاب گردید. در خاک اول سه تیمار اصلاح کننده (۳۰ تن کو دامی در هکتار، ۵ تن گچ در هکتار و ۱۵ تن کود دامی + ۲/۵ تن گچ در هکتار) ، در خاک دوم هم سه تیمار اصلاح کننده (۴۰ تن کود دامی در هکتار، ۷/۵ تن گچ در هکتار و ۲۰ تن کود دامی+ ۳/۷۵ تن گچ در هکتار) و در خاک سوم نیز سه تیمار اصلاح کننده (۵۰ تن کود دامی در هکتار، ۱۰ تن گچ در هکتار و ۲۵ تن کود دامی + ۵ تن گچ در هکتار) در سه تکرار به صورت فاکتوریل در تحت کشت برنج در شرایط گلدانی اجراء گردید. پس از برداشت محصول, میزان EC, pH و Ca, Mg, Na, Cl محلول و همچنین میزان SAR, ESP خاک اندازه گیری شد.

نتایج و بحث

با مصرف کود دامی، میزان کلسیم محلول خاک در تمامی خاکهای مورد مطالعه افزایش یافته و این افزایش در خاک S3 بیشتر از سایر خاکها بوده است. اما کاربرد گچ در خاک شور به دلیل وجود کاتیون کلسیم و جایگزینی آن با سدیم سطح کلوئید میزان کلسیم محلول را به طرز معنی داری افزایش داده است. مصرف توام گچ و کود دامی نیز موجب افزایش کلسیم محلول خاک گردید و میزان افزایش در خاک S3 بیشتر از سایر خاکها بود. میزان افزایش کاتیون کلسیم محلول در تیمار S3 بیشتر از تیمار S1 بوده اما نسبت افزایش در تیمار S1 بیشتر از سایر تیمار ها بوده است (جدول ۱).

میزان منیزیم محلول نیز با جایگزین شدن با سدیم افزایش نشان داده و روند افزایش و تغییرات منیزیم تقریباً شبیه کلسیم بوده است(جدول ۱). میزان سدیم محلول به دلیل جایگزینی با کلسیم و منیزیم کاهش نشان داده است و در تیمار کاربرد گچ بیشترین میزان کاهش اتفاق افتاده و در مقایسه با تیمار گچ+ کود دامی تفاوت معنی داری نشان نداده است. تجادا و همکاران [۲۰۰۶]، هانای و همکاران [۲۰۰۴] نیز با کاربرد کود آلی، کاهش میزان سدیم محلول را نتیجه گیری نمودند. میزان کلر محلول خاک در خاکهای با شوری مختلف کاهش نشان داده و بیشترین کاهش در تیمار کاربرد گچ اتفاق افتاد و در تیمار کود دامی این کاهش معنی دار نبود اما در تیمار کاربرد گچ + کود دامی نسبت به شاهد در تمامی تیمار های شوری کاهش، معنی دار بود. میزان EC خاک پس از برداشت محصول در تیمار های مواد اصلاح کننده کاهش یافته ولی این کاهش معنی دار نبود و در تیمار کاربرد گچ بیشتر از سایر تیمارها بوده است.

کاهش میزان EC با کاربرد گچ نیز توسط تجایا و همکاران [۲۰۰۶] مورد تائید قرار گرفت.

جدول ۱- خصوصیات شیمیائی خاکهای مورد مطالعه پس از اعمال تیمارهای مختلف مواد اصلاح کننده

تیمارها	Ca meq/l	Mg meq/l	Na meq/l	Cl meq/l	EC dS/m	pH	SAR	ESP
S1C	۲۶/۸c	۱۸/۵a	۴۳a	۸۹/۵a	۸/۸۳ a	۷/۵۳a	۹/۱a	۱۰/۷۸a
S1M	۲۹/۷b	a۱۹/۲	۴۰ab	۸۷/۵ab	۸/۱۴ a	۷/۴۸a	۸/۱a	۹/۶۴ab
S1G	۳۱/۵ab	۱۹/۸a	۳۸b	۸۴/۵b	۸/۰۴ a	۷/۵۱a	۷/۵ab	۸/۹۳b
S1M+G	۳۲/۲a	۱۹/۶a	۳۷b	۸۵/۵b	۸/۱۰ a	۷/۴۹a	۷/۳c	۸/۶۶b
S2C	c۳۹/۰	۲۱/۲a	۷۰a	۱۱۶/۲a	۱۱/۷۱ a	۷/۴۷a	۱۲/۸a	۱۴/۹۶a
S2M	۴۲/۰b	۲۱/۸a	۶۵ab	۱۱۳/۴ab	۱۰/۹۲ a	۷/۴۹a	۱۱/۵ab	۱۳/۵۸ab
S2G	۴۳/۴a	۲۲/۳a	۶۳c	۱۱۱/۳b	۱۰/۸۷ a	۷/۵۰a	۱۱/۰b	۱۳/۰۰a
S2M+G	۴۲/۱ab	۲۱/۹a	۶۴c	۱۱۳/۴b	۱۰/۷۶ a	۷/۴۷a	۱۱/۳b	۱۳/۳۶a
S3C	۴۵/۷c	۲۴/۵a	۹۱a	۱۵۵/۶a	۱۴/۹۳ a	۷/۴۹a	۱۵/۵a	۱۷/۷۲a
S3M	۴۹/۵b	۲۵/۶a	۸۶ab	۱۵۱/۶ab	۱۳/۵۷ a	۷/۴۸a	۱۴/۱ab	۱۶/۳۲ab
S3G	۵۱/۶a	۲۶/۵a	۸۴b	۱۴۷/۴b	۱۲/۹۵ a	۷/۴۳a	۱۳/۵ b	۱۵/۶۸b
S3M+G	۵۰/۸ab	۲۵/۸a	۸۵b	۱۴۸/۴b	۱۳/۱۴ a	۷/۴۶a	۱۳/۷b	۱۵/۹۲b

S1 = هدایت الکتریک تقریباً ۹ دسی زیمنس بر متر، S2 = هدایت الکتریک تقریباً ۱۲ دسی زیمنس بر متر S3 = هدایت الکتریک تقریباً ۱۵ دسی زیمنس بر متر C = شاهد، M = کود دامی، G = گچ حروف مشابه در هر ستون نشاندهنده عدم تفاوت معنی دار

تغییرات pH در خاکهای مورد مطالعه و تیمار های مختلف معنی دار نشد. میزان SAR وESP خاک نیز با مصرف مواد اصلاح کننده(گچ و کود دامی) کاهش نشان داد (تجادا و همکاران ۲۰۰۶). کاربرد گچ در سطوح مختلف شوری خاک، میزان ESP کاهش یافته بیشتر از سایر تیمارها بوده است. لذا کاربرد مواد اصلاح کننده نظیر گچ و کود دامی با کاهش میزان Na, Cl ,ESP, EC و افزایش میزان کلسیم و منیزیم محلول اثرات بسیار مفید و موثری در بهبود خواص شیمیائی خاکهای شور خواهند داشت. لذا با بررسی دقیق تر در شرایط مزرعه با امکان شستشوی عمقی و سطحی(با توجه به نوع آبیاری در برنجزارها) قادر خواهد بود شرایط بهتری را جهت رشد و نمو گیاهان فراهم نماید.

منابع

[1] Diez, t., and M. Krauss, 1997. effect of long-term compost application on yield and soil fertility. Agribiological Research. 50: 78-84.

[2] Hanay, A., F. Buyuksanmz, F. M. Kiziloglu, and M. V. Canbolat, 2004. Reclamation of saline-sodic soils with gypsum and MSW compost. Compost Science and Utilization. 12(4), 175-179.

[3] Liang, Y., M. Nikolic, Y. Peng, W. Chen, and Y. Jiang, 2005. Organic maure stimulates biological activity and barely growth in soil subject to secondary salinization. Soil Biology and Biochemistry, 37: 1185-11985.

[4] Tejada, M., C. Garcia, J. L. Gonzalez, and M. T. Hernandez, 2006. Use of organic amendment as a strategy for saline soil remediation: Influence on the physical chemical and biological properties of soil. Soil Biology and Biochemistry, 38: 1413-1421.

[5] wahid, A., S. Akhtar, I. Ali, and E. Rasul, 1998. Amelioration of saline-sodic soils with organic matter and their use for wheat growth. Communication in Soil Science and Plant Analysis, 29: 2307-2318.

نقش آهک و مواد آلی در میزان تجمع عناصر سنگین در خاک و گیاه در اراضی تحت تاثیر فاضلاب صنعتی

محمد علی بهمنیار

عضو هیات علمی، گروه مهندسی علوم خاک، دانشکده علوم زراعی، دانشگاه کشاورزی و منابع طبیعی ساری.
mabahmaniar@yahoo.com

مقدمه

کربنات کلسیم جزء کانی های محیط خاک است که قادر می باشد با جذب شیمیائی بعضی از عناصر سنگین یک مکانیسم جذب و نگهداری فلز را فراهم آورده و سبب کاهش فعالیت فرم محلول این عناصر گردد[۴]. خاکهای حاوی کربنات کلسیم آزاد می توانند کادمیوم و سرب را جذب کرده و از قابل دسترس بودن آن برای گیاه بکاهند و عناصری نظیر کادمیوم و روی در افق های سطحی با مواد آلی خاک پیوند تشکیل داده و غلظت عناصر در خاک بیشتر از میزان آن در گیاه می گردد[۲]. جذب سرب به وسیله مواد آلی اسا ساً از طریق واکنش های تشکیل کمپلکس با مواد آلی بوده و در نتیجه بین کربن آلی خاک و میزان سرب رابطه معنی داری موجود است[۶]. مصرف آهک، فسفر و مواد آلی در کاهش سمیت عناصر سنگین در خاکهای آلوده مهم است[۱] و در خاکهای آهکی جذب اغلب عناصر سنگین بویژه کادمیوم کاهش می یابد[۵]. هدف از این تحقیق بررسی نقش آهک و مواد آلی در کاهش میزان جذب عناصر سنگین توسط گیاه در مناطق متاثر از فاضلاب صنعتی می باشد.

مواد و روشها

به منظور بررسی تاثیر مصرف طولانی مدت فاضلاب صنعتی در تمرکز عناصر سنگین در خاک و نقش آهک و مواد آلی خاک در میزان تجمع عناصر در خاک و گیاه ، فاضلاب صنعتی کارخانه های کروم شیمیائی (۱)، صنایع چوب و کاغذ (۲) و نساجی قاتم شهر (۳) در سال ۱۳۸۴ مورد بررسی قرار گرفت. فاضلاب کارخانه ها پس از مخلوط شدن با آب رودخانه جهت آبیاری اراضی زراعی بویژه برنجزار استفاده می گردد (حداقل از ۲۰ سال قبل تا کنون). فاضلاب ها قبل و پس از اختلاط با آب رودخانه نمونه برداری و میزان عناصر سنگین اندازه گیری شد. در زمان رسیدگی برنج از ریشه، اندام هوائی و دانه برنج در مناطق تحت تاثیر فاضلاب و منطقه شاهد (تحت تاثیر پساب قرار نداشت) نمونه برداری و خاکها نیز پس از برداشت از دو عمق (صفر تا ۱۵ و ۱۵ تا ۳۰ سانتی متری) نمونه برداری شد. پس از برداشت برنج از ریشه و اندام هوائی علف هرز روئیده شده و یاشبدر کاشته شده نیز نمونه برداری صورت پذیرفت. میزان مواد آلی، کربنات کلسیم و مقادیر کل عناصر سنگین در خاک و اندام های گیاهی نمونه برداری شده تعیین گردید.

نتایج و بحث

مواد آلی به دلیل در اختیار داشتن بار منفی قابل توجه قادر خواهد بود که عناصر سنگین به فرم کاتیونی را جذب نماید. در این بررسی با افزایش میزان مواد آلی خاک مقادیر نیکل، کروم، روی و مس تجمع یافته در خاک افزایش نشان داد و سایر عناصر افزایش معنی داری نشان ندادند (جدول ۱). در بررسی های صورت گرفته توسط محققین مختلف [۲ و ۶] جذب عناصر سنگین به وسیله مواد آلی اساساً از طریق واکنش های تشکیل کمپلکس با مواد آلی بوده و در نتیجه بین کربن آلی خاک و میزان عناصر سنگین رابطه معنی داری موجود است.

همچنین با افزایش مقدار آهک، میزان تجمع عناصر سنگین نظیر نیکل، کروم، روی و مس در خاک کاهش معنی داری یافته است (جدول ۱). این نتیجه با نتایج محققین مختلف [۱ و ۵] که غالباً افزایش تجمع میزان عناصر سنگین در خاکهای آهکی را بیان می کنند مطابقت ندارد. اما Kapta-penda and Penda (2001) جهت اصلاح خاکهای حاوی عناصر سنگین بویژه عنصر روی افزایش آهک را توصیه نمود که این عمل می تواند با جذب عناصر سنگین توسط کربنات کلسیم، میزان آن در خاک کاهش دهد.

جدول ۱- همبستگی بین میزان مواد آلی و آهک خاک و عناصر سنگین کل در افق سطحی اراضی تحت تاثیر فاضلاب صنعتی

خصوصیات خاک	Cd	Pb	Ni	Cr	Zn	Cu	Mn
مواد آلی (منطقه دو)	-۰/۴۴۴	+۰/۰۰۵	+۰/۸۶۱**	+۰/۸۸۵**	+۰/۸۸۵**	+۰/۶۹۲*	+۰/۴۵۷
آهک (منطقه دو)	+۰/۸۴۳**	-۰/۱۵۵	-۰/۷۵۵*	-۰/۹۰۳**	-۰/۸۱۹**	-۰/۶۱۳	-۰/۳۹۹
مواد آلی (منطقه سه)	+۰/۵۶۸	-۰/۰۰۴	+۰/۸۸۸**	+۰/۸۸۳**	+۰/۸۱۱**	+۰/۹۰۹**	+۰/۲۷۷
آهک (منطقه سه)	-۰/۵۹۲	+۰/۱۲۵	-۰/۷۹۱*	-۰/۹۳۱**	+۰/۶۹۹*	-۰/۸۲۵**	-۰/۰۷۵

** معنی دار درسطح یک درصد * معنی دار درسطح پنج درصد

تجزیه علف های هرز روئیده شده و شبدر کشت شده نشان داد که میزان عناصر سنگین موجود در ریشه گیاهان در اراضی شاهد و اراضی تحت تاثیر فاضلاب صنعتی بیشتر از اندام هوائی این گیاهان بوده و میزان این عناصر در اراضی تحت تاثیر فاضلاب بیشتر (حدود ۲ برابر) از اراضی شاهد بود(جدول ۲). با عنایت به اینکه این اراضی مدت زیادی تحت تاثیر فاضلاب صنعتی قرار داشتند انتظار می رفت میزان جذب و انتقال عناصر سنگین بیشتر از مقادیر فوق باشد. آهکی بودن خاک و وجود مواد آلی مناسب و سایر خصوصیات خاک و دمای پائین بویژه در فصول کشت شبدر و رویش علوفه می تواند در کاهش انتقال عناصر سنگین خاکهای منطقه موثر باشد. لذا استفاده بلند مدت از فاضلاب صنعتی و یا مصرف با غلظت های بالاتر بویژه در فصول کم آبی نیاز به بررسی و دقت نظر بیشتری خواهد داشت.

جدول ۲- میزان عناصر سنگین درریشه و اندام هوائی علف هرز و شبدر در اراضی مورد بررسی

	Cd		Pb		Ni		Cr		Zn		Cu		Mn	
	ش	ت	ش	ت	ش	ت	ش	ت	ش	ت	ش	ت	ش	ت
B1-R-CL	۱/۰	۱/۲	۱۱/۲	۱۵/۳	۲/۵	۵/۰	۳/۰	۵/۲	۳۷/۱	۶۰/۶	۱۲/۴	۱۹/۵	۲۳/۱	۵۱/۱
B1-Sh-CL	۰/۲	۰/۳۵	۰/۳۲	۱/۳۵	۰/۱۹	۰/۸۸	۲/۶	۳/۹	۱۷/۴	۲۴/۸	۲/۱۱	۳/۴۰	۱۹/۱	۳۵/۳
B2-R-Gr	۰/۴	۱/۵	۲۲/۵	۴۷/۲	۲۰/۱	۳۵/۸	۲۹/۹	۶۳/۶	۷۵/۴	۶۰/۱	۲۵/۰	۲۵/۷	۹۹	۱۳۹
B2-Sh-Gr	۰/۲۳	۰/۵۰	۸/۳۰	۱۲/۰	۳/۷	۵/۷	۳/۷	۷/۱	۷۶/۶	۶۳/۸	۱۷/۶	۲۰/۶	۸۲	۱۵۳

B1= اراضی تحت تاثیر فاضلاب کارخانه صنایع چوب و کاغذ و زیر کشت شبدر B2 = اراضی تحت تاثیر فاضلاب کارخانه نساجی و تحت پوشش علف هرز ت= تحت تاثیر فاضلاب ش= شاهد R= ریشه Sh = اندام هوائی CL= شبدر Gr= علف هرز

منابع

[1] Haiyan, W., 2003. Effect of Cd, Zn and Pb compound pollution on celery in a ferric Acrisols. Soil and Sediment Contamination. 12: 3, 357-370.

[2] Jirovec, R., and K. Drbal, 1996. Transport and accumulation of heavy metals in soil and plants of a wetland ecosystem. Sbornik-Jihoceka, Univerzita-zemedelska-Fakulta-Ceska-Budejovice-Fytotechnicka-Rada. 13: 1, 5-14.

[3] Kabata-pendia A., and H. Pendia, 2001. Trace elements in soils and plants. CRC Press, Boca Raton London, New Yourk, Washington, D.C., pp. 413.

[4] Mcbride, M. B. 1980. Chemisorption of Cd^{+2} on calcite surface. Soil Science Society of American journal. 44: 26-28.

[5] Reed, R. I., M. A. Sanderson, V. G. Allen, and R. E. zartman, 2002. Cadmium application and pH effects on growth and cadmium accumulation in Switchgrass. Communication in Soil Science and Plant Analysis. 33: 7&8, 1187-1203.

[6] Zhou, Q., X. Wang, R, Liang, and Y. Wu, 2003. Effects of cadmium and mixed heavy metals on rice growth in Liaoning, China. Soil and Sediment Contamination. 12: 851-864.

همبستگی بین عناصر سنگین موجود در خاک متاثر از فاضلاب شهری و صنعتی و تاثیر آن در تجمع و جذب توسط گیاه

مهدی قاجار سپانلو، محمد علی بهمنیار و مینا شهابی

اعضاء هیات علمی، گروه مهندسی علوم خاک، دانشکده علوم زراعی، دانشگاه کشاورزی و منابع طبیعی ساری.
mabahmaniar@yahoo.com

مقدمه

در محیط حاوی عناصر سنگین بالا، عناصر روی و کادمیوم دارای اثر سینرژیستی بوده و با افزایش میزان روی حلالیت کادمیوم افزایش یافته و مقدار بیشتری از ریشه به سمت اندام هوائی انتقال می یابد. همچنین زیادی روی در محلول خاک موجب کاهش جذب آهن در گیاه می گردد[۲]. اثر متقابل بین مس و روی در خاک مشاهده گردید و در نتیجه اثر متقابل مس و آهن کمبود جذب آهن در گیاه اتفاق افتاده و از طرف دیگر وجود آهن موجب کاهش جذب مس از محلول خاک می گردد. بعلاوه اثر متقابل مثبت(سینرژیستی) تاثیر مس برجذب آهن نیز گزارش گردیده است [۴]. با افزایش میزان مس، مقدار بیشتری کادمیوم و منگنز توسط ریشه جذب می شود. همچنین سرب با کادمیوم اثر آنتاگونیسمی دارد یعنی فراوانی هرکدام موجب کاهش در جذب و انتقال دیگری به اندام هوائی گیاه می‌گردد[۳]. هدف از تحقیق بررسی اثرات متقابل عناصر سنگین در میزان تجمع آن در خاک و جذب توسط گیاه می باشد.

مواد و روشها

به منظور بررسی تاثیر مصرف طولانی مدت فاضلاب صنعتی و شهری در تمرکز عنا صر سنگین در خاک و نقش غلظت عناصر تجمع یافته در میزان جذب و تجمع در گیاه، فاضلاب صنعتی کارخانه نساجی قائم شهر و پساب شهری شمال غربی ساری در سال ۱۳۸۴ مورد بررسی قرار گرفت. فاضلاب کارخانه و پساب شهری پس از مخلوط شدن با آب رودخانه جهت آبیاری اراضی زراعی بویژه برنجزار استفاده می گردند (حداقل از ۲۰ سال قبل تا کنون) . فاضلاب و پساب قبل و پس از اختلاط با آب رودخانه نمونه برداری و میزان عناصر سنگین آن اندازه گیری شد. در زمان رسیدگی برنج خاکهای مناطق تحت تاثیر فاضلاب و شاهد(تحت تاثیر پساب قرار نداشت) پس از برداشت از دو عمق (صفر تا ۱۵ و ۱۵ تا ۳۰ سانتی متری) نمونه برداری شد. پس از برداشت برنج از ریشه و اندام هوائی علف هرز روئیده شده و یا شبدر کاشته شده نیز نمونه برداری صورت پذیرفت. مقادیر کل عناصر سنگین در خاک (Baker and Amacher 1982) و همچنین در اندام های گیاهی تعیین گردید.

نتایج و بحث

در مناطق تحت تاثیر فاضلاب، میزان عناصر سنگین افزایش یافته و افزایش هر یک از عناصر با توجه به خصوصیات فیزیکی و شیمیائی خاک، تحت تاثیر سایر عناصر معدنی نیز قرار گرفته است. با افزایش کادمیوم میزان کروم، روی و مس تجمع یافته در خاک گردیده است(جدول ۱). اثر سینرژیستی روی و کادمیوم در مطالعات گراهام و همکاران [۱۹۸۷] مورد بررسی و تائید قرار گرفته است. اما میزان سرب تاثیر چندانی بر تجمع سایر عناصر نداشته است. اثر آنتاگونیسمی سرب با کادمیوم توسط برخی از محققین [۳] گزارش گردیده اما در این بررسی تاثیر معنی دار نبوده است. با افزایش نیکل تجمع یافته در خاک، میزان کروم، روی و مس تجمع یافته افزایش یافت، لیکن افزایش عنصر روی موجب افزایش تجمع مس و منگنز گردیده است(جدول ۱).

کادمیوم و سرب تجمع یافته در خاک در میزان جذب عناصر در اندام هوائی علف هرز تاثیر معنی داری نداشتند. اما افزایش نیکل کل موجب افزایش نیکل و کاهش کروم جذب شده در اندام هوائی گردید. ضمناً افزایش میزان کروم کل خاک موجب افزایش جذب کروم، روی و مس در اندام هوائی گردید (جدول ۲). بالا رفتن میزان روی کل در خاک با کاهش جذب نیکل و کروم همراه بود و افزایش روی و مس در اندام هوائی اتفاق افتاده است.

جدول ۱- همبستگی بین عناصر سنگین در خاک افق سطحی اراضی تحت تاثیر فاضلاب صنعتی

	Cd	Pb	Ni	Cr	Zn	Cu	Mn
Cd	۱/۰۰۰	+۰/۴۴۵	۰+/۳۸۱	+۰/۶۷۵*	+۰/۶۹۷*	+۰/۶۹۹ *	+۰/۴۶۴
Pb		۱/۰۰۰	−۰/۳۹۶	−۰/۱۹۴	−۰/۱۱۴	−۰/۱۲۶	−۰/۰۶۵
Ni			۱/۰۰۰	+۰/۸۹۰ **	+۰/۸۷۵ **	+۰/۹۲۶ **	+۰/۴۷۶
Cr				۱/۰۰۰	+۰/۸۸۲	+۰/۹۴۷ **	+۰/۴۰۷
Zn					۱/۰۰۰	+۰/۹۶۸ **	+۰/۷۵۵ **
Cu						۱/۰۰۰	+۰/۵۸۷
Mn							۱/۰۰۰

** معنی دار درسطح یک درصد * معنی دار درسطح پنج درصد

مس کل خاک با نیکل و کروم همبستگی منفی و با روی و مس انتقال یافته به اندام هوائی همبستگی مثبت نشان داده است. اما Kitgishi and Yamane (۱۹۸۱) کاهش جذب روی در حضور مس زیاد را نتیجه گیری کردند. ضمناً منگنز کل خاک موجب کاهش جذب نیکل، کروم، مس و افزایش جذب روی گردیده است (جدول ۲).

Kapta-penda and Pandea (۲۰۰۱) نیز تاثیر متقابل مس و منگنز را گزارش نموده اند. لذا در خاکهای تحت تاثیر فاضلاب صنعتی و شهری که حاوی عناصر سنگین هستند وجود عناصر سنگین در موارد زیادی موجب افزایش تجمع و انتقال عناصر دیگر به اندام های هوائی گیاه شده و در برخی موارد موجب کاهش جذب عناصر می گردد و این کاهش جذب عمدتاً مربوط به عناصر ریز مغذی نظیر آهن، روی و مس می باشد.

جدول۲- همبستگی بین میزان عناصر سنگین (کل) در خاک افق سطحی و مقدار عناصر سنگین در اندام هوائی علف هرز در اراضی تحت تاثیر پساب (کارخانه نساجی شماره ۳ قائم شهر)

عناصر	Cd.t.s	Pb.t.s	Ni.t.s	Cr.t.s	Zn.t.s	Cu.t.s	Mn.t.s
Cd.sh.wee	+۰/۰۹۷	−۰/۱۲۱	+۰/۲۶۷	+۰/۰۳۵	+۰/۲۴۰	+۰/۲۸۳	+۰/۴۲۷
Pb.sh.wee	+۰/۴۱۵	+۰/۱۳۸	+۰/۴۶۵	+۰/۷۳۵	+۰/۵۷۴	+۰/۵۲۳	+۰/۴۱۴
Ni.sh.wee	−۰/۵۵۹	+۰/۰۲۰	+۰/۸۹۲*	−۰/۸۵۳*	−۰/۹۳۶**	−۰/۹۵۷**	−۰/۹۱۳*
Cr.sh.wee	−۰/۶۴۳	+۰/۱۰۹	−۰/۹۰۰*	+۰/۹۵۴**	−۰/۹۹۶**	−۱/۰۰۰**	−۰/۹۶۹**
Zn.sh.wee	+۰/۷۸۸	−۰/۱۱۸	+۰/۶۹۳	+۰/۹۱۷**	+۰/۹۲۶**	+۰/۸۹۸*	+۰/۹۴۱**
Cu.sh.wee	+۰/۷۱۶	−۰/۱۸۰	+۰/۸۰۴	+۰/۹۵۲**	+۰/۹۷۱**	+۰/۹۵۵**	−۰/۹۷۵**
Mn.sh.wee	−۰/۲۴۶	+۰/۱۱۰	−۰/۷۵۴	−۰/۵۳۱	−۰/۶۷۴	−۰/۷۳۰	+۰/۷۱۶

** معنی دار درسطح یک درصد * معنی دار درسطح پنج درصد t.s= کل خاک sh.wee= اندام هوائی علف هرز

منابع

[1] Baker, D. E., and M. C. Amacher, 1982. Nickel, copper zinc and cadmium. In *Methods of soil analysis*, eds. A. L. Page, R. H. Miller and D. R. Keeney, 323-336. American Society of Agronomy: Madison, Wisconsin.

[2] Graham, R. D., R. M. Welch, D. L. Grunes, E. Cary, and W. A. Norvell, 1987. Effects of zinc deficiency on the accumulation of boron and other mineral nutrients in barely. Soil Science Society of American Journal. 51: 652-658.

[3] Kabata-pendia A., and H. Pendia, 2001. Trace elements in soils and plants. CRC Press, Boca Raton London, New Yourk, Washington, D.C., pp. 413.

[4] Kitagishi, K., and I. Yamane, 1981. Heavy metals pollution in soils of Japan. Japan Science Society Press, Tokyo. 302 pp.

تاثیر میزان رس، ظرفیت تبادل کاتیونی و pH خاک در میزان تجمع و انتقال عناصر سنگین در اراضی تحت تاثیر پساب صنعتی

مینا شهابی و محمد علی بهمنیار

اعضاء هیات علمی، گروه مهندسی علوم خاک، دانشکده علوم زراعی، دانشگاه کشاورزی و منابع طبیعی ساری.
mabahmaniar@yahoo.com

مقدمه

عناصر سنگین بویژه زمانیکه pH خاک قلیائی باشد تمایل زیادی به جذب بر روی سیلیکاتهای لایه ای دارا می باشند[۴]. ضمناً جذب و تجمع کادمیوم، کروم، نیکل و روی در یک خاک قلیائی با pH بالا، بیشتر از خاکی با pH پائین بوده است و مقدار عناصر جذب شده در اندام های گیاهی در خاکی با pH پائین تر بیشتر بوده است. همچنین با کاهش pH، میزان جذب و تجمع کادمیوم در گیاه افزایش یافته و این افزایش در ریشه ها بیشتر از سایر اندام های گیاهی می باشد [۳] در خاکهائی که میزان رس آنها پائین تر و مواد آلی کمتر داشته باشند. جذب مس، روی، کادمیوم و نیکل بیشتر صورت می پذیرد. در خاکهای قلیائی کادمیوم بیشتر رسوب می کند. مقدار سرب در خاکهای با بافت سنگین بیشتر از خاکهای سبک گزارش شده است[۵]. بعلاوه هر چه ظرفیت تبادل کاتیونی خاکها بالاتر باشد تمایل به جذب شکل کاتیونی عناصر سنگین در آنها افزایش می یابد. در نتیجه درخاکهائی که ظرفیت تبادل کاتیونی کمتری داشته باشند جذب بیشتر از عناصر توسط گیاه صورت می پذیرد (۶). نقش میزان رس، ظرفیت تبادل کاتیونی و واکنش خاک در میزان تجمع و انتقال عناصر سنگین ار اهداف مهم و اساسی تحقیق می باشد.

مواد و روشها

به منظور بررسی تاثیر مصرف طولانی مدت فاضلاب صنعتی در تمرکز عناصر سنگین در خاک و نقش خصوصیات خاک در میزان تجمع در خاک و گیاه ، فاضلاب صنعتی کارخانه های کروم شیمیائی (۱)، صنایع چوب و کاغذ (۲) و نساجی قائم شهر (۳) در سال ۱۳۸۴ مورد بررسی قرار گرفت. فاضلاب کارخانه ها پس از مخلوط شدن با آب رودخانه جهت آبیاری اراضی زراعی بویژه برنجزار استفاده می گردد (حداقل از ۲۰ سال قبل تا کنون) . فاضلاب ها قبل و پس از اختلاط با آب رودخانه نمونه برداری و میزان عناصر سنگین آن اندازه گیری شد. در زمان رسیدگی برنج از ریشه، اندام هوائی و دانه برنج در مناطق تحت تاثیر فاضلاب و منطقه شاهد (تحت تاثیر پساب قرار نداشت) نمونه برداری شد. خاکها نیز پس از برداشت از دو عمق (صفر تا ۱۵ و ۱۵ تا ۳۰ سانتی متری) نمونه برداری شد. نوع بافت خاک، pH و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک تعیین گردید و مقادیر کل عناصر سنگین در خاک و در اندام های گیاهی تعیین گردید.

نتایج و بحث

با افزایش میزان رس خاک مقادیر نیکل، کروم، روی و مس کل تجمع یافته در خاک افزایش معنی داری نشان داد و مقدار سرب و منگنز تجمع یافته افزایش معنی داری نشان نداده است. اما با افزایش میزان رس خاک مقدار کادمیوم کل کاهش یافته است (جدول ۱). در اراضی تحت تاثیر فاضلاب صنعتی نساجی قائم شهر افزایش وجود داشت اما معنی دار نشد. برخی از محققین[۴] در بررسی خود نتیجه گرفتند که میزان عناصر سنگین در خاکهائی با بافت سنگین بیشتر از میزان آن در بافت سبک می باشد. اما ظرفیت تبادل کاتیونی که بیان کننده میزان بار منفی کلوئید ها و توان تبادل و جذب کاتیونها در سطح کلوئید می باشد، با افزایش آن مقدار نیکل، کروم، روی و مس تجمع یافته افزایش نشان داد و مقادیر کادمیوم، سرب و منگنز افزایش معنی داری نداشتند(جدول ۱). همچنین عنصر روی هم با حضور در بین لایه های کانی های سیلیکاتی غیر متحرک می شود [۴] و در نتیجه در خاکهائی که ظرفیت تبادل کاتیونی پائین تری دارند میزان تجمع عناصر کمتر و جذب توسط گیاه بیشتر می شود[۵].

جدول ۱- همبستگی بین میزان رس، CEC و pH خاک و عناصر سنگین کل در افق سطحی اراضی تحت تاثیر فاضلاب صنعتی

خصوصیات خاک	Cd	Pb	Ni	Cr	Zn	Cu	Mn
Clay (منطقه دو)	-۰/۷۹۲ *	+۰/۱۱۹	+۰/۸۰۹ **	+۰/۸۶۶ **	+۰/۷۳۸ *	+۰/۶۸۵ *	+۰/۵۶۳
CEC (منطقه دو)	-۰/۷۰۶ *	+۰/۱۵۰	+۰/۹۳۴ **	+۰/۹۵۶ **	+۰/۸۵۲ **	+۰/۷۹۵ *	+۰/۶۱۵
pH (منطقه دو)	+۰/۰۵۶	-۰/۳۹۳	-۰/۴۴۷	-۰/۲۱۰	-۰/۵۲۹	+۰/۰۳۱	+۰/۱۷۰
Clay (منطقه سه)	+۰/۵۰۳	+۰/۱۲۳	-۰/۲۳۴	+۰/۱۰۱	+۰/۰۶۷	+۰/۰۱۷	+۰/۰۶۸
CEC (منطقه سه)	+۰/۳۶۱	+۰/۰۶۶	+۰/۸۷۹ **	+۰/۷۲۵ **	+۰/۸۱۷ **	+۰/۸۳۳ **	+۰/۵۰۹
pH (منطقه سه)	-۰/۱۱۷	+۰/۰۶۲	-۰/۴۲۵	-۰/۵۱۸	-۰/۱۱۳	-۰/۳۳۴	+۰/۴۷۳

** معنی دار درسطح یک درصد * معنی دار درسطح پنج درصد منطقه دو= اراضی تحت تاثیر فاضلاب کارخانه صنایع چوب و کاغذ
منطقه سه= اراضی تحت تاثیر فاضلاب کارخانه نساجی

ضمناً به دلیل قلیائی بودن خاک در اراضی تحت تاثیر فاضلاب صنعتی میزان عناصر سنگین در اندام هوائی و دانه برنج تحت کشت افزایش یافت. بیشترین میزان تجمع عناصر در اندام هوائی مربوط به سرب با ۵ برابر افزایش و کمترین میزان مربوط به عناصر روی و مس می باشد که به دلیل تحرک کمتر این عناصر در بین لایه های رس باقی مانده اند و کمتر در اختیار گیاه قرار گرفتند (جدول ۲). لذا علیرغم آبیاری مستمر در مدت بیش از ۳۰ سال با آب متاثر از فاضلاب صنعتی دراراضی برنجکاری مورد نظر، میزان جذب و انتقال به اندام های هوائی و دانه کمتر از حد سمیت بوده است. همچنین در این خاکها به دلیل سنگین بودن بافت خاک و بالا بودن ظرفیت تبادل کاتیونی و واکنش قلیائی، میزان عناصر سنگین جذب و تجمع یافته در خاک بالا بوده و مقداری که در اختیار گیاه قرار گرفته و به اندام های هوائی انتقال یافته چندان زیاد نبوده است.

جدول ۲- میزان عناصر سنگین در اندام هوائی و دانه برنج در اراضی مورد بررسی

	Cd		Pb		Ni		Cr		Zn		Cu		Mn		Fe	
	ش	ت	ش	ت	ش	ت	ش	ت	ش	ت	ش	ت	ش	ت	ش	ت
S1Sh	۰/۱۰	۰/۱۸	۱/۵	۷/۲	۵/۰	۶/۲	۱۲/۵	۱۴/۸	۳۲/۶	۳۸/۸	۳/۵	۳/۷	۴۳۰	۳۴۰	۱۲۴	۸۵
S1Gr	۰/۱۹	۰/۳۵	۰/۳۲	۱/۳	۰/۱۹	۰/۸۸	۲/۶۵	۳/۹۷	۱۷/۴	۲۴/۸	۲/۱۱	۳/۴۰	۳۵/۲	۲۹/۶	۱۴/۴	۱۵/۵
S2Sh	۰/۱۰	۰/۲۳	۱/۵۳	۱۰/۳	۳/۸۳	۱۰/۳	۱۵/۸	۲۹/۸	۱۵/۷	۲۳/۳	۲/۹۳	۴/۰۳	297	۳۵۲	۸۰	۱۴۳
S2Gr	۰/۰۸	۰/۲۵	۰/۰۹	۰/۱۷	۰/۹۰	۱/۴	۲/۲۷	۳/۷۱	۱۵/۳	۲۴/۵	۳/۹	۳/۶	۲۰/۵	۱۹/۰	۱۶/۳	۲۳/۴

S1= اراضی تحت تاثیر فاضلاب کارخانه صنایع چوب و کاغذ S2 = اراضی تحت تاثیر فاضلاب کارخانه نساجی ت= نحت تاثیر فاضلاب
ش= شاهد Sh= اندام هوائی Gr= دانه

منابع

[1] Barcan, V., and E. Kovnatsky, 1998. Soil surface geochemical anomaly around the copper-nickel metal-lurgical smelter. Water, Air, Soil Pollution. 103: 197-205.

[2] Griffith, M. B., K. S. Super, W. Lynch, and B. E. Fishman, 2001. Accumulation of metals in vegetation from an alkaline artificial soil. Journal of Environmental Science and Health. A36: 1, 49-61.

[3] Hickey, M. G., and J. A. Kittrick, 1984. Chemical partitioning of cadmium, copper, nickel and zinc in soils and sediments containing high levels of heavy metals. Journal of Environmental Quality. 13: 372-386.

[4] Kabata-pendia A., and H. Pendia, 2001. Trace elements in soils and plants. CRC Press, Boca Raton London, New Yourk, Washington, D.C., pp. 413.

[5] Reed, R. I., M. A. Sanderson, V. G. Allen, and R. E. zartman, 2002. Cadmium application and pH effects on growth and cadmium accumulation in Switchgrass. Communication in Soil Science and Plant Analysis. 33: 7&8, 1187-1203.

تأثیر زمان بر جزءبندی عناصرسنگین در برخی از خاک های آهکی همدان

زهرا وارسته خانلری و محسن جلالی

به ترتیب کارشناسی ارشد و دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه بوعلی سینا، همدان

مقدمه

سالانه مقادیر زیادی از آلاینده ها وارد محیط زیست می گردد. ورود این آلاینده ها به خاک باعث انباشته شدن بیش از حد فلزهای سنگین مانند سرب، کادمیم، مس و روی در خاک می گردد. آلودگی خاک به این عناصر موجب ورود آنها به زنجیره غذایی از طریق جذب به وسیله گیاه و ایجاد سمیت می گردد (۱) و یا در صورت تحرک از نیمرخ خاک شسته شده و باعث آلودگی آب های زیرزمینی می گردد (۵). تحرک عناصر سنگین در مقایسه با سایر عناصر غذایی کم بوده، در نتیجه خاک پتانسیل بالایی برای جذب این عناصر دارد. لذا زمانیکه این عناصر به خاک اضافه می گردند به مرور به اشکالی با قابلیت تحرک کم تبدیل می شوند. مطالعه روی تغیر در قابلیت فراهمی این عناصر با گذشت زمان نشان می دهد که این عناصر در همان لحظات اولیه اضافه شدن به خاک بیشترین قابلیت فراهمی را دارند. در این زمان عناصر عمدتاً به صورت قابل تبادل بر روی سطوح ذرات خاک و یا به صورت کمپلکس هستند (۴) و با گذشت زمان وارد جزهایی با قابلیت فراهمی کم می شوند

مک لاین(۷) با مطالعه تأثیر زمان بر جزبندی عناصر سنگین دریافت که عمده عناصر سنگینی که مصنوعاً وارد خاک می شوند در زمان های اولیه در جزء تبادلی هستند و به مرور زمان وارد اجزایی با قابلیت تحرک کم می شوند. لو و همکاران(۶) تأثیر زمان بر جزبندی عناصر سنگین را مورد مطالعه قرار دادند. سپس دریافتند سه ساعت پس از افزودن این عناصر به این خاک ها این عناصر عمده در جزء تبادلی بوده و به مرور زمان از این جزء به اجزایی با قابلیت فراهمی کم منتقل می شوند.

علیرغم مطالعات انجام شده روی تأثیر زمان بر قابلیت فراهمی عناصر سنگین در خاک ها (۲و۳) تحقیقات بسیار کمی روی تأثیر زمان بر سینتیک رها سازی عناصر سنگین در خاک های آهکی صورت گرفته است. بنابراین این مطالعه به منظور بررسی اثر زمان بر قابلیت فراهمی عناصر مس، روی، سرب و کادمیم در برخی از خاک های آهکی صورت گرفت.

مواد و روشها

برای انجام این پژوهش چهار نمونه خاک انتخاب گردید. نمونه های خاک به نحوی انتخاب شدند که یک پوشش نسبتاً کاملی از خالک های رس و شنی را دربربگیرند. نمونه برداری از عمق ۳۰-۰ سانتی متری صورت گرفت. برای انجام مطالعه سینتیک مقدار ۵۰۰ میلی گرم در کیلوگرم عناصر مس، روی و سرب و ۸ میلی گرم در کیلوگرم عنصر کادمیم به صورت نمک های کلرید به چهار نمونه خاک اضافه گردید. نمونه ها برای ۳ ساعت، ۱، ۳، ۷، ۱۴، ۲۱ و ۲۸ روز در دمای ۲۵ درجه سانتیگراد در رطوبت ثابت انکوباسیون شدند. بعد از انکوباسیون خاک های تیمار شده با عناصر مورد مطالعه و خاک های طبیعی به روش عصاره گیری مرحله ای جزبندی شدند (۹) و غلظت عناصر مورد مطالعه در عصاره های حاصله با دستگاه جذب اتمی مدل وریان اندازه گیری شد.

نتایج و بحث

نتایج جزبندی خاک های مورد مطالعه نشان داد که تغییراتی در توزیع عناصر اضافه شده به خاک ها در طی زمان انکوباسیون وجود دارد. به طوریکه با گذشت زمان غلظت این عناصر در جزء تبادلی کاهش و در چهار جزء دیگر افزایش نشان می دهد (به استثنای عنصر روی که در جزء کربناته هم کاهش نشان داد). به نظر می رسد که توزیع عناصر اضافه شده در اجزاء جامد خاک طی دو مرحله صورت می گیرد. مرحله اول سریع و مرحله دوم نسبتاً کند است. معادلات سینتیکی الوویچ، توانی و پارابولیکی به داده ها برازش شد. در بین معادلات برازش شده، معادله پارابولیکی

مناسب تر از دو معادله دیگر بود. سرعت کاهش عناصر مورد مطالعه از جزء تبادلی در طی دوران انکوباسیون به وسیله معادله پارابولیکی تخمین زده شد. با توجه به شدت غیرقابل جذب شدن عناصر سنگین با زمان، ترتیب تبدیل جزء تبادلی به اجزاء با تحرک کمتر به صورت زیر بود:

Cu> Zn> Pb> Cd

وجود کادمیم در جزء تبادلی در این خاک ها نشان داد که کادمیم بیشترین پتانسیل را برای آبشویی و حرکت به قسمت های پایین نیمرخ خاک و یا انتقال به صورت رواناب را دارا بوده و باعث آلودگی آب های سطحی و زیرزمینی می شود.

تنگ و همکاران (۸) با مطالعه تأثیر زمان بر جزبندی کادمیم در برخی از خاک های چین به این نتیجه رسیدند که توزیع کادمیم اضافه شده روی فاز جامد خاک یک فرایند چند مرحله ایست. مرحله اول سریع بوده که مربوط به پخشیدگی این عناصر از محلول خاک بر روی جایگاه های تبادلی است و مرحله دوم که به کندی صورت می گیرد مربوط به جذب عناصر بر روی سطوح کربنات ها و اکسیدهای آهن و منگنز است.

منابع

[1] Berti, W.R., Jacobs, L.W. 1996. Chemistry and phytotoxicity of soil trace element from repeated sewage sludge applications. J. Environ. Qual. 25:1025-1032.

[2] Bataillard, P., Cambier, P., Picol, C. 2003. Short-term transformation of lead and cadmium compounds in soil after contamination. Eur, J. Soil Sci. 54:365-376.

[3] Davies, N.A., Hodson, M.E., Black, S. 2003. The influence of time on lead toxicity and bioaccumulation determined by the OECD earthworm toxicity test. Environ. Pollut. 121:55-61.

[4] Hooda, P.S., Alloway, B.J. 1993. Effect of time and temperature on the bioavailability of Cd and Pb from sludge-amended soils. J. Soil Sci. 44:97-110.

[5] Kim, I.S., Choi, Y.S., Jang, A. 1997. Remediation of polluted soil and sediment. Perspectives and failures. In: Proceedings of First International Conference on Contaminated Restoration, Ljublijan, Slovenia. pp:83-90.

[6] Lu, A, Zhang, S., Shan, X.Q. 2005. Time effect on the fractionation of heavy metals in soils. Geoderma. 125:225-234.

[7] McLaughlin, M.J. 2001. Ageing of metals in soils changes bioavailability. Environ. Risk. Assess. 4:1-6.

[8] Tang, X.Y., Zhu, C.Y.S., Duan, J., Tang, L. 2005. The effect of ageing on the bioaccessibility and fractionation of cadmium in some typical soils of China. Environ Int. 32:682-689.

[9] Tessier, A., Campbell, P.G.C., Bisson, M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Analyta Chem. 51:844-851.

آبشویی فسفر تحت تأثیر محلول‌های آبشویی مختلف در خاک

حکیمه استوارزاده و محسن جلالی

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه بوعلی سینا همدان

مقدمه

آلودگی را می‌توان به طور مختصر، سوء رفتار خاک به عنوان جزئی از محیط زیست، در نتیجه‌ی آلودگی آن با ترکیباتی خاص، به ویژه در نتیجه‌ی فعالیت بشر دانست. عناصر سنگین از مهم‌ترین آلاینده‌هایی هستند که باعث آلودگی محیط زیست می‌شوند. بنابراین پژوهش‌های زیادی بر روی چگونگی و میزان حرکت عناصر سنگین در خاک-های آلوده انجام شده‌است. ساونی و همکاران (۱۹۹۴) آبشویی عناصر سنگین را در خاک‌هایی که زواید جامد شهری را دریافت می‌کردند، مورد بررسی قرار دادند. جلالی و خانبلوکی (۲۰۰۷) حرکت عناصر سنگین ، تحت تأثیر محلول‌های آب مقطر، کلرید کلسیم،EDTA و عصاره کود مرغی را مورد بررسی قرار دادند.لی و شومن (۱۹۹۷) نیز آبشویی عناصر سنگین توسط عصاره کود مرغی را مورد بررسی قرار دادند. با توجه به این که در خاک‌ها مقداری عناصر غذایی نیز وجود دارد ، لذا در حین حرکت عناصر سنگین، امکان آبشویی عناصر غذایی نیز وجود دارد، ولی تاکنون در پژوهش‌ها ی انجام شده بر روی حرکت عناصر سنگین در خاکهای آلوده، حرکت عناصر غذایی مورد بررسی قرار نگرفته‌است. از آنجا که فسفر یکی از عناصر غذایی مورد نیاز گیاه است بنابراین لازم است میزان آبشویی آن در خاک‌ها بررسی شود. بخش عمده‌ای از فسفر در خاک به شکل ترکیبات فاز جامد با انحلال‌پذیری کم است و در نتیجه، فعالیت فسفر مستقل از مقدار کل موجود است (کریمیان، ۱۳۷۱) بنابراین سوء رفتار خاک در نتیجه‌ی مقدار فسفر، در عمل به امکان وجود غلظت‌های نامطلوب فسفر در آب زهکشی پروفیل خاک محدود می‌شود. این موضوع باعث می‌شود که خطر مستقیم آلودگی فسفر در خاک منحصر به وقوع غلظت‌هایی از آن در آب‌های سطحی تغذیه‌شده با آب زهکشی باشد که باعث رشد زیاد فیتوپلانکتون‌ها می‌شود بنابراین می‌توان به‌طور مختصر گفت که اثر آلایندگی فسفر، اگر وجود داشته باشد، مربوط به اثر غنی شدن (Eutrophication) است (کریمیان، ۱۳۷۱). حد مجاز غلظت فسفر در آب‌های زیر زمینی،۰/۰۱ میلی گرم در لیتر است، زیرا غلظتی بیش از این باعث غنی شدن آبها شده و باعث رشد جلبک‌ها و فیتوپلانکتون‌ها می‌شود (اسمیت، ۱۹۷۱). در این پژوهش حرکت فسفر در خاک‌های آلوده به عناصر سنگین، مورد بررسی قرار گرفت و میزان آبشویی آن در اثر محلول های آب مقطر، کلرید کلسیم، EDTA و عصاره کود گوسفندی تعیین شد.

مواد و روشها

نمونه برداری خاک ازعمق ۱۰-۰ سانتی‌متری چهار منطقه صنعتی آلوده به عناصر سنگین در استان همدان انجام شد. خاک‌ها هواخشک شده و از الک ۲ میلی متری عبور داده شدند. ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها با روش‌های رایج آزمایشگاهی تعیین شد. آزمایشات ستونی با چهارتیمار آبشویی آب مقطر، M ۰/۰۱ $CaCl_2$، M ۰/۰۱ EDTA و عصاره کود گوسفندی (نسبت ۱:۲۰ ، آب : کود) در دو تکرار انجام گرفت.

برای انجام آزمایش‌های ستونی، ستون‌هایی از جنس پیرکس با قطر ۴/۹ سانتی متر تا ارتفاع ۲۰ سانتی متر با خاک آلوده پر شدند، پس از آماده شدن ستون‌ها، آبشویی با سه تیمار آب مقطر،$CaCl_2$ و EDTA تا ۱۵ پورو‌الیوم انجام شد. ولی در ستون‌های مربوط به عصاره کود گوسفندی،به علت چسبندگی عصاره کود، قبل از رسیدن به ۱۵ پورو‌الیوم حرکت عصاره در ستون متوقف شد. زه‌آب ستون‌ها در ظروف دردار پلاستیکی جمع‌آوری و نگهداری شد. غلظت فسفر با دستگاه اسپکتروفتومتر مدل سینترا ۵ اندازه گیری شد.

نتایج و بحث

نتایج بدست‌آمده از آبشویی فسفر نشان‌دادکه درخاکهای‌آبشویی‌شده بیشترین میزان‌فسفرتوسطEDTA آبشویی

شده است. به طور متوسط، مقدار فسفرآبشویی شده توسط EDTA در خاک‌ها, ۳۰/۰۶ درصد فسفر قابل جذب بود.

به طور کلی مقدار فسفر آبشویی شده از خاک‌ها در اثر آبشویی با کلریدکلسیم،۳/۲۳- ۰/۰۴ درصد فسفر قابل جذب خاک‌ها بود. چنان‌چه مشاهده می‌شود در تمام خاک‌ها، محلول کلریدکلسیم، مقدار فسفر کمی از خاک خارج کرده است. کلرید نسبت به فسفات تمایل کمتری برای جذب بر روی سطوح منفی ذرات خاک داشته بنابراین کلر موجود در کلریدکلسیم توانایی اندکی برای جایگزینی با فسفر داشته و مقدار کمتری از آن را از سطوح خاک آبشویی می‌کند. پارفیت (۱۹۷۸) جذب آنیونی را توجیه و ردیف زیر را در مورد شدت جذب آنیون‌ها ارائه کرد:

نیترات< کلرید< فلورید= سولفات< مولیبدات<سلنات< آرسنات< فسفات

این نوع جذب بر روی سزکویی اکسیدها (اکسیدهای آهن و آلومینیوم)، آلوفان‌ها، معدنی‌های رس، کمپلکس‌های آلی آهن و آلومینیوم و کلسیت انجام می‌شود (پارفیت، ۱۹۷۸). ریان و همکاران (۱۹۸۵) گزارش کردند که حتی در خاک‌های کربناتی نیز بخش بزرگی از فسفات می‌تواند به فرم جذب شده یافت شود. زیرا در این خاک‌ها نیز اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن و آلومینیوم و همچنین رس‌های جذب‌کننده وجود دارند. کلسیم موجود در محلول کلریدکلسیم نیز ممکن است با فسفات موجود در خاک رسوب فسفات کلسیم تشکیل داده و آبشویی فسفات را کاهش دهد. زمانی- که محلول خاک با کلرید کلسیم عصاره‌گیری شود نگهداری فسفر توسط کلسیم افزایش می‌یابد (آماراسیری و اولسن، ۱۹۷۳). نایدو و همکاران (۱۹۹۰) افزایش جذب فسفر در خاک‌های شدیداً اسیدی که به آن‌ها آهک اضافه شده بود، را مورد بررسی قرار دادند و گزارش کردند که جذب فسفر ناشی از شکل‌گیری ترکیبات نامحلول فسفات کلسیم در خاک بوده و رابطه ویژه‌ای بین فسفات و کلسیم در خاک وجود دارد. این محققین وجود مقادیر کافی کلسیم قابل تبادل را عاملی در نگهداری فسفر در خاک‌های اسیدی بیان کردند. عصاره کود گوسفندی کمترین مقدار فسفر را نسبت به سایر محلول‌های آبشویی ازخاک خارج کرده است. در واقع در اثر آبشویی خاک‌ها با عصاره کود گوسفندی ۲/۷۱- ۰/۲۴ میلی‌گرم فسفر از ستون‌های خاک خارج شده است و چون عصاره کود حاوی فسفر زیادی می‌باشد، باعث ورود ۶۳/۵۹- ۳۸/۷۹ میلی‌گرم فسفر به ستون‌های خاک شده است. نتایج نشان‌دهنده این است که در خاک‌ها ،عصاره کود گوسفندی نه تنها باعث آبشویی فسفر نشده است بلکه مواد آلی محلول موجود در کود باعث ایجاد مکان‌های جذب ویژه بر روی سطوح خاک شده و مقدار زیادی از فسفر را جذب کرده‌اند. ریدن وهمکاران (۱۹۸۷) بیان کردند که مکان- های تبادل آنیونی نیز در سطح مواد آلی از جمله پارامترهای مهم در جذب فسفر هستند. البته باید خاطرنشان کرد که کاهش جذب فسفر توسط مواد آلی نیز در خاک‌ها مشاهده شده است که این فرایند به علت رقابت شدید فسفر و مواد آلی در تصاحب مکان‌های تبادلی هیدروکسیدهای آهن و آلومینیوم می‌باشد. به عنوان مثال استات، تارتارات و سیترات در کاهش جذب فسفر مؤثرند ولی به استثنای یون هیدروکسید (OH^-) آنیون‌های معدنی، جذب فسفر بر سطوح تبادلی را بر اثر رقابت با فسفر به منظور اشغال این مکان‌ها کاهش می‌دهند.

به طور کلی هنگام آبشویی با EDTA و عصاره کود گوسفندی، در تمام دوره آبشویی غلظت فسفر بیش از حد مجاز آب زیر زمینی (۰/۰۱ میلی گرم بر لیتر) (اسمیت، ۱۹۷۱) بوده است ولی در تیمارهای دیگر، مقدار فسفر آبشویی شده کمتر بود و فقط در دوره‌ای از آبشویی غلظتی بیش از حد مجاز نشان داد.

منابع

[۱] کریمیان، نجفعلی. (۱۳۷۱). شیمی خاک. مرکز نشر دانشگاهی تهران. چاپ اول.

[2] Amarasiri, S. L., and Olsen, S. R. (1973). Liming as related to solubility of phosphorus and plant growth in an acid tropical soil. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 37: 716- 721.

[3] Jalali. M., Khanboluki. G. 2007. Leaching of zinc, cadmium, and lead in a sandy soil due to application of poultry litter. Soil Sediment Contam.16: 47- 60.

[4] Li and Shuman, L. M. (1997) Mobility of Zn, Cd and Pb in soils as affected by poultry litter extract- I. Leaching in soil column, Environ. Polu. 95: 219- 226.

[5] Parfritt, R. L. (1978). Anion adsorption bysoils and soil materials. Adv. Agron. 30:1- 50.

[6] Ryan, J.,Curin, D., and Cheema, M. A. (1985). Significance of iron oxide and calcium carbonate particle size in phosphate sorption by calcareous soils.

[7] Ryden, J. C. Syers, J. K., and Tillman, R. W. (1987). Inorganic anion sorption and intraction with phosphate sorption by hydrous ferric oxide gel. J. Soil Sic.28:211-217.

[8] Smith, G. E. (1971). Hearing before senate committee on public works. Subcomm. On air and water pollution. Kansas City, No. 92-H, 11, p 2527-2540 and 2941- 3048.

تاثیر استفاده از پساب فاضلاب در خاک های زراعی شهرستان نجف آباد

سید سعید اسلامیان، بدری حجارزاده، سید علیرضا گوهری و محمد جواد زارعیان

دانشیار گروه مهندسی آب دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان، دانشجوی سابق کارشناسی ارشد آبیاری و زهکشی دانشگاه آزاد نجف آباد، دانشجوی کارشناسی ارشد آبیاری و زهکشی دانشگاه صنعتی اصفهان، دانشجوی سابق گروه مهندسی آب دانشگاه صنعتی اصفهان.

saied@cc.iut.ac.ir, alireza_gohari@ag.iut.ac.ir, zareiyan1362@yahoo.com

مقدمه

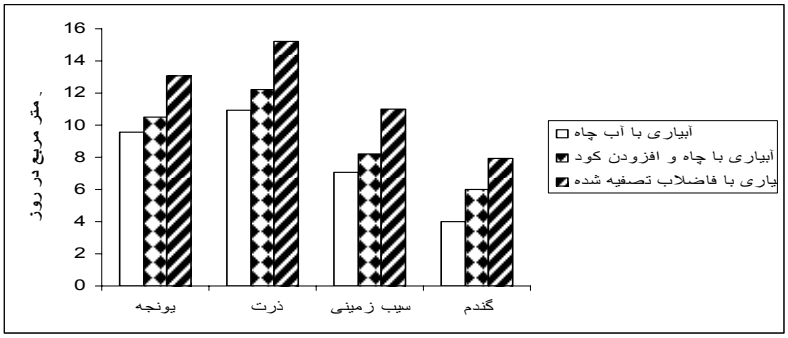
در حال حاضر استفاده مجدد از پساب حاصل از تصفیه خانه های فاضلاب شهری جهت آبیاری خاک های کشاورزی روند رو به رشدی در دنیا پیدا کرده است.نیاز جدی به تولید بیشتر محصولات کشاورزی، کمبود آب و صرفه جوئی هزینه کودهای سنتزی و نیز دفع پساب تصفیه خانه ها از جمله دلایل استفاده مجدد از فاضلاب می باشد. علاوه بر این حفظ محیط زیست و جلوگیری از آلوده شدن آبهای سطحی و زیر زمینی و نیز مدیریت پساب های ناشی از فاضلاب شهری در جهت گسترش کشاورزی وایجاد اشتغال اهمیت این موضوع را در شرایط گرم و خشک ایران بیش از پیش نمایان می سازد. شهرستان نجف آباد و اراضی پیرامون آن بخشی از دشت نجف آباد بوده که در غرب شهر اصفهان قرار دارد. ارتفاع متوسط آن از سطح دریا **۱۶۵۰** متر و وسعت آن حدود **۴۷۵۰** هکتار است. این منطقه دارای اقلیم بیابانی با میانگین درجه حرارت **۱۵/۴** درجه سانتیگراد و بارش سالانه ۱۵۳ میلیمتر می باشد.در سالهای اخیر به دلیل کمبود آب رشد کشاورزی منطقه با محدودیت های شدیدی مواجه گردیده است. روش فعلی دفع فاضلاب این شهر از طریق چاه های جذبی انجام می گیرد که درحوالی مزارع و روستاهای اطراف شهر تخلیه می گردد، به علاوه چاه های تامین آب مصرفی در بخش کشاورزی و شرب فاصله چندانی با چاه های دفع فاضلاب ندارند که این امر علاوه بر آلوده نمودن چاه های تامین آب مصرفی شهر باعث آلودگی شدید خاک های مزارع و انتقال این آلودگی به سبزیجات و دیگر محصولات زراعی گردیده و در مجموع بهداشت عمومی را تحت تاثیر قرار داده است.بنابراین با بازیافت فاضلاب این شهر، عوارض سوء ناشی از اینگونه آلودگی ها از بین رفته، ضمن آنکه بازیابی پساب و استفاده مجدد از آن در امور کشاورزی باعث رونق کشاورزی در این ناحیه حاصلخیز و همچنین جلوگیری از تغییر کاربری زمین های کشاورزی ، کاهش مهاجرت و نیز افزایش اشتغال در منطقه می گردد.

مواد و روشها

از آنجائیکه حدود **۳۸۰۰** هکتار از اراضی منطقه به صورت آیش آبی هستند، تامین آب کافی برای این اراضی از اهمیت شایانی برخوردار است. تاثیر استفاده از پساب تصفیه شده فاضلاب چه از لحاظ جبران بخشی از کمبود آب کشاورزی و نیز افزایش راندمان تولید به دلیل وجود مواد آلی و املاح مفید در پساب فاضلاب بسیار حائز اهمیت است. در این تحقیق تاثیر فاضلاب بر میزان محصول چهار گونه گیاهی یونجه، ذرت، سیب زمینی وگندم در طول یک فصل زراعی در یک مزرعه آزمایشی بررسی شده است .در ضمن تاثیر استفاده از انواع پساب ها که از روش های مختلف تصفیه شامل لجن فعال، صافی چکنده یا ته نشین شده، برکه تثبیت و لاگون هوادهی حاصل شده است نیز بر عملکرد گیاهان مورد مطالعه قرار گرفته است.ضمن آنکه تاثیر پساب بر برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیائی خاک نظیر نفوذپذیری،مواد آلی، **pH** و... نیز در نظر گرفته شده است.

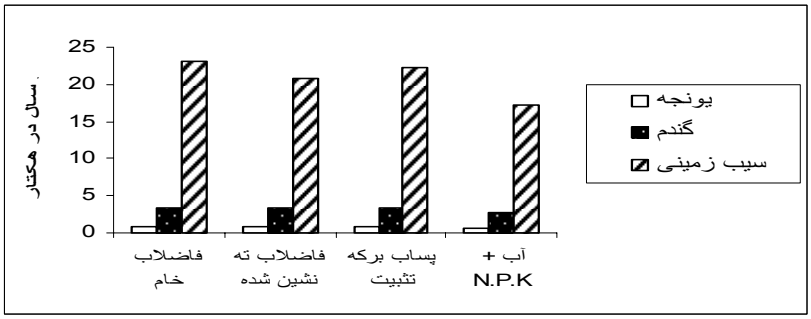
نتایج و بحث

با بررسی انجام شده روی عملکرد گونه های زراعی مورد آزمایش مشاهده گردید که عملکرد این محصولات نسبت به زمانی که آبیاری با آب چاه به همراه کودهای شیمیائی صورت گیرد، ۲۰ تا ۴۰ درصد افزایش داشته است.



شکل ۱- تاثیر انواع آب مورد استفاده در آبیاری بر عملکرد محصول

افزایش مواد آلی خاک در نتیجه آبیاری با پساب فاضلاب یکی دیگر از اثرات مهم این طرح در خاکهای این منطقه که از لحاظ مواد آلی فقیر هستند میباشد. آبیاری با فاضلاب های خانگی خام و تصفیه شده به طور متوسط **۴۸/۸** و **۱۷/۴** درصد مواد آلی خاک را افزایش داده است، در حالیکه در آبیاری همین اراضی با آب چاه کاهش **۳۱/۵** درصدی مواد آلی خاک را به دنبال داشته است.در نتیجه افزایش مواد آلی خاک در طی مدت انجام طرح، ساختمان خاک بهبود یافته و با نمونه گیری از اعماق مختلف خاک مشخص شد که پراکنش ریشه های گیاهان و قابلیت نگهداشت آب خاک نیز افزایش داشته است.از طرف دیگر افزایش مواد آلی خاک باعث کاهش pH خاک و در نتیجه افزایش قابلیت جذب عناصر کم مصرفی مانند روی و آهن گردیده است. فاضلاب تصفیه شده بر حسب فرآیند تصفیه نیز دارای درصدهای متفاوتی از عناصر P، N و نیز K می باشد. با انجام آبیاری توسط پسابی که **۱۵** میلی گرم ازت و **۳** میلی گرم فسفر در لیتر بوده اند، به طور متوسط به ترتیب **۳۰۰** و **۴۰** کیلوگرم ازت و فسفر به خاک اضافه شده است که نه تنها میزان تولید محصول را افزایش داده، بلکه نیاز به کوددهی را نیز کاهش داده است.تاثیر انواع پساب بر میزان عملکرد نیز به صورت زیر ارائه شده است.



شکل۲- تاثیر انواع مختلف پساب بر مورد استفاده در آبیاری بر عملکرد محصول

پس مشخص می شود که استفاده از فاضلاب خام بالاترین میزان افزایش محصول را نشان می دهد .در پایان پیشنهاد می شود که استفاده از پساب تصفیه شده در آبیاری بارانی مزارع، به خصوص در شرایط کشت متراکم گیاهان زراعی که هزینه کود دهی با سایر روش ها زیاد می باشد مورد توجه قرار گیرد.

منابع

[1] Abedi, K. J. M. Afyuni, B. Mostafazadeh, and M.R. Bagheri. Influence of treated wastewater and irrigation systems on soil physical properties in Isfahan province. 2001. 52th IEC Meeting of the International Commission on Irrigation and Drainage. Sept. 19-20. Seoul, Korea.

[2] Khoshgoftarmanesh, A.H., and M. Kalbasi. 2002. Effect of Municipal waste Leachate on soil properties and growth and yield of rice. Communications in Soil Science and Plant Anal. 33, 13/14, p.2011-2020.

[3] Shabanian, Hossein, M. A. Hajabbasi, M. Mobli and M. Afyuni. 2005. Effects of wastewater and sewage sludge from Iran Polycrile Factory on ion uptake and growth and development of lawn, Snapdragon and Sweet Williams.J.Iran Horticultural Science and Technology.

کاربرد کربن‌فعال جهت رنگ‌بری عصاره‌خاک و اثرآن بر مقدار بور قرائت‌شده به‌روش آزومتین- اچ

محسن فرحبخش

استادیار گروه مهندسی علوم خاک پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران.

mfbakhsh@ut.ac.ir

مقدمه

برای اندازه‌گیری بور به روش رنگ‌سنجی، تهیه عصاره خاک بدون رنگ ضروری است اما حضور ماده‌آلی خاک در محلول عصاره‌گیری شده سبب ایجاد رنگ زرد در عصاره می‌شود. مشکل عمده روش رنگ سنجی آزومتین ـ اچ به‌عنوان مرسومترین روش رنگ سنجی اندازه‌گیری بور، رنگ زردی است که توسط مواد آلی در عصاره ایجاد می‌شود. در مقاله‌های مختلف و از جمله در آخرین چاپ کتاب "روشهای تجزیه خاک" استفاده از کربن‌فعال باهدف بی‌رنگ کردن عصاره مصرفی برای رنگ‌سنجی با آزومتین ـ اچ پیشنهاد شده است[۴]. کربن‌فعال (Active Carbon) در یک تعریف کلی شامل دامنه گسترده‌ای از مواد کربنی بی‌شکل با تخلخل و مساحت سطح بسیار زیاد می‌باشد [۱]. کربن‌فعال جذب‌کننده منحصربه‌فرد و با قابلیت بالایی است که برای برطرف‌کردن بو، رنگ، مزه و سایر ناخالصیهای آلی و معدنی [۵] و از جمله جهت بی‌رنگ نمودن عصاره‌های مختلف خاک [۶و۴،۲] پیشنهاد شده است. اما برخی از محققان استفاده از کربن‌فعال را سبب جذب مقداری از بور موجود در محلول دانسته‌اند[۷و۳]. هدف از تحقیق حاضر، بررسی اثر احتمالی کربن‌فعال و نیز اثر شستشوی مقدماتی کربن‌فعال بر جذب بور استخراج شده می‌باشد.

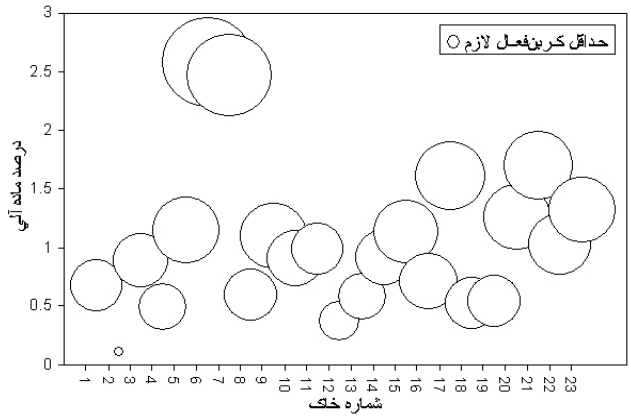
مواد و روشها

به منظور بررسی حداقل مقدارکربن‌فعال لازم برای بی‌رنگ کردن عصاره خاک استخراج شده با مانیتول (به عنوان یکی از روشهای مرسوم در استخراج بور قابل استفاده خاک)، ۲۳ نمونه خاک با مقادیر مختلف کربن‌آلی انتخاب شدند. مقدار حداقل کربن‌فعال لازم برای بی‌رنگ کردن عصاره در این خاکها به صورت چشمی تشخیص داده شد. با هدف مشخص کردن اثر احتمالی کربن‌فعال بر جذب بور در عصاره خاک استخراج شده با مانیتول، بازیابی سه غلظت بور در حضور ۰/۰۳گرم کربن‌فعال مورد بررسی قرار گرفت.

برای تعیین بازیابی بور آزمایشی به شرح زیر انجام شد: سه غلظت ۱، ۲ و۵ میلی‌گرم بور در لیتر به محلول عصاره‌گیری اضافه و مقدار بور در نمونه ها در دو حالت با اضافه کردن و بدون اضافه کردن کربن‌فعال اندازه‌گیری شد. با کسر نمودن مقدار بور اندازه‌گیری شده در این دو حالت از یکدیگر، درصد بازیابی بور محاسبه گردید. تاثیر شستشوی ابتدایی کربن‌فعال با محلولهای مانیتول، کلریدکلسیم، اسیدکلریدریک رقیق و هیدروکسید سدیم رقیق و تاثیر آن در جذب احتمالی بور به‌وسیله کربن‌فعال نیز مورد بررسی قرار گرفت. اندازه‌گیری مقدار بور به روش رنگ‌سنجی آزومتین- اچ انجام گردید[۳].

نتایج و بحث

شکل۱، تفاوت در حداقل مقدار کربن‌فعال لازم برای بی‌رنگ کردن عصاره‌های مانیتول استخراج شده از ۲۳ نمونه خاک با مقدار کربن آلی ۲/۵۸-۰/۲۱درصد را نشان می‌دهد. این نمودار بیانگر آن است که هر چه مقدار کربن آلی بیشتر باشد مقدار کربن‌فعال بیشتری برای بی‌رنگ کردن لازم است و مقدار آن بسته به رنگ عصاره از ۰/۰۳ تا ۲/۴ گرم بوده است. لذا اگر کربن‌فعال دارای توانایی جذب بور استخراج شده باشد که این سوال مورد بررسی در تحقیق حاضر است، بایستی در به کار بردن یک مقدار ثابت کربن‌فعال در همه خاکها احتیاط گردد. برای بررسی اثر کربن‌فعال بر جذب بور از مقدار ۰/۰۳ گرم کربن‌فعال استفاده شد که حداقل کربن‌فعال لازم برای بی‌رنگ کردن بوده‌است. جدول۱ نتایج درصد بازیابی بور استخراج شده با مانیتول پس از افزودن۰/۰۳گرم کربن‌فعال را نشان می‌دهد.



شکل ۱- حداقل مقدار کربن‌فعال لازم برای بی‌رنگ کردن عصاره‌های مانیتول در ۲۳ نمونه خاک

جدول ۱- درصد بازیابی بور کی‌لیت شده با مانیتول پس از افزودن ۰/۰۳گرم کربن‌فعال

مقدار بور اضافه شده (µg/۵mL)	بازیابی بور (%)
۲/۵	۸۲/۶
۵	۸۵/۰۷
۱۰	۸۹/۸۶

نتایج فوق بیانگر آن است که کربن‌فعال در میزان مصرف شده در این آزمایش، با جذب مقداری از بور موجود در محلول (تا مقدار ۲۰٪) سبب بازیابی کمتر بور شده است. مقدار کربن‌فعال مصرف شده به‌منظور رنگ‌بری در این آزمایش در کمترین مقدار ممکن بوده است. استفاده از کربن‌فعال در مقادیر بیشتر و یا به‌روشی که در برخی منابع به‌صورت بی‌رویه نظیر مصرف به مقدار نوک‌قاشق توصیه شده‌است[۴و۳،۲] می‌تواند اثر بیشتری بگذارد. شستشوی ابتدائی کربن‌فعال با اسید کلریدریک رقیق، سود رقیق، محلول عصاره گیری کلرید کلسیم و نیز مانیتول که توسط کِرِن [۴] پیشنهاد شده، تأثیری بر کاهش جذب بور توسط کربن‌فعال نداشت. به عنوان نمونه پس از شستشوی کربن‌فعال با اسید کلریدریک ۰/۵ نرمال و اضافه کردن بر استانداردهای ۰/۵، ۱ و۲ میلی‌گرم در لیتر، مقادیر بور به ترتیب به میزان ۱۴، ۱۲/۵ و ۱۵ درصد کمتر برآورد گردید. نتایج فوق می‌تواند موید این مطلب باشد که استفاده از کربن‌فعال به‌منظور رنگ‌بری عصاره و اندازه‌گیری متعاقب بور، می‌تواند سبب برآورد کمتر بور شود.

منابع

[1] Bansal, R.C., and M.Goyal.2005. Activated carbon adsorption. CRC Press.

[2] Bingham, F.T. 1982. Boron. p. 431-447. In A. L. Page (ed.), Methods of soil analysis. Part 2. 2nd ed. Chemical and microbiological properties. Agronomy monograph no.9. SSSA and ASA, Madison, WI

[3] Gupta, U.C. 1979. Some factors affecting the determination of hot water-soluble boron from podzol soils using azomethine-H. Can. J. Soil Sci. 59: 241-247.

[4] Keren, R. 1996. Boron. p. 603-626. In D. L. Sparks et al. (ed.) Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods. SSSA and ASA, Madison.

[5] Knappe, D., L.Li, L.Quinlivan, and T. Wagner. 2004. Effects of activated carbon characteristics on organic contaminant removal. AWWA Publishing.

[6] Shorrocks, V.M., M.A.D. Phil, and M.I. Biol. 1989. Boron deficiency: Its prevention and cure. Borax Holdings Limited, London.

[7] Wikner, B. 1986. Pretreatment of plant and soil samples, a problem in boron analysis. . Commun. Soil Sci. Plant Anal. 17:697–714.

روشی جدید برای استخراج بور محلول درآب داغ (HWSB)

محسن فرحبخش

استادیار گروه مهندسی علوم خاک پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران.

mfbakhsh@ut.ac.ir

مقدمه

برخی از محققان امکان آلودگی عصاره‌های خاک وگیاه با بور آزاد شده از سطوح شیشه‌های بوروسیلیکات را به‌عنوان منبع خطای محتمل در اندازه‌گیری بور مطرح کرده‌اند[۳،۷و۸] . از چند سال پیش مشخص شده بود که در آبکشتی، گیاهان ممکن است از ظروف شیشه‌ای مانند پیرکس، مقادیر قابل توجهی بور جذب کنند[۶]. در روشهای مختلف اندازه‌گیری بور در خاک و گیاه و از جمله معمول‌ترین روش به‌کار رفته برای تعیین بور قابل استفاده در خاک یعنی استخراج بور با آب داغ، کاربرد ظروف شیشه‌ای عاری از بور ضروری دانسته شده است[۱و۴] در حالیکه ظروف شیشه‌ای عاری از بور و یا با بور کم توسط شرکتی خارجی و با قیمت زیاد عرضه می‌شود.

مواد و روشها

مقادیر جذب با روش طیف‌سنجی، در محلول کلرید کلسیم ۰/۰۲ مولار ریخته شده در ارلن‌مایر پلی‌پروپیلنی و ارلن‌مایرهای پیرکس ساخت شرکتهای مختلف، با روش مطرح شده در زیر مورد مقایسه قرار گرفت.

مرسوم‌ترین روش به کار رفته برای تعیین قابلیت دسترسی بور در خاک، استخراج بور با آب داغ بوده است[۱و۴]. این روش با اصلاحاتی و به شرح زیر در ۲۳ نمونه خاک مورد استفاده قرار گرفت:

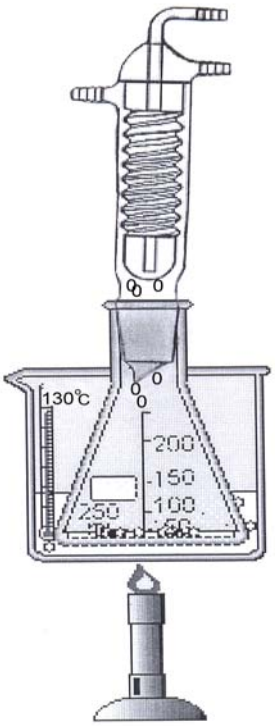
مقدار۲۰گرم خاک هوا خشک را در ارلن پلی‌پروپیلن۲۵۰ میلی‌لیتری ریخته و به آن ۴۰ میلی‌لیتر کلرید کلسیم ۰/۰۲ مولار اضافه گردید. کندانسور بازروانی [Reflux condenser] را به ارلن وصل کرده و ارلن را درون گلیسرین گرم شده (دما در حدود ۱۳۰°C) قرار داده و اجازه داده شد تا سوسپانسون درون ارلن به مدت پنج دقیقه بجوشد. سپس ارلن را از گلیسرین خارج کرده و به مدت چنددقیقه گذاشته تا سرد شود. سوسپانسون حاصل برای اندازه‌گیری صاف گردید. استخراج بور در نمونه های گیاه یونجه که در خاکهای فوق در گلخانه کشت شده بودند به روش خاکسترکردن خشک انجام شد[۵]. اندازه‌گیری بور در عصاره‌های خاک و گیاه به روش رنگ‌سنجی آزومتین- اچ در طول موج ۴۳۰ نانومتر انجام شد[۲].

نتایج و بحث

شکل۱، روش به‌کار رفته برای استخراج بور با آب داغ (HWSB) در ارلن‌مایر پلی‌پروپیلنی را نشان می‌دهد. با اندازه‌گیری مقدار جذب در محلولهای کلرید کلسیم ۰/۰۲ مولار ریخته شده در ارلن‌های پیرکس ساخته شده توسط شرکت‌های مختلف و مقایسه آن با مقدار جذب در کلرید کلسیم ۰/۰۲ مولار ریخته شده در ارلن پلی‌پروپیلنی، مشخص شد جز در یک نمونه ارلن پیرکس ساخت شرکتی خاص، بقیه ارلن‌های پیرکس در مقایسه با ارلن‌مایر پلی‌پروپیلنی مقدار جذب بیشتری دارند و برخی ظروف اختلاف تا ۴/۵٪ را نیز نشان دادند.

رابطه بور استخراج شده در آب داغ با روش پیشنهادی در ۲۳ نمونه خاک و کل بور جذب شده توسط گیاه یونجه در سطح ۱٪ معنی‌دار بود (r =۰/۶).

پلی‌پروپیلن یا پلی‌پروپن (PP) از پلی‌مر ترکیب‌آلی پروپیلن تشکیل شده است. از ویژگی‌های مناسب این پلی‌مر مقاومت نسبی آن در برابر حرارت (نقطه ذوب بالاتر از ۱۶۰°C) و اکثر ترکیبات شیمیایی است که سبب شده ظروف مختلف آزمایشگاهی از این ترکیب آلی ساخته شود. انواع این ظروف از جمله ارلن‌مایر پلی‌پروپیلنی با قیمت بسیار پایین‌تر از ظروف پیرکس در کشورمان ساخته می‌شود. ارلن‌مایر پلی‌پروپیلن مورد استفاه در این آزمایش تا دمای ۱۴۰°C هیچ تغییر ظاهری نشان نداد.



شکل ۱- استخراج بور محلول در آب داغ در الن‌مایر پلی‌پروپیلنی

آلودگی بور ناشی از ظروف شیشه‌ای پیرکس با بوروسیلیکات به‌صورت بی‌قاعده است[۷] به این معنی که نمی‌توان با گذاشتن یک نمونه شاهد اثر آلودگی احتمالی ناشی از ظروف شیشه‌ای را به نحو مناسب حذف کرد. این وضعیت در اندازه‌گیری بور در انواع ارلن‌های پیرکس مشاهده گردید. شرایط خاکهای با واکنش قلیایی، احتمال دیسوسیه شدن بور از شیشه را تسهیل می‌بخشد[۸]. خاکهای با واکنش قلیایی معمولا غنی از بور هستند لذا بور احتمالی آزاد شده از ظروف شیشه‌ای در این شرایط، درصد کمی از بور اندازه‌گیری شده را تشکیل می‌دهد. شرایط خاکهای اسیدی برای شیشه کمتر حالت خورندگی داشته اما به دلیل آنکه در این شرایط غلظت بور پایین است، سهم ناچیز بور آزاد شده احتمالی از شیشه می‌تواند سبب خطای نسبتا بزرگی در بور اندازه‌گیری شده گردد. این شرایط در خاکهایی با مقدار بور کم نیز صدق می‌کند. به‌طور کلی می‌توان گفت که بور احتمالی آزاد شده از ظروف شیشه‌ای بوروسیلیکات در خاکهای با مقدار بور کمتر می‌تواند درصد بالاتری خطا در بور اندازه‌گیری شده را سبب شود.

منابع

[1] Bingham, F.T. 1982. Boron. p. 431-447. In A. L. Page (ed.), Methods of soil analysis. Part 2. 2nd ed. Chemical and microbiological properties. Agronomy monograph no.9. SSSA and ASA, Madison, WI

[2] Gupta, U.C. 1979. Some factors affecting the determination of hot water-soluble boron from podzol soils using azomethine-H. Can. J. Soil Sci. 59: 241-247.

[3] Hesse, P.R. 1971. A textbook of soil chemical analysis. John Murray Ltd, London.

[4] Keren, R. 1996. Boron. p. 603-626. In D. L. Sparks et al. (ed.) Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods. SSSA and ASA, Madison.

[5] Munson, R.D., and W.L. Nelson. 1990. Principles and practices in plant analysis. p. 359-387. In R.L. Westerman (ed.) Soil testing and plant analysis. 3rd ed. SSSA, Madison,WI.

[6] Selman, I.W., J.R. Rees, and J. Dilnot.1954. Liberation of boron from 'Pyrex' and 'Hysil' glass in relation to plant growth in water culture. *Nature* 173: 957 – 958.

[7] Shorrocks, V.M., M.A.D. Phil, and M.I. Biol. 1989. Boron deficiency: Its prevention and cure. Borax Holdings Limited, London.

[8] Wikner, B. 1986. Pretreatment of plant and soil samples, a problem in boron analysis. . Commun. Soil Sci. Plant Anal. 17:697–714.

نسبت کمیت- شدت پتاسیم(Q/I) و هم بستگی پارامترهای آن با خصوصیات خاک در تعدادی از خاک‌های استهبان- استان فارس

حکیمه عباسلو، علی ابطحی و نجفعلی کریمیان

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و اساتید بخش علوم خاک.

abaslo_ha@yahoo.com

مقدمه

پتاسیم یکی از عناصر غذایی اصلی گیاه است، که در خاک به شکل های محلول، تبادلی، غیر قابل تبادل و ساختمانی وجود دارد. تعادل میان شکل های پتاسیم محلول و تبادلی، که در ارتباط مستقیم با پدیده تبادل و معادلات مربوط به آن است، می تواند نشاندهنده وضعیت قابلیت استفاده پتاسیم در خاک باشد.سه عامل خاکی به عنوان عوامل اصلی کنترل کننده سرعت فراهم شدن پتاسیم، برای جذب بوسیله ریشه گیاه معرفی شده است. این سه عامل، که به طور موفقیت آمیزی برای ارزیابی وضعیت جذب پتاسیم مورد استفاده قرار گرفته، عبارتست از : ۱. شدت پتاسیم در محلول خاک، ۲. قدرت بافری پتاسیم، و۳. ضریب انتشارموثر پتاسیم در خاک. از جمله روشهای ارزیابی وضعیت پتاسیم در خاکها، استفاده از روش کمیت به شدت (Q/I) پتاسیم می باشد. مفهوم کمیت به شدت رابطه بین مقادیر یونهای تبادلی و غلظت تعادلی آنها در محلول را شرح می دهد[۲]. این روش بیش از سایر روشها در شناخت وضعیت دینامیکی پتاسیم خاک مورد تائید پژوهشگران قرار گرفته است ولی به علت وقت گیر بودن و هزینه آن در ردیف تجزیه های معمولی آزمایشگاه قرار نگرفته است. لذا پژوهشگران برای رفع این مشکل در صدد پیدا نمودن رابطه ای بین پارامترهای منحنی کمیت به شدت با بعضی از خصوصیات خاک بوده تا از این طریق بتوانند به سهولت وضعیت دینامیکی پتاسیم خاک را مورد ارزیابی قرار دهند[۱]. لذا این تحقیق با هدف بررسی روابط Q/I و ترسیم نمودارها و براورد پارامتر های روابط جذب و آزادسازی مربوط به آن و همچنین بررسی همبستگی آنها با یکدیگر و با برخی از ویژگیهای خاک به اجرا در آمد.

مواد و روشها

به منظور انجام این مطالعه ۱۱ نمونه خاک از افق Ap اراضی کشاورزی منطقه استهبان (استان فارس) جمع‌آوری شد. نمونه‌ها بعد از هوا خشک شدن در هوای آزاد از الک ۲ میلیمتری عبور داده شدند و آزمایشهای معمول فیزیکوشیمیائی بر روی آنها انجام شد. برای تهیه منحنی های Q/I برای هر نمونه خاک یازده سوسپانسیون تهیه گردید که شش سوسپانسیون از آنها حاوی ۲/۵ گرم خاک و ۲۵ میلی لیتر محلول ۰/۰۰۲ مولار کلرید کلسیم و غلظت های صفر تا ۱/۶ میلی مولار از پتاسیم، و پنج سوسپانسیون دیگر با نسبت های محلول به خاک: ۱۳/۵، ۲۰، ۴۰، ۸۰، ۲۰۰ برای هر گرم خاک با استفاده از محلول کلرید کلسیم۰/۰۰۲ مولار بدون کلرید پتاسیم تهیه گردید. تمام سوسپانسیون ها به مدت یک ساعت تکان داده شده و سپس به مدت ۱۶ ساعت به حال خود گذاشته شد تا به حال تعادل برسند، و فاز محلول جدا شده و فاز جامد بوسیله استات آمونیوم یک مولار خنثی و به نسبت ۲۰ میلی لیتر در گرم خاک عصاره گیری شد. رسانایی ویژه الکتریکی، غلظت کلسیم ، منیزیم و پتاسیم اندازه گیری شد. برای تهیه منحنیQ/I ، از تغییرات نسبت فعالیت پتاسیم(AR^K) به تغییرات پتاسیم اضافه شده و غلظت پتاسیم محلول پس از حصول تعادل(ΔK) و برای تهیه منحنی های آزادسازیQ/I پتاسیم از تغییرات نسبت فعالیت پتاسیم در مقابل تغییرات پتاسیم تبادلی استخراج شده با استات آمونیم یک مولار (EF) استفاده شد.

نتایج و بحث

کاربرد روابط کمیت- شدت پتاسیم جهت ارزیابی دینامیک پتاسیم خاک‌های مورد مطالعه بوسیله پارامترهای، نسبت فعالیت پتاسیم(AR^0)، پتاسیم لیبایل(K_{lab})، ظرفیت بافری بالقوه پتاسیم(PBC_0^K)، ضریب گزینش تبادل

کاتیونی گاپون(K_g)، انرژی آزاد جبران پتاسیم($-\Delta G^K$)، غلظت اولیه یا تعادلی پتاسیم(C,K)و حداقل پتاسیم تبادلی خاک(E_{min})محقق شد. منحنی‌های آزادسازی Q/Iپتاسیم، نسبت به منحنی‌های جذب در تمام خاک‌ها از شیب کمتری برخوردارند،علت اصلی این اختلاف تثبیت پتاسیم در خاک‌ها می‌باشد.در این بررسیAR^0 از ۱/۶۴تا ۱۵/۴۶میلی مولار متغیر بود.پتاسیم آسان قابل تبادل دارای گستره ۱/۲۷-۹/۷۵و ظرفیت بافری بالقوه پتاسیم از$(mmol.dm^{-3})^{-1/2}$ $meq.100g^{-1}$ ۳۱/۱۴-۱۰۰/۶۴می باشد. بالا بودن ظرفیت بافری بدین مفهوم است که قابلیت جذب پتاسیم برای مدت طولانی پایدار است[۲و۳]. Kg و$-\Delta G^K$ ، به ترتیب در دامنه$(dm^3.mol)^{1/2}$ ۲/۶۲-۸/۰۹۴ و $kcal.mol^{-1}$ (۱/۷۰۱-)-(۲/۶۲۸-)متغییر می باشند.که بر طبق استاندارد ارائه شده بوسیله وودرف[۴]، عرضه پتاسیم برای همه خاکها نسبتاً بالاست. مقدارAR^0 تحت تأ ثیر سه عامل مقدار پتاسیم تبادلی، گنجایش تبادل کاتیونی و ثابت گاپون می‌باشد و معمولا بیشترین مقداردر خاک‌های با پتاسیم تبادلی بالا و CECنسبتاً پائین با ثابت گاپون پائین می‌باشد.جدول۱، همبستگی خصوصیات مختلف خاک با پارامترهای Q/I را نشان می دهد. pH همبستگی ضعیفی وCEC همبستگی قوی با بیشتر پارامترهای Q/Iنشان می‌دهد. اکسیدهای Fe,Mn به طور معنی‌داری روی برخی پارامترهای Q/I اثر دارند، این نشان می‌دهد که در مطالعات دینامیک پتاسیم در خاک‌ها باید این دو پارامتر نیز بررسی شوند.

جدول ۱- ضرائب همبستگی خطی بین بین خصوصیات فیزیکی و شیمیائی خاک و پارامترهای Q/I

	AR^0	K_{lab}	$PBC_0{}^K$	$-\Delta G^K$	Kg	E_{min}	(C,K)
CEC	-0.752**	-0.602*	0.694*	-0.746**	-0.416	0.698*	-0.528
C_{org}	-0.725	-0.751**	0.694*	-0.709*	-0.045	0.500	-0.750**
Clay	-0.768**	-0.692**	0.585	-0.716**	0.053	0.303	-0.801**
Silt	.075	-0.207	-0.152	.-0.043	-0.656*	0.760**	0.387
pH	0.498	0.212	-0.187	0.542	-0.202	0.270	0.529
K_{ex}	0.53*	0.258	-0.008	0.101	0.230	-0.281	0.108
K_P	0.584*	0.615*	-0.333	0.527	0.464	-0.698*	0.397
Fe-BCD	0.416	0.456	-0.091	0.430	0.556*	-0.655*	0.141
Fe-OX	.049	0.393	.401	0.050	0.938**	-0.622*	-0.225
Mn-BCD	0.626*	0.797*	-0.318	0.590*	0.613*	-0.858**	0.420
Mn-OX	0.584*	0.780**	-0.333	0.630*	0.516*	-0.792**	0.513

* همبستگی در P< ۰,۱ معنی دار می باشد. ** همبستگی در P<0.05 معنی دار می باشد

منابع

[۱] حسین‌پور، ع. و م. کلباسی. ۱۳۸۰. نسبت کمیت- شدت پتاسیم و هم بستگی پارامترهای آن با خصوصیات خاک در تعدادی از خاک‌های ایران. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان.۵: ۴۳-۵۵.

[2] Diatta, J., Z. Waclaw and W. Grezebisz. 2006. Evaluation of potassium quantity – intensity parameters of selected Polish agricultural soils. EJPA , 9:4.

[3] Wang, J., L. Dustin and F. Paul 2004. Potassium buffering characteristics of three soils low in exchangeable potassium. Soil Sci. Soc. Am. J. 68:654 – 661.

[4] Woodruff c.m., 1955. Energies of replacement of Ca and K in soil. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 19:167-171.

آزادسازی پتاسیم از برخی کانیهای میکایی تحت تأثیر چند اسید آلی

سمیرا نوروزی، حسین خادمی و حسین شریعتمداری

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد، دانشیار و دانشیار خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان.
E-mail: norouzi@ag.iut.ac.ir

مقدمه

پتاسیم یکی از ترکیبات اصلی پوسته زمین است که مقدار آن در لیتوسفر بطور متوسط ۲/۸۵ و در خاک ۱/۲ درصد است. پتاسیم وظایف فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی بسیار مهمی در گیاه به عهده دارد [۱]. در خاکهایی که حاوی مقدار کمی پتاسیم تبادلی اما دارای مقدار زیادی کانیهای میکایی هستند، تجدید پتاسیم تبادلی یا محلول تا حد زیادی وابسته به آزاد شدن پتاسیم غیرتبادلی است. میکاها، کانیهای سیلیکاته ۲:۱ هستند که بسته به کاتیون موجود در لایه اکتاهدرال به دی اکتاهدرال میکا (مسکوویت و گلیکونیت) و تری اکتاهدرال میکا (بیوتیت و فلوگوپیت) تقسیم‌بندی می‌شوند. در طی فرآیند هوادیدگی، بیوتیت و مسکوویت به کانیهای حد واسط و در نهایت به کانیهای منبسط شده تبدیل می‌شوند [۱].

اسیدهای کربوکسیلیک با وزن مولکولی کم بصورتهای منو، دی و تری کربوکسیلیک در محلول خاک یافت می‌شوند که شامل کربنهای اشباع نشده و گروههای هیدروکسی می‌باشند [۳]. این اسیدهای آلی حلالیت کانیها را افزایش داده و باعث تشدید فرآیند هوادیدگی از طریق جداسازی فلزات از سطح کمپلکس به محلول خاک می‌شوند [۳]. از بین اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم اسیدهای اگزالیک، سیتریک و مالیک معمولتر می‌باشند و به مقدار زیادتری نسبت به سایر اسیدها در محلول خاک وجود دارند [۲]. در ایران تحقیقات زیادی در مورد کانی‌شناسی انجام شده است، همچنین در مورد اثر کودهای پتاسیمی روی گیاهان هم تحقیقاتی صورت گرفته ولی به اثر ریشه و مواد مترشحه از آن بر روی تبدیل کانی‌های حاوی پتاسیم و اثر آنها بر تغذیه پتاسیم توجهی نشده است، به این منظور تحقیق حاضر با اهداف بررسی تأثیر اسیدهای آلی روی سرعت آزادسازی پتاسیم از کانیهای میکایی و امکان تبدیل آنها و همچنین مقایسه سرعت آزادسازی پتاسیم در کانیهای بیوتیت، فلوگوپیت و مسکوویت صورت گرفت.

مواد و روشها

این تحقیق در قالب طرح کاملاً تصادفی و آزمایش فاکتوریل انجام شد. در این آزمایش از سه نوع میکا، شامل بیوتیت، فلوگوپیت و مسکوویت و اسیدهای آلی اگزالیک، سیتریک و مالیک در چهار غلظت ۰، ۵۰۰، ۲۰۰۰ و ۴۰۰۰ میکرومولار و دوره‌های زمانی ۵ ساعت، ۲، ۱۰، ۳۰ و ۶۰ روز استفاده شد.

کانیهای مورد نظر از منابع داخلی تهیه شده و خلوص کانی‌شناسی و میزان عناصر موجود در آنها توسط XRD و XRF تعیین شدند. کانیها تا اندازه سیلت ریز تا رس درشت آسیاب شدند و سطوح تبادلی آنها با Ca اشباع شد. محلولهای مورد نظر از اسیدها با غلظتهای مشخص تهیه شدند. بمنظور ایجاد شرایط مشابه قدرت یونی در کلیه محلولها از نیترات سدیم ۰/۰۱ نرمال استفاده شد. بعلاوه، اسیدیته کلیه محلولها در شروع آزمایشات در pH=۵ تنظیم گردید. سپس ۴۰۰ میلی‌گرم از هر یک از کانیها با ۴۰ میلی‌لیتر از محلول مورد نظر مخلوط شده و نمونه‌ها برای دوره‌های زمانی معین انکوباسیون شدند و پس از اتمام دوره، عصاره‌گیری شده و pH آنها قرائت گردید. سپس عصاره‌ها با اسید نیتریک ۵٪ به حجم رسانده شدند و مقدار پتاسیم موجود در آنها با دستگاه فلیم فتومتر خوانده شد.

نتایج و بحث

بخشی از نتایج بدست آمده در جدول ۱ خلاصه گردیده است. همانطور که ملاحظه می‌کنید پس از گذشت ۲ ماه، pH در همه نمونه‌ها افزایش یافته است، که این مسأله نشان دهنده آزاد شدن عناصری از جمله K و Mg از ساختمان کانی به داخل محلول می باشد. همچنین هر سه اسید آلی نسبت به شاهد باعث افزایش مقدار K آزاد شده در محلول به صورت معنی‌دار شدند. مقدار K آزاد شده از هر سه کانی بیوتیت، فلوگوپیت و مسکوویت در زمانی که از اسید

سیتریک استفاده شده بود بیشتر از اسید مالیک و آن هم بیشتر از اسید اگزالیک بود. ضعیف شدن باندهای فلز اکسیژن و پروتونه شدن سطح با گروههای OH و تشکیل کمپلکس درون کره‌ای با لیگاندهای آلی، موجب می‌شود که با استفاده از اسیدهای آلی، حلالیت کانی‌ها افزایش یابند. اختلاف بین توانایی این سه اسید در آزاد کردن K از کانی به اختلاف لیگاندهای آلی و یونهای تولید شده با اسیدهای آلی و توانایی کمپلکس کردن لیگاندها بستگی دارد. مقایسه کانی‌های مختلف نشان می‌دهد که توانایی این سه کانی در آزادسازی عناصر متفاوت است، به طوری که فلوگوپیت در تمام موارد توانسته است بیشترین مقدار K را به محلول آزاد کند، در حالی که انتظار می‌رفت، کانی بیوتیت بتواند مقدار بیشتری نسبت به دو کانی دیگر پتاسیم آزاد کند. که این مسأله را می‌توان به نوع مسکوویت استفاده شده و اندازه خیلی ریز کانی در این آزمایش نسبت داد.

جدول۱- مقدار پتاسیم آزاد شده و pH محلولها پس از دو ماه تحت تاثیر اسیدهای آلی مختلف با غلظت ۴۰۰۰ میکرومولار در مقایسه با شاهد

اسید آلی	کانی	غلظت محلول بر حسب μm	پتاسیم آزاد شده رس mmol K/Kg	pH
Oxalic Acid	Phologopite	۰	۷۵/۷۰	۷/۵۸
		۴۰۰۰	۱۰۶/۰۸	۹/۷۰
	Muscovite	۰	۶۳/۴۶	۷/۷۷
		۴۰۰۰	۷۳/۷۲	۸/۷۴
	Biotite	۰	۳۰/۵۱	۸/۱۱
		۴۰۰۰	۴۱/۵۱	۸/۸۶
Citric Acid	Phologopite	۰	۷۵/۸۵	۷/۸۱
		۴۰۰۰	۱۳۱/۴۱	۸/۸۷
	Muscovite	۰	۶۳/۳۳	۷/۶۰
		۴۰۰۰	۸۴/۷۱	۹/۰۲
	Biotite	۰	۳۰/۶۴	۸/۲۴
		۴۰۰۰	۴۶/۲۵	۸/۸۰
Malic Acid	Phologopite	۰	۷۵/۶۶	۷/۸۰
		۴۰۰۰	۱۲۷/۳۱	۸/۸۵
	Muscovite	۰	۶۳/۴۱	۷/۸۹
		۴۰۰۰	۷۸/۹۱	۸/۹۴
	Biotite	۰	۳۰/۶۱	۸/۱۹
		۴۰۰۰	۴۲/۳۴	۸/۷۷

منابع

[۱] ملکوتی، م، شهابی، ع. و ک. بازرگان. ۱۳۸۴. *پتاسیم در کشاورزی ایران*. انتشارات سنا. ۳۰۲ صفحه.

[2] Song, S.K. and P.M. Huang. 1988. Dynamics of potassium release from potassium bearing minerals as influenced by oxalic and citric acids. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52:383 – 390.

[3] Strobel, W. 2001. Influence of vegetation on low molecular weight carboxylic acids in soil solution. *Geoderma* 99:169 – 198.

تأثیر تجمعی و باقیمانده کودهای آلی بر پارامترهای سینتیکی جذب فسفر در یک خاک آهکی

نیره یونسی، محمود کلباسی و حسین شریعتمداری

دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی، استاد دانشگاه صنعتی اصفهان، دانشیار دانشگاه صنعتی اصفهان.
nayerehyounessi@yahoo.com

مقدمه

فسفر به علت نقشی که در فرایندهای حیاتی مثل فتوسنتز در گیاهان و انتقال انرژی دارد، عنصر غذایی ضروری برای گیاهان و جانوران به‌شمار می‌آید[۲]. فسفر در خاک غیر متحرک و برای گیاه نیز به آسانی قابل دسترس نیست. بنابراین کمبود این عنصر در اغلب خاک‌های کشاورزی مشاهده می‌شود [۲]. تحقیقات نشان داده که افزودن مواد آلی به خاک، سبب افزایش فسفر قابل دسترس برای گیاهان می‌شود. بنابراین به منظور مصرف بهینه کودهای فسفره، از ترکیبات آلی نظیر کود گاوی، کمپوست و لجن فاضلاب استفاده گردیده است [۱]. غلظت فسفر در محلول خاک ارتباط نزدیکی با فرایندهای جذب سطحی فسفر به وسیله اجزاء خاک دارد. سینتیک جذب فسفر در خاک یکی از روش‌های توصیف واکنش‌های جذب فسفر در خاک می‌باشد. در ایران به نقش پارامترهای سینتیکی و نیز تأثیر تیمار خاک با کودهای آلی بر این پارامترها توجه چندانی نشده است. لذا در تحقیق حاضر اثرات تجمعی و باقیمانده کودهای آلی کمپوست زباله، لجن فاضلاب و کود گاوی بر پارامترهای سینتیک جذب در خاک مورد بررسی قرار می‌گیرد.

مواد و روشها

این تحقیق در ایستگاه تحقیقاتی آموزشی لورک نجف‌آباد انجام گردید. خاک منطقه بر اساس طبقه‌بندی Soil Taxonomy(۱۹۹۹)، در رده Fine loamy mixed Thermic, Typic Haplargid قرار می‌گیرد. نمونه برداری از کرت‌هایی صورت گرفت که یک، سه و پنج سال متوالی ۱۰۰ تن در هکتار کود گاوی(DM)، لجن فاضلاب (SS) و کمپوست (UC) دریافت کرده بودند. برای بررسی سینتیک جذب فسفر پنج گرم از خاک هر کرت توزین و به یک ظرف پلی اتیلنی ۱۰۰ میلی‌لیتری منتقل و سپس مقدار یک سی‌سی از محلول حاوی فسفر با غلظت ۵۰۰mg P/l (به‌شکلKH_2PO_4) پس از به حجم رساندن با ۸۰cc از محلول ۰/۰۱ مولار $CaCl_2$ به نمونه ها اضافه شد. نمونه‌ها در دوره‌های زمانی مختلف (۱۰ و ۳۰ دقیقه، ۱، ۳، ۵، ۱۰، ۱۲، ۱۸، ۲۴، ۲۷، ۳۶ و ۷۲ ساعت) تکان داده شدند. پس از تکان دادن، سوسپانسیون‌ها در ۱۵۰۰ دور در دقیقه سانتریفوژ و محلول روئی جدا گردید. غلظت فسفر محلول روئی به روش مورفی و رایلی [۳] تعیین و مقدار جذب فسفر محاسبه شد. معادلات مورد استفاده برای برازش داده‌های سینتیک جذب در جدول ۱ آورده شده است.

نتایج و بحث

مدل‌های تابع نمایی و ایلوویچ به‌عنوان مناسب‌ترین مدل‌ها برای برازش داده‌های سینتیک جذب فسفر شناخته شدند. همچنین پارامترهای حاصل از برازش مدل‌های مختلف سینتیک جذب در جدول ۲ آورده شده است. پارامترهای سرعت و ظرفیت جذب با افزایش سال کوددهی در همه تیمارها کاهش داشتند اما این کاهش در تیمارهای کود گاوی و لجن فاضلاب بیشتر بود. بیشترین اثر باقیمانده کودهای آلی بر پارامترهای مذکور مربوط به تیمار کود گاوی و بیشترین اثر تجمعی کودها بر این پارامترها مربوط به تیمار لجن فاضلاب بود.

جدول ۱- معادلات مورد استفاده برای برازش داده‌های سینتیک جذب

معادله	فرم خطی	ثابت‌های معادلات
ایلوویچ	$Q_t=1/\beta(\ln\alpha\beta)+\ln\alpha\beta$	α= سرعت اولیه جذب یا رهاسازی فسفر (mgP/kg h) β= ثابت جذب یا رهاسازی فسفر $(mgP/kg\ h)^{-1}$
تابع نمایی	$\ln Qt=\ln a+b\ln t$	a= ثابت سرعت اولیه جذب یا رهاسازی فسفر (mgP/kg h) b= ضریب سرعت رهاسازی یا جذب $(mgP/kg\ h)^{-1}$
پارابولیک	$Qt=Qe+Rt^{0.5}$	R= ثابت سرعت پخشیدگی $(mgP/kg)^{-1}$

جدول ۲- پارامترهای مربوط به مدل‌های سینتیک جذب

	تابع نمایی		پارامترهای سرعت و ظرفیت جذب فسفر در زمان‌های ابتدا و انتهای واکنش				ایلوویچ	پخشیدگی پارابولیک
تیمار	a (mg/kg h)	b $(mg/kg\ h)^{-1}$	Sr_{in} (mg/kg)	Sr_f (mg/kg)	Q_{in} (mg/kg)	Q_f (mg/kg)	۱/β (mg/kg h)	R $(mg/kg)^{-1}$
UCy_1	٦٢/١٨	٠/٠٦	١٤/٣٨	٠/٠٧	٧٨/٩٤	٩٩/٨٧	٤/٣٣	٠/٣٩
UCy_2	٧٦/٨٢	٠/٠٣	١٠/٠٥	٠/٠٤	٨٤/٣	٩٩/٧٢	٣/٣٥	٠/٣٤
UCy_3	٥٣/٥٢	٠/٠٨	١٥/٥٦	٠/٠٨	٧٥/٢٩	٩٩/٥٨	٣/٩١	٠/٤٩
SSy_1	٥٦/٢٠	٠/٠٧	١٥/٣٤	٠/٠٨	٧٠/٥٧	٩٩/٨٣	٦/٢٩	٠/٥
SSy_2	٥٣/٥٧	٠/٠٨	١٥/٢١	٠/٠٨	٧٢/٤٢	٩٩/٧	٥/٤٥	٠/٥٩
SSy_3	٤٩/٣٢	٠/٠٧	١٣/١٦	٠/٠٧	٦٢/١١	٨٩/٠٢	٥/١٨	٠/٥٤
DMy_1	٤٤/٢٦	٠/١٠	١٥/٤١	٠/٠٩	٦١/١٤	٩٧/٣٤	٧/٩٦	٠/٦٦
DMy_2	٥٠/٤٦	٠/٠٨	١٤/٥٣	٠/٠٨	٦٤/٠٩	٩٦/٥٨	١١/٣٨	٠/٦٨
DMy_3	٣٨/٠٩	٠/١٠	١٣/١٢	٠/٠٨	٥١/٠٤	٨٤/٨٦	١١/٩٣	٠/٧٣
C	٦٩/٤١	٠/٠٥	١٢/٨٥	٠/٠٦	٨٣/٢٢	٩٩/٩٤	٣/٥٦	٠/٣٢

*: UC (کمپوست)، SS (لجن فاضلاب)، DM (کود گاوی)، C (شاهد)، y_1 (سال اول کوددهی)، y_2 (سال سوم کوددهی)، y_3 (سال پنجم کوددهی)، a: ثابت مدل ، b: ضریب سرعت جذب فسفر، sr_{in}: سرعت اولیه جذب فسفر، sr_f: سرعت نهایی جذب فسفر، Q_{in}: ظرفیت اولیه جذب فسفر، Q_f: ظرفیت نهایی جذب فسفر، ۱/β: شیب مدل، R: ثابت سرعت پخشیدگی.

منابع

[۱] زرین کفش، م. ۱۳۸۱. حاصلخیزی خاک و تولید کود، چاپ دوم، مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.

[2] Grigg, J. L. 1968. Availability of native and applied phosphate in a sequence of zonal soil types in the south Island, New Zealand. Trance. Inter Cong. Soil.Sci.2: 795-804.

[3] Murphy, J. and J. P. Riley. 1962. Amodified single solution method for determination of phosphate in natural waters. Anal. Chem. Acta. 27: 31-36.

تأثیر تجمعی و باقیمانده کودهای آلی بر پارامترهای سینتیکی رهاسازی فسفر

نیره یونسی، محمود کلباسی و حسین شریعتمداری

دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی، استاد دانشگاه صنعتی اصفهان و دانشیار دانشگاه صنعتی اصفهان.
nayerehyounessi@yahoo.com

مقدمه

فسفر بعد از نیتروژن مهمترین عنصر غذایی پر مصرف برای گیاهان محسوب می شود که اثر آن بر رشد گیاهان بسیار محهم است[۱]. کودهای شیمیایی حاوی فسفر از گذشته برای افزایش فسفر قابل جذب در خاک ها به کار رفته اند[۲]. کاربرد زیاد کودهای شیمیایی فسفره نه تنها از نظر اقتصادی نامطلوب است بلکه از نظر زیست محیطی به علت ایجاد آلودگی از طریق فرسایش ذرات غنی از فسفر به آب های سطحی نیز مضر می باشد[۳]. از طرفی کودهای آلی علاوه بر اینکه حاوی مقادیر قابل توجهی فسفر قابل جذب می باشند، از طریق فرایندهای معدنی شدن و کاهش جذب سطحی فسفر منجر به افزایش فسفر محلول در خاک می شوند، بنابراین استفاده از کودهای آلی در سال های اخیر رواج زیادی داشته است[۱].غلظت فسفر در محلول خاک ارتباط نزدیکی با واکنش های رهاسازی فسفر از خاک دارد. لذا در تحقیق حاضر اثرات تجمعی و باقیمانده کودهای آلی مانند کود گاوی، لجن فاضلاب و کمپوست زباله بر پارامترهای سینتیک رهاسازی فسفر در خاک مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روشها

این تحقیق در ایستگاه تحقیقاتی آموزشی لورک نجف‌آباد انجام گردید. خاک منطقه بر اساس طبقه‌بندی Soil Taxonomy(۱۹۹۹)، در رده Fine loamy mixed Thermic, Typic Haplargid قرار می‌گیرد. نمونه برداری از کرت‌هایی صورت گرفت که یک، سه و پنج سال متوالی ۱۰۰ تن در هکتار کود گاوی(DM)، لجن فاضلاب (SS) و کمپوست (UC) دریافت کرده بودند. برای بررسی سینتیک رهاسازی فسفر پنج گرم از خاک هر کرت توزین و به یک ظرف پلی اتیلنی ۱۰۰ میلی‌لیتری منتقل و سپس مقدار یک سی‌سی از محلول حاوی فسفر با غلظت mg ۵۰۰P/l به‌شکل KH_2PO_4 به نمونه ها اضافه و نمونه ها در رطوبت ظرفیت مزرعه و در دمای ۲۰ درجه سانتیگراد برای مدت یک ماه نگهداری شدند. در این مدت برای جلوگیری از تبخیر، نمونه ها به وسیله پلاستیک های دارای روزنه پوشانیده شده بودند. سپس ۴۰ میلی لیتر محلول ۰/۰۱ مولار $CaCl_2$ به نمونه‌ها اضافه و در دوره‌های زمانی متفاوت (۱۰ و ۳۰ دقیقه، ۱، ۳، ۵، ۱۰، ۱۲، ۱۸، ۲۴، ۲۷، ۳۶ و ۷۲ ساعت) به وسیله یک شیکر با دور ۲۰۰ در دقیقه تکان داده شدند. پس از هر با تکان دادن، سوسپانسیون‌ها در ۱۵۰۰ دور در دقیقه سانتریفوژ و محلول روئی جدا گردید. غلظت فسفر محلول روئی به روش مورفی و رایلی [۴] تعیین و مقدار فسفر رهاشده محاسبه گردید. معادلات مورد استفاده برای برازش داده‌های سینتیک رهاسازی در جدول ۱ آورده شده است.

نتایج و بحث

مدل‌های پارابولیک و تابع نمایی به‌عنوان مناسب‌ترین مدل‌ها برای برازش داده‌های سینتیک رهاسازی فسفر شناخته شدند. همچنین پارامترهای حاصل از برازش مدل‌های مختلف سینتیک رهاسازی در جدول ۲ آورده شده است. پارامترهای سرعت و ظرفیت جذب با افزایش سال کوددهی در همه تیمارها افزایش داشتند اما این افزایش در تیمارهای کود گاوی و لجن فاضلاب بیشتر بود. بیشترین اثر تجمعی کودهای آلی بر پارامترهای مذکور مربوط به لجن فاضلاب و بیشترین اثر باقیمانده کودها بر این شاخص ها مربوط به تیمار کود گاوی مربوط بود.

جدول ۱- معادلات مورد استفاده برای برازش داده‌های سینتیک جذب

معادله	فرم خطی	شناخته‌ثابت‌های معادلات
ایلوویچ	$Q_t=1/\beta(\ln\alpha\beta)+\ln\alpha\beta$	α= سرعت اولیه جذب یا رهاسازی فسفر (mgP/kg h) β= ثابت جذب یا رهاسازی فسفر $(mgP/kg\ h)^{-1}$
تابع نمایی	$\ln Qt=\ln a+b\ln t$	a= ثابت سرعت اولیه جذب یا رهاسازی فسفر (mgP/kg h) b= ضریب سرعت رهاسازی یا جذب $(mgP/kg\ h)^{-1}$
پارابولیک	$Qt=Qe+Rt^{0.5}$	R= ثابت سرعت پخشیدگی $(mgP/kg)^{-1}$

جدول ۲- پارامترهای مربوط به مدل‌های مختلف سینتیک رهاسازی فسفر

	پخشیدگی پارابولیک	پارامترهای سرعت و ظرفیت رهاسازی فسفر در زمان‌های ابتدا و انتهای واکنش				تابع نمایی		ایلوویچ
تیمار	R $(mg/kg)^{-1}$	Sr_{in} (mg/kg)	Sr_f (mg/kg)	Q_{in} (mg/kg)	Q_f (mg/kg)	a (mg/kg h)	b $(mg/kg\ h)^{-1}$	1/β (mg/kg h)
UCy_1	۰/۰۳	۰/۰۳	۰/۰۰۱۶	۰/۲۶	۲/۰۸	۱/٤٥	۰/۳۷	۰/۰۲
UCy_2	۰/۰۲	۰/۰۲	۰/۰۰۱۱	۰/٥۹	۲/۸۸	۱/۱۸	۰/۱٦	۰۰/۳
UCy_3	۰/۰۸	۰/۰۸	۰/۰۰٤۷	۰/٤٤	٥/۷	۱/٥۱	۰/٤۱	۰/۰۹
SSy_1	۰/۰٤	۰/۰٤	۰/۰۰۲٤	۰/٥۱	٦/۰۸	۱/۳٦	۰/۳۱	۰/۰٤
SSy_2	۰/۱٤	۰/۱٤	۰/۰۰۸۳۳	۱/۱۷	۰۹/۸	۱/٤٥	۰/۳۷	۰/۰٦
SSy_3	۰/۲۸	۰/۲۸	۰/۰۱٦٤	۳/٤٥	۲۹/۹۲	۱/۳۷	۰/۳۱	۰/٤۸
DMy_1	۰/۱۲	۰/۱۲	۰/۰۰۷۳	۱/۰۳	۸/۷۸	۱/٤۹	۰۰/٤	۰/۱٤
DMy_2	۰/۱۹	۰/۱۹	۰/۰۱۱٥٥	۲/۱٥	۱٤/۱٤	۰۱/٤	۰/۳٤	۰/۲۳
DMy_3	۰/۲٥	۰/۲٦	۰/۰۱٥۱	۳/٦۲	۲۰/۲۸	۱/۳٤	۰/۲۹	۰/۳۷
C	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۰۰۰۷۲	۰/٥۰	۲/٤۰	۱/۱٤	۰/۱۳	۱/۰۰

*: UC (کمپوست)، SS (لجن فاضلاب)، DM (کود گاوی)، C (شاهد)، y_1 (سال اول کوددهی)، y_2 (سال سوم کوددهی)، y_3 (سال پنجم کوددهی) R: ثابت سرعت پخشیدگی، sr_{in}: سرعت اولیه رهاسازی فسفر، sr_f: سرعت نهایی رهاسازی فسفر، Q_{in}: ظرفیت اولیه رهاسازی فسفر، Q_f: ظرفیت نهایی رهاسازی فسفر a: ثابت مدل ، b: ضریب سرعت رهاسازی فسفر، 1/β: شیب مدل.

منابع

[۱] زرین کفش، م. ۱۳۸۱. حاصلخیزی خاک و تولید کود، چاپ دوم، مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.

[2] Li, G. C., R. L. Mahler and D. O. Everson. 1990. Effects of plant residues and environmental factors on phosphorus availability in soils. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 21: 471-491.

[3] Meek, B.D., L. E. Graham and T. J. Donawan. 1982. Longterm effects of manure of soil nitrogen, phosphorus, potassium, sodium, organic matter and water infiltration rate. Soil Sci. Soc. Am. J. 46: 1014-1019.

[4] Murphy, J. and J. P. Riley. 1962. Amodified single solution method for determination of phosphate in natural waters. Anal. Chem. Acta. 27: 31-36.

تاثیر روشهای مختلف کشت در شرایط شور بر عملکرد گندم در استان یزد

بابک خیام‌باشی[۱]، محمد فیضی[۱]، غلامرضا سعادتمند[۱] و احمدرضا اخوتیان اردکانی[۲]

۱- اعضاء هیات علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی اصفهان.
۲و۳- بترتیب کارشناس ارشد و کارشناس کشاورزی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی یزد.
Bkhayam@yahoo.com

مقدمه

در مناطق مختلف ایران کشاورزی در شرایط آب و خاک شور سابقه طولانی داشته و کشاورزان با تجربه، مدیریتهای مختلفی را به منظور کنترل شوری اعمال می‌نمایند. ولی باید توجه داشت که به منظور دستیابی به حداکثر عملکرد بدون تخریب منابع آب و خاک باید مدیریت بهینه و هماهنگی را در رابطه با فاکتورهای مختلف موثر در تولید بکار برد. اهمیت استراتژیک گندم در سیاستهای تولیدی، لزوم بررسیهای همه جانبه در ارتباط با افزایش توان تولید در اراضی تحت تاثیر شوری و بهبود مدیریت کاربرد آبهای با کیفیت نامناسب به منظور تولید پایدار باعث شده تا تحقیقات همه جانبه‌ای در ارتباط با مسائل مختلف کشت در سطوح مختلف شوری آب صورت گیرد. بطور کلی محققین سه راهبرد را برای افزایش عملکرد گندم در خاکهای شور مورد توصیه قرار داده‌اند (۱). ایجاد محیط مناسب با حذف شوری در طول مراحل رشد (۲) افزایش سطح عناصر غذایی در خاکهای فقیر (۳) افزایش تعداد ساقه اصلی با افزایش تراکم کاشت. در این طرح تاثیر روشهای کاشت گندم که یکی از روشهای راهبرد اول بوده و هدف آن انتقال شوری از منطقه ریشه می‌باشد مورد توجه قرار گرفته است.

مواد و روشها

در این تحقیق تاثیر پنج روش کشت در سه سطح شوری آب آبیاری بر عملکرد گندم مورد بررسی قرار گرفت است. شوریهای آب شامل ۲ و ۷ و ۱۱ دسی زیمنس برمتر و روشهای کاشت بشرح ذیل می‌باشد: (۱) کشت ردیفی (۲) کشت تکه‌ای (کپه‌ای) (۳) کشت یک ردیف در دو طرف پشته هائی با فاصله ۶۰ سانتی متر از یکدیگر (۴) کشت یک ردیف در دو طرف پشته هائی با فاصله ۸۰ سانتی متر از یکدیگر (۵) کشت دو ردیف یک طرفه پشته هائی با فاصله ۸۰ سانتی متر از یکدیگر به نحوی که شیب طرف کاشت شده کمتر از شیب طرف کشت نشده باشد.

این تحقیق بصورت اسپلیت پلات و در قالب بلوکهای کامل تصادفی اجرا گردید. فاکتور اصلی شامل شوری آب آبیاری و فاکتورفرعی شامل روشهای کشت بود. رقم گندم مورد کاشت براساس توصیه بخش اصلاح وتهیه نهال و بذر، آنفارم چهار، و زمان کشت در اوایل آبان ماه در نظر گرفته شد. جهت کنترل مقدار آب ورودی به هر واحد آزمایشی، لوله‌های در ورودی هر کرت قرار گرفت به نحوی که سطح آنها در تمامی واحدها در شوریهای مختلف همتراز بود و در هر زمان تعداد لوله‌های باز بر اساس دبی آب عبوری از آن معدل حجم آب ورودی به جویهای اصلی در هر سطح شوری بود و لذا با اندازه‌گیری زمان عبور آب امکان محاسبه آب ورودی به هر واحد آزمایشی میسر گردید. در زمان برداشت فاکتورهای ارتفاع گیاه، طول خوشه در نمونه‌های برداشت شده، عملکرد کاه وعملکرد دانه بر حسب تن در هکتار اندازه گیری گردید.

نتایج و بحث

براساس نتایج حاصل ارتفاع گیاه، طول خوشه، وزن هزار دانه و عملکرد دانه با افزایش شوری کاهش معنی دار نشان دادند. ارتفاع گیاه در شوری های مختلف نیز تحت تاثیر روشهای کشت قرار گرفته و اختلاف معنی‌داری نشان دادند. ارتفاع خوشه در شوریهای ۲ و۷ دسی زیمنس برمتر دارای روندی یکسان بوده و بیشترین ارتفاع به ترتیب معادل ۷/۹ و ۸/۱ سانتی متر در روش کشت شماره (۴) بود، اما در شوری ۱۱ دسی زیمنس برمتر ارتفاع متوسط خوشه بشکل معنی داری کاهش یافت و در این شوری بیشترین ارتفاع خوشه معادل ۶/۹ سانتیمتر در روش کاشت شماره ۴ مشاهده شد. وزن هزار دانه نیز همراه با افزایش شوری کاهش معنی‌داری نشان داد اما در بین روشهای مختلف کشت در هر

شوری اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد. عملکرد کاه و دانه بشکل معنی‌داری تحت تاثیر شوری و روش کاشت قرار گرفت، بنحوی که با افزایش شوری عملکرد به شکل معنی‌داری کاسته شده و در مجموع روشهای کشت تکه‌ای و ردیفی در هر سطح شوری بیشترین عملکرد را به خود اختصاص دادند. در شوری ۲ و ۷ دسی زیمنس برمتر بین این دو روش کشت اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد اما در شوری ۱۱ دسی زیمنس برمتر بیشترین عملکرد در روش کاشت تکه‌ای (کپه‌ای) حاصل گردید. و لذا به نظر می‌رسد که در مجموع از بین روشهای کشت مورد بررسی، روش کشت تکه‌ای برای مناطق با شوری زیاد مناسبترین روش می‌باشد.

منابع

[۱] ملکوتی، محمد جعفر و مهدی نفیسی. ۱۳۶۷. مصرف کود در اراضی فاریاب و دیم. انتشارات تربیت مدرس.

[2] Hu. Y. I.J. Oertli, U. Schmidhalter. 1997. Interactive effects of salinity and macronutrient level on wheat. I: Growth. Journal of Plant Nutrition. 20(9), 1155-1167.

[3] Grattan, S.R., C.M. Grive, 1993. Mineral Nutrient Acquisiation and Response by plants grown in Saline environments: Plant and Crop stress (M. Pessarakli, ed), Marcel Dekker Inc. pp: 203-226.

بررسی وضعیت کادمیم در خاک شالیزار و گیاه برنج متاثر از فاضلاب های صنعتی و شهری اطراف ساری

مینا شهابی، محمد علی بهمنیار و سیدمحمد جواد بحرالعلومی

به‌ترتیب مربی، دانشیار، کارشناس گروه خاکشناسی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری.
Shahabi@umz.ac.ir

مقدمه

کادمیم یک عنصر سمی برای انسان است [۹، ۱۰، ۱۲]. میانگین روزانه کادمیم وارد شده به بدن از طریق غذا در کشورهای اروپایی و آمریکای شمالی ۲۵-۱۵ میکرو گرم برحسب سن و رژیم غذایی متغییر است. این میزان در ژاپن ۵۰-۴۰ میکرو گرم بوده که حتی ممکن است در مناطق آلوده بیشتر از این هم باشد[۱۴]. از این مقدار حدود ۵٪ آن جذب بدن می‌شودکه ممکن است در اثر فاکتور های تغذیه همچون کمبود آهن تا ۱۵٪ نیز افزایش یابد[۷، ۱۴].کادمیم دارای نیمه عمر بیولوژیکی ۳۰ سال است و در کلیه ها تجمع یافته باعث اختلال در کار آنها می‌شود [۱۲، ۱۴]. این عنصرعلاوه بر مواد غذایی گیاهی با تجمع در کلیه ها، جگر و ماهیچه گوسفند و سایر دامها نیز میتواند در چرخه غذایی انسان قرار بگیرد [۸].

علیرغم اینکه برخی از متخصصین معتقدندکه خاکها نباید بیش از ۲-۱/۵ میلی گرم در کیلو گرم کادمیم داشته باشند [۱۳]، نتایج برخی دیگر نشان داده است که هیچ همبستگی واضح و مشخصی بین مقدار کادمیم در خاک و جذب شده بوسیله گیاه وجود ندارد و حتی در برخی موارد همبستگی منفی است [۲، ۷].

گیاه برنج در سرتا سر استان مازندران بعنوان یک محصول اصلی همه ساله کشت می‌شود و برنج غذای اصلی در منطقه است. احداث برخی از کارخانجات و تاسیسات صنعتی در مجاورت شالیزارهای مازندران ضمن اشغال اراضی مرغوب کشاورزی از طریق فاضلاب ها و پس ماندها و همچنین دفع بخارات و گازهای مختلف شرایط آلودگی خاک و محصولات کشت شده را فراهم می‌آورد.

هدف این تحقیق بررسی احتمال آلودگی‌خاک و همچنین ساقه و برگ، دانه و ریشه گیاه‌برنج به کادمیم در سه منطقه‌که تحت تاثیر فاضلابهای صنعتی و شهری و همچنین بخارات متصاعدشده از کارخانجات قرار دارند، بوده‌است.

مواد و روشها

بمنظور بررسی اثرات گازها و بخارات متصاعد شده ازکارخانه صنایع چوب و کاغذ وکارخانه کروم کمیکال ونیز استفاده از فاضلابهای آنهاو همچنین فاضلاب شهری ساری (روستای مشهدی کلا) که به همراه آب آبیاری در اراضی شالیزار مصرف میگردد، اقدام به نمونه برداری از خاک ها در عمق ۱۵-۰ سانتیمتری و همچنین گیاه برنج واریته طارم در مرحله برداشت گردیده است. برخی از مشخصات نمونه های خاک شامل CEC-Clay-OC-TNV-EC-PH و عناصر آهن و کادمیم قابل جذب و کل و نیز مقدار کادمیم در دانه، ساقه وبرگ، ریشه گیاه برنج بر اساس روشهای متداول در موسسه خاک و آب[۱، ۳] اندازه گیری شد.

نتایج و بحث

مشخصات اندازه گیری شده در خاک و گیاه در جدول ۱ ارائه شده است.

جدول ۱- برخی از مشخصات مرتبط با غلظت کادمیم در خاکها و مقدار کادمیم در گیاه برنج

منطقه / ویژگیهای اندازه گیری شده	شالیزارهای اطراف کارخانه صنایع چوب و کاغذ	شالیزارهای اطراف کارخانه کروم کمیکال	شالیزارهای روستای مشهدیکلا
اسیدیته خاک (pH)	۷/۱	۷/۴	۷/۲
شوری خاک (EC ds/m)	۲/۶	۲/۶	۱/۱
مواد خنثی شونده خاک (TNV ٪)	۲۵/۷	۱۸/۳	۱۶/۸
کربن آلی خاک(OC ٪)	۱/۴	۱/۳	۱/۴
رس خاک (٪)	۲۲	۳۶/۱	۳۲/۸
ظرفیت تبادل کاتیونی (Cmol/kg)	۱۷/۳	۲۲/۶	۲۳/۲
آهن قابل جذب خاک (µ g/gr)	۵۲/۲	۶۲	۷۰/۳
آهن کل خاک (µ g/gr)	۲۲۸۷۹	۲۷۴۵۹	۲۷۵۲۰
کادمیم قابل جذب خاک (µ g/gr)	قابل تشخیص نبود	قابل تشخیص نبود	قابل تشخیص نبود
کادمیم کل خاک (µ g/gr)	۱/۱۶۴	۰/۷۳۳	۰/۵۸۳
کادمیم در دانه برنج (µ g/gr)	۰./۱۷۱	۰/۲۴۴	قابل تشخیص نبود
کادمیم در ساقه و برگ برنج (µ g/gr)	قابل تشخیص نبود	قابل تشخیص نبود	۰/۳۷۵
کادمیم ریشه برنج (µ g/gr)	۱/۶۴۶	۰/۹۳۸	۰/۶۶۷

نتایج تجزیه خاک نشان می دهد کادمیم کل در اراضی اطراف کارخانه صنایع چوب و کاغذ به مقدار جزیی از حد نرمال (۱ میلی گرم در کیلو گرم) بیشتربوده است. در هرسه منطقه مقدار کادمیم از حد مقدار ماکزیمم مجاز (۳ میلی گرم در کیلو گرم) کمتر بوده است.کاشم و سینگ گزارش نموده اند که قسمت هایی از کادمیم محلول و قابل جذب خاک بطور قابل ملاحظه ای تحت تاثیر پتانسیل احیایی در خاک غرقاب تغییر میکنند. همچنین متناسب با احیاء سولفات به سولفیت و نیز جذب کادمیم بوسیله میکرو ارگانیسم ها و اتصال به اکسید های آهن و منگنز و جذب سطحی بوسیله خاکدانه ها میزان کادمیم قابل جذب خاک کاهش می یابد [۵، ۶]. کاباتا پندیاس و پندیاس نیز در تحقیق خود نتیجه گرفته اند که مقدار زیادی از کادمیم در خاک قلیایی تثبیت می شود [۴]. فیتو سایدرو فورز (PS) از ترشحات ریشه است که ریشه ها در شرایط کمبود آهن تولید میکنند این ماده میتواند با کادمیم کلات PS-Cd تشکیل دهد که این ماده بطور قابل ملاحظه ای CdS نا محلول را در ریزوسفر متحرک کرده و جذب و انتقال کادمیم را در گیاه افزایش دهد [۱۱]. با توجه به مرور تحقیقات انجام شده در بالا و نتایج بدست آمده ملاحظه می گردد که بالا بودن مقادیر در صد مواد خنثی شونده، کربن آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی و آهن موجود در خاک همگی در جهت کاهش مقدار کادمیم در خاکهای مورد مطالعه بوده است.

کارشناسان (FAO/WHO) کمیته مشترک افزودنیهای غذایی حد مجاز کادمیم را ۷ میکرو گرم بر کیلو گرم وزن بدن در هفته تعیین نموده اند[۱۰]. برای یک فرد با ۶۰ کیلو گرم وزن، مقدار مجاز کادمیم در هفته معادل ۴۲۰ میکرو گرم خواهد بود. میانگین مصرف برنج در مازندران روزانه ۱۵۰ گرم است. میزان کادمیم مصرف شده به همراه برنجی که در منطقه مورد مطالعه کشت شده و حدود ۲۰۰ میکرو گرم بر کیلو گرم کادمیم دارد، در هفته برابر ۲۱۰ میکرو گرم خواهد شد که از مقدار مجازتعیین شده کمتر است. نتیجه تحقیق لیو و همکاران نشان داد که تجمع کادمیم در اندامهای گیا هی در دو مرحله سر کشیدن و رسیدن در واریته های مختلف برنج اختلاف معنی داری داشته اند. در برخی از واریته ها غلظت کادمیم در ریشه ها بیشتر از اندامهای هوایی ودر در بعضی دیگر غلظت در اندامهای هوایی بیشر از ریشه ها بوده است [۹]. بنا براین ضروریست که مطالعه در این زمینه روی سایر واریته ها و در سایر اراضی شالیزاری در سطح استان ادامه یابد.

منابع

[۱] امامی، ع.، ۱۳۷۵. روشهای تجزیه گیاه، نشریه شماره ۹۸۲ ، موسسه تحقیقات آب و خاک

[۲] ترابیان، ع.، مهجوری، م.، ۱۳۸۱. بررسی اثر آبیاری با فاضلاب روی جذب فلزات سنگین بوسیله سبزیهای برگی جنوب تهران. مجله علوم خاک و آب. ج ۱۶. ش ۲. ص ۱۹۶-۱۸۹.

[۳] علی احیایی، م.، ۱۳۷۶.شرح روشهای تجزیه شیمیایی خاک (جلد دوم)، نشریه شماره۴ ۱۰۲ ، موسسه تحقیقات آب و خاک.
[4] Kabata-Pendias, A., H. Pendias. 1984. Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press,Boca Raton, FL, 114 pp.
[5] Kashem, M.A., B.R.. Singh. 2001a. Metal availability in contaminated soils. I. Effects of flooding and organic matter on changes in Eh, pH and solubility of Cd, Ni and Zn.. Nutr.Cycl. Agroecosyst. 61, 247–255.
[6] Kashem, M.A., B.R. Singh. 2001b Metal availability in contaminated soils. II. Uptake of Cd, Ni and Zn in rice plants grown under flooded culture with organic matter addition. Nutr.Cycl. Agroecosyst. 61, 257–266.
[7] Lægreid, M., O.C.Bockman and O.Kaarstad. 1999. Agriculture Fertilizers and the Environment. CAB international. Wallingford. Uk, pp167-171.
[8] Langlands J. P., G. E. Donald and J. E. Bowles. (1988). Cadmium concentrations in liver, kidney and muscle in Australian sheep and cattle.,Australian journal of experimental agriculture. 28(3):291-297.
[9] Liu, J., K. Li, J. Xu , J. Liang, X. Lu, J. Yang, Q. Zhu.2003. Interaction of Cd and five mineral nutrients for ptake and accumulation in different rice cultivars and genotypes. Field Crops Research. 83: 271-281.
[10] Li, Z., L. Li, G. Pan and J. Chen. 2005. Bioavailability of Cd in a soil-rice system in China: soil type versus genotype effects. Institute of Resources, Ecosystem and Environment of Agriculture, Nanjing Agricultural U University.
[11] Mench, M.J., S. Fargues. 1994. Metal uptake by iron-efficient and inefficient oats. Plant Soil. 165:227-233.
[12] Nordberg, G. 1996. Human cadmium exposure in the general environment and related health risks-a review. In: Organisation for Economic Co-operation and Development (eds) Sources of cadmium in the environment. OECD. Prris, pp. 95-104.
[13] Sauerbeck, D.R. 1991. Uptake and Availability of Heavy Metals. J. Water, Air and soil pollution, 57 - 58 : 227 - 237.
[14] WHO Regional Office for Europe , Copenhagen, Denmark. 2000. Chapter 6. 3 Cadmium.

بررسی اثرات آبیاری با پسابهای صنایع تخمیری روی برخی مشخصات شیمیایی خاک

صمد دربندی[۱]، سیامک ساعدی[۲]، صابره دربندی[۳] و مجتبی جلیل زاده[۴]

۱و۲- استادیار دانشکده کشاورزی دانشگاه آزاد اسلامی تبریز، ۳- دانشجوی دکتری آبیاری دانشگاه تبریز، ۴- کارشناس ارشد سازمان آب منطقه ای استان آذربایجانشرقی.

مقدمه

پسابهای صنایع تخمیری از جمله صنایع تولید الکل و خمیر مایه حاوی مقادیر متنابهی مواد آلی،نیتروژن،پتاسیم ودیگر عناصر هستند.مطالعات گسترده ای پیرامون استفاده از این پسابها در کشاورزی انجام گرفته است(۱). نتایج یکسری مطالعات در اسپانیا نشان داد کاربرد این پسابها حاصلخیزی خاک را افزایش داده و خواص شیمیایی،فیزیکی و بیولوژیکی آن را بهبود می بخشد(۳).آزمایشات انجام گرفته در یونان جهت جایگزینی پسابهای صنایع الکل سازی با کود شیمیایی در کشت پنبه نشان می دهد که این پسابها هیچگونه اثر سوئی بر رشد گیاه نداشته و باعث افزایش میزان نیتروژن و پتاسیم قابل جذب خاک می شود(۲).در آزمایش دیگری روی گندم نشان داده شده است مقدار نیتروژن،منگنز و پتاسیم قابل جذب خاک افزایش می یابد(۴).در کارخانه تولید خمیر مایه ایران مایه طی فرایند تولید سه نوع پساب تحت عنوان واش اول،دوم وسوم پدید می آید هدف از این مطالعه اثر آبیاری یونجه با این پسابها روی مشخصات شیمیایی خاک است.

مواد و روشها

این مطالعه در سال ۱۳۸۳ در اراضی زراعی مجاور کارخانه ایران مایه در قالب بلوکهای کامل تصادفی صورت گرفت.۷ تیمار با ۴ تکرار در انتخاب شده و داخل کرتها یو نجه (رقم قره یونجه) کشت شد.نحوه آبیاری تیمارها بصورت زیر در نظر گرفته شد:

تیمار ۱(**T1**):مخلوط واش دوم(۱/۲ حجم) و سوم(۱/۲حجم)، تیمار ۲(**T2**):مخلوط واش دوم(۱/۴ حجم) و سوم(۱/۴حجم) و آب چاه(۱/۲) حجم، تیمار۳(**T3**):مخلوط واش دوم(۱/۶ حجم) و سوم(۱/۶حجم)و آب چاه(۲/۳)،تیمار ۴ (**T4**):مخلوط واش اول(۱/۶ حجم) و دوم(۱/۶ حجم) و سوم(۱/۶حجم)و آب چاه(۱/۳)،تیمار۵(**T5**) :مخلوط واش اول(۱/۹ حجم) و دوم(۱/۹ حجم) و سوم(۱/۹حجم)و آب چاه(۲/۳)،تیمار ۶:(**T6**)مخلوط واش اول(۱/۱۲ حجم) و دوم(۱/۱۲ حجم) و سوم(۱/۱۲حجم)و آب چاه(۳/۴)،تیمار ۷(**T7**): آب چاه.قبل و بعد از انجام آزمایش از اعماق ۳۰-۰ و ۶۰-۳۰ مزرعه، نمونه خاک تهیه و آنالیز شیمیایی گردید.همچنین مشخصات شیمیایی پسابها و آب چاه نیز اندازه گیری شد.مقدار آب داده شده به تمام تیمارها یکسان بود و هیچگونه کودی داده نشد.

نتایج و بحث

نتایج آنالیز شیمیایی پسابها در جدول (۱) آورده شده است. همانگونکه در این جدول مشاهده می شود پسابها حاوی مقادیر متنابهی پتاسیم هستند. همچنین شوری آنها نیز زیاد می باشد.در جدول(۲) نتایج آنالیز شیمیایی خاک قبل از آزمایش آورده شده است. لازم به توضیح است که بافت خاک لوم رسی تعیین شد.

جدول ۱- نتایج آنالیز شیمیایی پسابها و آب چاه

	واش اول	واش دوم	واش سوم	آب چاه
EC(dS/m)	۲۱/۷	۷/۵۶	۳/۱۲	۲/۳۶
pH	۵/۳۸	۵/۵۵	۶	۷/۵
HCO_3(%)	۱/۶۳	۰/۴۳	۰/۴۹	۰/۰۱
Cl^-(ppm)	۵۳۱۹	۲۱۲۷	۱۴۱۸	۳۷۸
Na^+(ppm)	۱۶۷۹	۴۵۵/۴	۱۷۷/۱	۱۶۱
Ca^{2+}(ppm)	۷۸۲/۵	۲۹۲	۱۲۹/۳	۱۹۷/۶

Mg^{2+}(ppm)	۲۵۳/۲	۷۱/۹۵	۳۷	۸۸/۵
K^{+}(ppm)	۴۰۰۰	۱۳۲۰	۲۵۲	۱۵۶
Mn^{2+}(ppm)	۰/۴۳	۰/۱۱	۰/۰۲	۰/۰۰۵
Fe^{2+}(ppm)	۱۰/۵۲	۳/۷۴	۰/۹۹	۰/۰۱۲
Cu^{2+}(ppm)	۰/۲۵	۰/۰۵	۰/۰۱	۰/۰۲۶
TKN(%)	۰/۴۸	۰/۲۳	۰/۲۷	۰/۰۰۳
O.C(%)	۱/۶۱	۰/۳۱	۰/۰۸	۰

جدول ۲- نتایج آنالیز شیمیایی خاک قبل از اجرای آزمایش

	EC(dS/m)	pH	درصد آهك	O.C (%)	ازت کل(ppm)	پتاسیم قابل جذب(ppm)
۰-۳۰	۲/۳	۷/۹	۱۴	۰/۸	۰/۰۸۴	۷۸۹
۳۰-۶۰	۰/۵	۷/۹	۱۵	۰/۷۴	۰/۰۷۸	۷۷۸

در جدول(۳) نتایج آنالیز شیمیایی نمونه خاکهای تیمارهای مختلف پس از اجرای آزمایش آورده شده است.

جدول ۳- نتایج آنالیز شیمیایی خاک بعد از اجرای آزمایش

	EC(dS/m)	pH	درصد آهك	O.C (%)	ازت کل (ppm)	پتاسیم قابل جذب(ppm)
T1(۰-۳۰)	۳/۵۵	۷/۷۸	۱۴/۷۵	۰/۵۷	۰/۰۶۲	۸۰۰
T1(۳۰-۶۰)	۵/۶۶	۷/۶۵	۱۵/۲۵	۰/۶۸	۰/۰۷۴	۱۲۱۸
T2(۰-۳۰)	۳/۲۷	۷/۷۷	۱۳/۲۵	۱/۰۱	۰/۱۲۴	۱۶۶۵
T2(۳۰-۶۰)	۶/۹۶	۷/۴	۱۴/۷۵	۱/۲۷	۰/۱۴۵	۳۷۶۰
T3(۰-۳۰)	۳/۱	۷/۳	۱۴/۶	۰/۹	۰/۱۳	۱۷۵۰
T3(۳۰-۶۰)	۵/۱۲	۷/۲۵	۱۴/۴۵	۱/۰۱.	۰/۱۴۵	۳۱۵۰
T4(۰-۳۰)	۵/۹۵	۷/۵۳	۱۵/۲۵	۱/۱۷	۰/۱۳۱	۳۷۱۰
T4(۳۰-۶۰)	۴/۸۹	۷/۸۵	۱۴/۵	۰/۷۶	۰/۰۷۸	۱۱۰۰
T5(۰-۳۰)	۴/۸۵	۷/۶۹	۱۴/۷۵	۱/۰۵	۰/۱۱۴	۲۷۵۰
T5(۳۰-۶۰)	۴/۰۶	۷/۸۴	۱۵/۵	۰/۵۹	۰/۰۶۵	۱۰۷۴
T6(۰-۳۰)	۳/۹	۷/۵	۱۴/۵	۱/۱	۰/۹	۲۵۶۰
T6(۳۰-۶۰)	۳/۵	۷/۶	۱۴/۴	۰/۹	۰/۸۵	۱۱۶۴
T7(۰-۳۰)	۲/۸۷	۸/۰۵	۱۴	۰/۶۶	۰/۰۷۱	۷۷۱
T7(۳۰-۶۰)	۲/۹۸	۸/۰۲	۱۴/۵	۰/۴۷	۰/۰۵۲	۷۱۴

با توجه به جدول (۳) کاربرد پسابها باعث افزایش شوری خاک شده است.نتایج مطالعات برخی از محققین نشان می دهد این مشکل را می توان با افزودن ضایعات محصولات کشاورزی همچون ضایعات کارخانجات پنبه پاک کنی و غیره حل نمود(۱).مقدار کربن آلی در همه تیمارها به استثنایT1 در مقایسه با تیمار شاهد T7 افزایش یافته است. همچنین میزان پتاسیم قابل جذب در تمامی تیمارها افزایش یافته است. با توجه به مطالب ذکر شده کاربرد پسابهای صنایع تولید خمیر مایه باعث افزایش حاصلخیزی خاک می گردد.لذا می توان از آنها بعنوان کود و ماده اصلاح خاک استفاده نمود.نتایج آنالیز اجزای عملکرد یونجه نیز که در اینجا بدان اشاره نگردید موید این مطلب می باشد.

منابع

[۱] عباس نژاد،حسن، سلطان محمد زاده و صمد دربندی.۱۳۸۲.بررسی و مطالعه وضعیت فعلی دفع پساب کارخانه ایران مایه و ارائه راهکارهای مناسب در مورد دفع آن. گزارش نهایی دانشگاه صنعتی سهند.

[2] Gemtos,T,A,and N.Chouliaras.1999.Vinasse rate,time of application and compaction effect on soil properties. engng Res. 73(283-296)

[3] Madejon,Engracia.2001.Agricultural use of three (sugar-beet) vinasse. Agriculture, Ecosystems & Environment. 84(55-65)

[4] Zende,G.k,and G.B.Shngh .1995.Sugar industry by-products and crop resdues in increasing soil fertility and crop productivity.Sugarcaane:Agro-Industrial Alternatives,pp351-370

مطالعه سینتیک آزاد شدن روی و ارتباط آن با ویژگی‌های خاک

مرجان پدیدار، علیرضا حسین پور و فریده کرباسی

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد، دانشیار و استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه بوعلی سینا.

مقدمه

دامنه غلظت اسیدهای آلی آلیفاتیک در ریزوسفر ناشی از ترشح گیاهان و ریز جانداران ۰/۵ تا ۵ مول در متر مکعب می‌باشد. این اسیدها به دلیل تشکیل کمپلکس اسید آلی- فلز، تبادل لیگاندی و واکنش پروتونی شدن در هوادیدگی کانی‌ها نقش دارند. نوع و غلظت اسیدهای آلی موجود بر شدت فرایندهای خاک تاثیر می‌گذارند[۲]. اسیدهای آلی مثل سیتریک و اگزالیک که ترکیبات پایداری با فلزات تشکیل می دهند، تاثیر بیشتری بر روی حلالیت فلزات نسبت به آنهایی که ترکیبات پایداری تشکیل نمی دهند دارند[۱]. مطالعات زیادی در مورد اثر اسیدهای آلی با وزن ملکولی کم بر روی جذب فلزات انجام شده در حالیکه تحقیقات بسیار کمی درمورد تاثیر این اسیدها بر رهاسازی فلزات انجام شده است [۳]. نظر به اینکه در مورد سرعت آزاد شدن روی در خاکهای همدان مطالعه انجام نشده و اطلاعاتی در مورد سرعت آزاد شدن روی می‌تواند در مدیریت حاصلخیزی خاک‌ها در رابطه با روی مفید باشد لذا مطالعه فوق با اهداف زیر انجام شد:

۱- بررسی توانایی اسید سیتریک و اسید اگزالیک رقیق در آزاد کردن روی از خاک

۲- توصیف سرعت آزاد شدن روی با استفاده از مدل‌های سینتیکی مختلف

۳- ارتباط ویژگی‌های آزاد شدن روی با خصوصیات خاک

مواد و روشها

جهت انجام این تحقیق از بین ۳۰ نمونه اولیه خاک تعداد ۱۰ نمونه خاک سطحی از استان همدان (لایه ۳۰-۰ سانتیمتر) بر اساس درصد رس، کربنات کلسیم معادل، روی قابل جذب به گونه‌ای انتخاب می‌شوند که دامنه گسترده‌ای از این ویژگی‌ها را داشته باشند. نمونه‌های خاک پس از جمع‌آوری هواخشک و از الک ۲ میلی متری عبور داده شده و ویژگی‌های معمول خاکها بر اساس روش‌های معمول آزمایشگاهی تعیین خواهد شد. آزاد شدن روی به روش عصاره‌گیری متوالی[1] با استفاده از اسیداگزالیک و اسید سیتریک ۰/۰۱ مولار انجام شد.

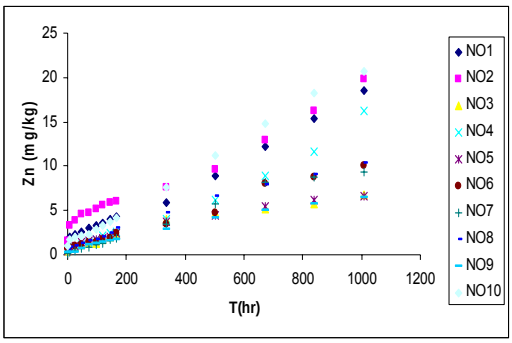
بدین منظور ۱ گرم خاک هواخشک که از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شده است را در لوله‌های سانتریفوژ ریخته و ۲۰میلی‌لیتراز محلول‌های فوق الذکر به آنها اضافه د شد. نمونه‌ها در دستگاه انکوباتور در دمای ۱ $\pm$ ۲۵ درجه سانتیگراد قرار داده شد. ۱۵ دقیقه قبل از قرار دادن نمونه‌ها در انکوباتور و ۱۵ دقیقه قبل از انجام هر دوره نمونه‌ها به وسیله دستگاه تکان دهنده برقی تکان داده شد. خاک‌ها در زمان‌های ۱،۸،۲۴ ، ۴۸، ۷۲، ۹۶، ۱۲۰، ۱۴۴، ۱۶۸، ۳۳۶، ۵۰۴، ۶۷۲، ۸۴۰ و ۱۰۰۸ ساعت پس از اضافه کردن محلول‌ها، عصاره‌گیری شد. بدین منظور سوسپانسیون با دستگاه سانتریفیوژ با ۳۰۰۰ دور در دقیقه صاف، محلول رویی جدا و مقدار لازم از محلول‌های مذکور مجدداً اضافه و پس از ۱۵ دقیقه تکان دادن توسط دستگاه تکان دهنده برقی، نمونه‌ها به انکوباتور منتقل شد. غلظت روی توسط دستگاه جذب اتمی تعیین شد. پس از انجام پژوهش وجمع‌آوری داده‌ها، معادلات سرعت مرتبه اول، مرتبه صفر ، تابع نمایی ، انتشار پارابولیکی و الوویچ ساده بر داده‌های تجمعی آزاد شدن این عنصر برازش و بر اساس ضریب تشخیص و اشتباه استاندارد برآورد بهترین مدل‌ها برای توصیف آزاد شدن انتخاب، و ضرائب این معادلات برآورد شد. در پایان بین ویژگی‌های آزاد شدن روی توسط هر عصاره‌گیر و ویژگی‌های خاک معادلات رگرسیونی برازش و ویژگی‌هایی از خاک که بر آزاد شدن این عنصر تاثیر دارند مشخص شد.

---

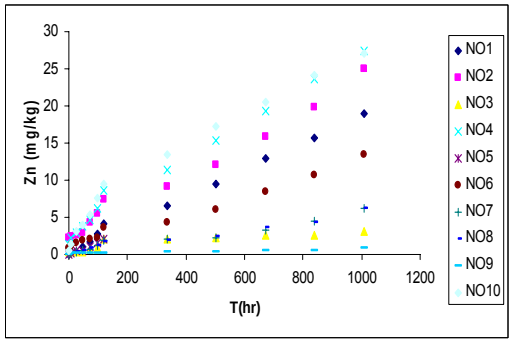
[1] Successive extraction

نتایج و بحث

نتایج نشان داد که خاک‌های مطالعه شده دارای طیف گسترده‌ای از نظر خصوصیات فیزیکی شیمیایی می‌باشند. . مقدار تجمعی روی آزاد شده با اسید سیتریک و اسید اگزالیک به عنوان تابعی از زمان به ترتیب در شکل‌های ۱ و ۲ نشان داده شده است.



شکل ۱- اثر اسید سیتریک در رهاسازی روی



شکل ۲- اثر اسید اگزالیک در رهاسازی روی

دامنه تغییرات روی آزاد شده پس از ۱۰۰۸ ساعت با اسید اگزالیک رقیق ۰/۸۵۳- ۲۷/۴۲۴ میلی‌گرم در کیلوگرم و با اسید سیتریک رقیق ۶/۴۹۰- ۲۰/۶۲۶ میلی‌گرم در کیلوگرم بود. نتایج همبستگی نشان داد که مقدار روی آزاد شده توسط اسید سیتریک و اسید اگزالیک با روی عصاره‌گیری شده توسط DTPA معنی‌دار نبود.

در رابطه با هر دو اسید از بین معادلات برازش شده، معادله مرتبه صفر بالاترین و معادله ایلوویچ ساده شده پایین ترین ضریب تشخیص را دارا بودند و سایر معادلات به خوبی می‌توانند رها شدن این فلز را از خاک توصیف کنند. نتایج این تحقیق نشان داد که قدرت فراهم کردن روی خاک‌ها متفاوت بود، این نتیجه می‌تواند در برنامه‌های آزمون خاک استفاده شود.

منابع

[1] Dang, Y. P., Dalal, R. C., Edwards, D.G., Tiller, K.G. 1994. Kinetics of Zinc desorption from Vertisols. Soil Sci. Soc. Am. J. 58, 1392-1399.

[2] Ghasemi, F.R., Maftoun, M., Ronaghi, A., Karimian, N., Yasrebi, J., Assad, M.T., Ippolito, J.A. 2006. Kinetics of copper desorption from highly calcareous soil. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 37, 797-809.

[3] Lehmann, R.G., Harter, D.M. 1984. Assessment of copper-soil bond strength by desorption kinetics. Soil Sci. Soc. Am. J. 48, 769-772.

تأثیر روی بر جذب کادمیم و شاخصهای رشد ذرت

اسماعیل زارع، احمد گلچین، الهیار خادم و سعید شفیعی

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه زنجان، دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه زنجان، دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی، کارشناس ارشد خاکشناسی.

Email:Esmaeil.zare@gmail.com

مقدمه

غلظت کادمیم در اغلب خاکها بین یک‌دهم تا یک میلی‌گرم در کیلوگرم متغیر است. غلظت کادمیم در خاک عمدتاً به مواد مادری و میزان هوازدگی خاک بستگی دارد[۵]. کادمیم و روی از نظر خصوصیات شیمیایی بسیار شبیه به هم بوده و کادمیم جذب شده می تواند در داخل سلول بعضی از وظایف متابولیسمی روی را انجام دهد که این عمل با کمبود روی در گیاه تشدید می‌شود[۶]. عنصر کادمیم برای انسان و دام سمی است و علت اصلی سمیت آن میل شدید ترکیبی آن با گروههای تیول(SH) در آنزیم های پروتئین‌ساز می‌باشد[۲]. تحقیقات متعدد مک لاگین و همکاران (۱۹۹۹) حاکی ازآن است که بین گونه های گیاهی از لحاظ جذب کادمیم تفاوتهای زیادی وجود دارد و غلظت آن دراندامهای گیاهی بستگی به اندام گیاه، سن و اثرات متقابل فلزات در غشای سلولی گیاه هنگام جذب دارد[۵]. کادمیم به صورت سولفید یا ترکیب با عناصر دیگر غالبا بصورت ناخالصی در سنگ معدن روی و سرب یافت می شود. منابع کادمیم در محیط زیست، معادن استخراج خاک فسفات، روی، سرب و مراکز و صنایع ذوب‌آهن، باطری سازی، تولید لاستیک، آبکاری، تولید پلاستیک و استفاده از کود فسفاتی با ناخالصی کادمیم در مزارع است[۲]. هدف از این پژوهش بررسی تأثیر سطوح مختلف روی بر شاخص های رشد و میزان جذب کادمیم توسط گیاه ذرت می باشد.

مواد و روشها

به منظور مطالعه اثرسطوح مختلف روی (۰، ۱۰ و۲۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک) و کادمیم (۰، ۲۵ و۵۰ میلی-گرم در کیلوگرم خاک) بر شاخصهای رشد و ترکیب شیمیایی ذرت یک آزمایش فاکتوریل در قالب طرح بلوکهای کامل تصادفی به صورت گلخانه ای و در سه تکرار در گلخانه دانشکده کشاورزی دانشگاه زنجان به مرحله اجرا درآمد. مقدار ۳ کیلوگرم خاک در هر گلدان ریخته شد و پس از اعمال تیمارهای آزمایشی، خاک داخل گلدانها به رطوبت ظرفیت مزرعه رسانیده شد و تعداد سه عدد بذر ذرت در هر گلدان (هیبرید ۷۰۴) کشت گردید. پس از گذشت ۴۵ روز بخش هوایی و ریشه ذرت برداشت و شاخص های رشد و درصد ماده خشک اندازه گیری شده و پس از انجام عملیات هضم خشک برروی نمونه های گیاهی، غلظت کادمیم در بخش هوایی و ریشه ذرت اندازه گیری شد[۱].

نتایج و بحث

میزان ماده خشک بخش هوائی:

نتایج حاصل از تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که اثر سطوح روی بر میزان ماده خشک بخش هوایی در سطح یک درصد معنی دار است. بالاترین میزان ماده خشک به میزان ۲۷/۶۰۹ گرم از سطح ۲۰ میلی‌گرم روی درکیلوگرم خاک بدست آمد. در سطح ۱۰ میلی‌گرم روی درکیلوگرم خاک، میزان ماده خشک ۲۶/۳۳۳ گرم بود، و بین سطوح ۱۰و۲۰ میلی‌گرم روی در کیلوگرم خاک اختلاف معنی داری از لحاظ این صفت وجود نداشت. کمترین مقدار ماده خشک به میزان ۲۲/۰۹۶ گرم از تیمار شاهد (سطح صفر روی) بدست آمد (شکل۲). به طورکلی با افزایش سطح روی مقدار ماده خشک بخش هوایی افزایش یافت، اگر چه این افزایش در بعضی از سطوح روی معنی دار نبود.

میزان ماده خشک بخش ریشه:

نتایج حاصل از تجزیه واریانس داده ها نشان داد که اثر اصلی سطوح روی بر میزان ماده خشک ریشه در سطح یک درصد معنی‌دار است. بالاترین مقدار ماده خشک به میزان۳/۸۲۶ گرم از سطح ۲۰ میلی‌گرم روی درکیلوگرم خاک بدست آمد. میزان ماده خشک سطح ۱۰ میلی‌گرم روی درکیلوگرم خاک کمتر از سطح ۲۰ میلی‌گرم بود، ولی بین

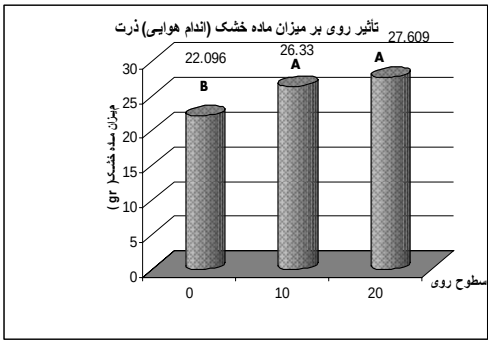
سطوح ۱۰و۲۰ میلی‌گرم از نظر آماری اختلاف معنی‌داری مشاهده نگردید. کمترین میزان ماده خشک بخش ریشه به میزان ۳/۳۸۹ گرم در تیمار شاهد (سطح صفر روی) مشاهده شد. به طورکلی با افزایش سطح روی میزان ماده خشک ریشه افزایش یافت، اگر چه بین برخی از سطوح روی اختلاف معنی داری از لحاظ این صفت وجود نداشت.

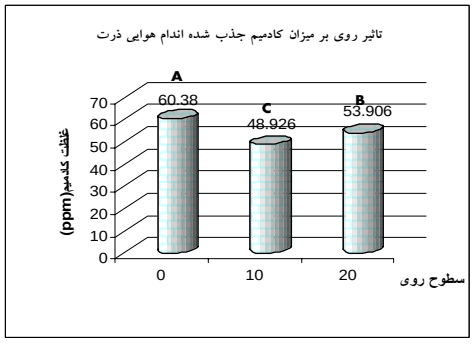
غلظت کادمیم بخش هوایی:

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که اثر اصلی سطوح روی بر غلظت کادمیم بخش هوایی در سطح یک درصد معنی‌دار است و بالاترین غلظت کادمیم به میزان ۶۰/۳۸۰ میلی‌گرم درکیلوگرم درتیمارشاهد (سطح صفر روی) وکمترین میزان کادمیم به میزان ۴۸/۹۲۶ میلی‌گرم در کیلوگرم در تیمار حاوی ۱۰ میلی‌گرم روی در کیلوگرم خاک بدست آمد. با افزایش غلظت روی در خاک تا سطح ۱۰ میلی‌گرم در کیلوگرم، غلظت کادمیم در بخش هوایی ذرت کاهش یافت ولی افزایش غلظت روی به سطح ۲۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک باعث افزایش غلظت کادمیم در بخش هوایی شد(شکل۱).

غلظت کادمیم ریشه:

نتایج حاصل از تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که اثر اصلی سطوح روی بر غلظت کادمیم ریشه در سطح یک درصد معنی‌دار است و بالاترین غلظت کادمیم به میزان ۵۰۸/۹۶۵ میلی گرم درکیلوگرم ریشه، از سطح ۱۰ میلی‌گرم روی درکیلوگرم خاک و کمترین غلظت کادمیم ریشه به میزان ۴۱۱/۲۸۹ میلی‌گرم درکیلوگرم ریشه، از سطح ۲۰ میلی‌گرم روی درکیلوگرم خاک بدست آمد. به طورکلی با افزایش سطوح روی خاک تا سطح ۱۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک، غلظت کادمیم در ریشه افزایش و با افزایش غلظت روی به۲۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک غلظت کادمیم ریشه کاهش یافت. چودری و همکاران (۱۹۹۴) با مطالعه اثر روی بر غلظت کادمیم در بافتهای گندم گزارش کردند که با اضافه نمودن ۲۰ میلی‌گرم روی به هرکیلوگرم خاک، غلظت کادمیم در بافتهای گندم کاهش یافت(۳). مشابه این نتایج نیز در تحقیقات ثواقبی و ملکوتی (۱۳۷۹) نیز مشاهده شد[۲]. ملکوتی و همکاران(۱۳۷۹) گزارش کردند که استفاده ممتد از کودهای فسفاته که میزان کادمیم آنها بالاتر از حد مجاز است باعث افزایش میزان کادمیم در خاک و بخشهای گیاهی میشود [۴]. عبدالصبور و همکاران (۱۹۹۸) گزارش کردند که با مصرف سولفات روی در خاکهای دچار کمبود روی غلظت کادمیم در ذرت کاهش یافت[۳].





شکل۱-اثر سطوح مختلف روی بر غلظتCd در اندام‌هوایی شکل۲-اثر سطوح مختلف روی برمیزان ماده‌خشک بخش‌هوایی‌گیاه

منابع

[۱] توللی، ح.، سمنانی، ا. ۱۳۸۱. روشهای تجزیه خاکها، گیاهان، آبها وکودها (ترجمه). انتشارات دانشگاه شهید چمران اهواز.

[۲] ثواقبی، غلامرضا و ملکوتی، م، ج. ۱۳۷۹. بررسی نقش روی در کاهش اثرات سوء کادمیم بر عملکرد و کیفیت دانه گندم. مجله علمی پژوهشی خاک و آب (ویژه نامه کشاورزی پایدار)، جلد۱۲، شماره ۹، موسسه تحقیقات خاک و آب، تهران، ایران.

[3] Abdel-Sabour, M, F., J. Mmortvedt and J. Kelose. 1998. Cadmium-Zinc interaction in plants and extractable cadmium and zinc fraction in soil. Soil Sci. 145(6): 242-431.

[4] Chaudhry, M., L. D. Balley and C. A. Grant. 1994. Effect of zinc on cadmium concentration in the tissue of durum wheat. Canadian Journal of plant Science, 74: 594-522.

[5] Mc Laughlin, M. J., D. R. Parker and J. M. Clark. 1999. Metals and micronutrients-food safety. Fild Crops Research, 60: 143-163.

[6] Mengel, K. and E. A. Kirkby. 1987. Principle of plant nutrition. International Potash Ins. Bern, Switzerland.

رفتار اسیدهای آلی در خاکهای آهکی

زهرا خادمی و محمد جعفر ملکوتی

عضو هیات علمی مؤسسه تحقیقات خاک و آب، استاد دانشگاه تربیت مدرس.

E.mail: Zr_ khademi @ yahoo.com و E.mail: info@ swri.ir

مقدمه

در ایران و بسیاری از مناطق دنیا قابلیت جذب اندک عناصر غذایی در خاکهای آهکی یکی از محدودیت های عمده رشد محصولات کشاورزی است [۴]. بنابراین در این مناطق برای دستیابی به یک تولید پایدار علاوه بر مصرف K، P، N نیز مصرف عناصر غذایی کم مصرف ضرورت کامل دارد [۵]. توسعه یک استراتژی جدید بر پایه گیاهی که بتواند کارآیی و راندمان مصرف عناصر در خاک را افزایش دهد بسیار لازم و ضروری به نظر می رسد. دستیابی به این هدف تاکنون در سطح جهانی از طریق برنامه های اصلاح نبات مقدور بوده است ولی اخیراً ترشح اسیدهای آلی از ریشه گیاهان در خاک از طرف دانشمندان علم تغذیه و حاصلخیزی خاک به عنوان مکانیسمی برای افزایش قابلیت جذب عناصر غذایی در خاک و در دسترس قرار دادن آنها برای گیاه مطرح شده و مورد بحث جدی قرار گرفته است [۲ و ۶]. اسیدهای آلی مانند اسید سیتریک (citric acid) و اسید اگزالیک (oxalic acid) در شرایط کمبود به مقدار نسبتاً زیادی از ریشه گیاهان آزاد شده و در افزایش حلالیت عناصر غذایی مانند P، Zn، Fe، Mn و Cu در ریزوسفر شرکت می‌نمایند [۱ و ۶].

شیمی ریزوسفر بوسیله اسیدهای آلی که از ریشه ترشح می شوند تغییر می‌یابند، این تغییر بر افزایش قابلیت جذب فسفر (P) از طریق کاهش pH محلول خاک و میگروارگانیزمها که باعث معدنی شدن فرمهای آلی فسفر می‌گردد تأثیر می‌گذارد [۷]. همچنین اسیدهای آلی علاوه بر کاهش pH بدلیل تشکیل کمپلکس های فلزی باعث تجزیه منیرالی و کاهش کلسیم آزاد (کمپلکس و رسوب) و نیز تعویض لیگاند می شوند و رهاسازی عناصر غذایی در محلول خاک را فراهم می سازند این فرآیند طبیعی (ترشح اسیدهای آلی از ریشه) به عنوان مکانیسمی برای رفع کمبود عناصر غذایی در خاک دریچه جدیدی را در توسعه استراتژی های جدید برای دستیابی به کشاورزی پایدار در خاکهای آهکی باز نموده است [۳].

هدف از این تحقیق بررسی رفتار اسیدهای آلی در خاکهای آهکی و نقش و ظرفیت آنها در رفع کمبود عناصر غذایی برای گیاهان و نیز ارزیابی پتانسیل اسیدهای آلی در افزایش جذب عناصر غذایی برای گندم از طریق بکارگیری فرمهای ایزوتوپی مانند C^{14} و P^{33} بوده است.

مواد و روشها

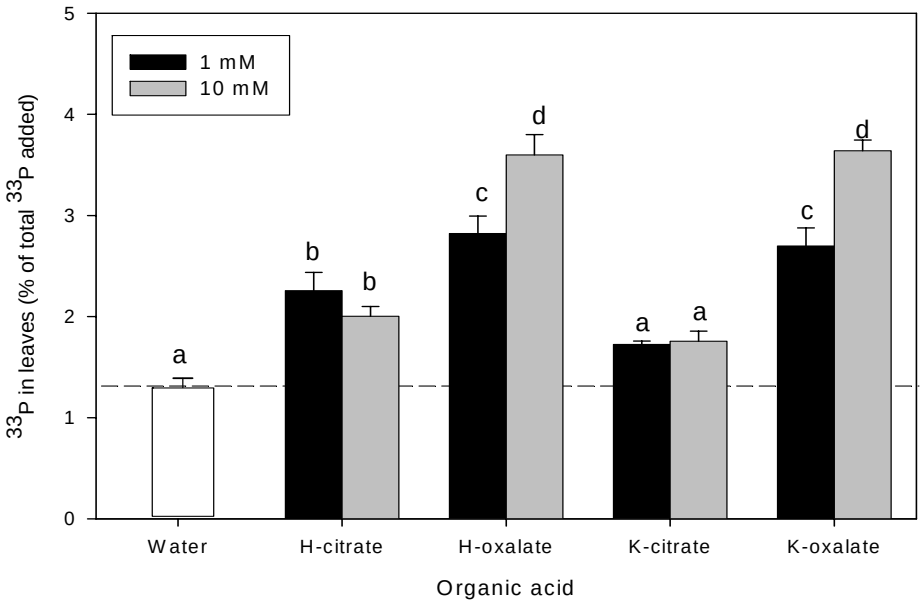
این تحقیق در گروه خاکشناسی دانشگاه ولز انگلستان انجام گرفت. گیاه گندم در محفظه های پر از خاک (microcosm) که با P^{33} نشان دار شده بود در اتاق رشد (growth room) کاشته شد. سپس غلظت های ۱ و ۱۰ میلی مولار اسیدهای آلی مانند اسید سیتریک (citric acid) و اگزالیک اسید (oxalic acid) و نمکهای آنها (K_3-citrate و K_2-oxalate) به درون محفظه پر از خاک ریزوسفر هر روز و به مدت چهار روز ترزیق گردید تا اهمیت و نقش اسیدهای آلی ترشح شده از ریشه در بهبود وضعیت تغذیه ای فسفر در ریزوسفر گیاه گندم و تأثیر نوع و غلظت اسیدهای آلی ریشه از طریق کاشت گندم و با استفاده از P^{33} و C^{14} تعیین و ارزیابی گردد.

با توجه به اینکه معدنی شدن (mineralization) اسیدهای آلی بر کارآیی و ظرفیت آنها در قابل جذب نمودن عناصر غذایی تأثیر چشمگیر دارد، معدنی شدن اسیدهای آلی سیتریک و اگزالیک در خاک ریزوسفر نیز تعیین گردید.

نتایج و بحث

نتایج حاصل از اجرای آزمایش نشان داد که اسیدهای آلی حلالیت و جذب فسفر را در ریزوسفر توسط ریشه

گیاهان افزایش داده و نوع و غلظت اسیدهای آلی در این افزاش بسیار موثر هستند. نقش اسید اگزالیک در تجمع فسفر در گیاه نسبت به اسید سیتریک چشمگیرتر و چندین برابر باعث افزایش جذب فسفر گردید (شکل ۱) که به نظر می رسد معدنی شدن اسید سیتریک مانع از جذب (P^{33} (uptake توسط گیاه شده باشد، زیرا معدنی شدن اسید سیتریک نسبت به اسید اگزالیک بسیار سریعتر و بیشتر بود.



شکل ۱- جذب (P^{33} (Uptake از خاک توسط گندم در حضور اسیدهای آلی (oxalate و citrate) در دو غلظت ۱ و ۱۰ میلی مولار و در فرمهای (H-citrate، H-oxalate، K- citrate و K-oxalate)

منابع

[1] Hu, H.Q., Tang, C.X., Rengel, Z., 2005. Role of phenolics and organic acids in phosphorus mobilization in calcareous and acidic soils. Journal of Plant Nutrition 28, 1427-1439.

[2] Jones, D.L., Dennis, P.G., Owen, A.G., van Hees, P.A.W., 2003. Organic acid behavior in soils–misconceptions and knowledge gaps. Plant and Soil 248, 31-41.

[3] Khademi, Z., Jones, D. L. Malakouti, M. J. 2006. Organic acids behavior in calcareous soils. PhD thesis. University of Wales, Bangor.

[4] Marschner, H. 1995. Mineral nutrition of higher plants. Academic Prees, London.

[5] Rashid, A., Ryan, J., 2004. Micronutrient constraints to crop production in soils with Mediterranean-type characteristics: A review. Journal of Plant Nutrition 27, 959-975.

[6] Ryan, P.R., Delhaize, E., Jones, D.L., 2001. Function and mechanism of organic anion exudation from plant roots. Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology 52, 527-560.

[7] Ström, L., 1997 Root exudation of organic acids: importance to nutrient availability and the calcifuge and calcicole behavior of plants. Oikos 80, 459-466.

مقایسه اثر کاربری های مختلف اراضی بر تصاعد گاز گلخانه ای CO_2 در اراضی شمال خوزستان

لاله مهدی پور، احمد لندی و هادی عامری خواه

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد، استادیار و عضو هیئت علمی گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز.

مقدمه

گازهای گلخانه ای به گازهایی اطلاق می‌شود که بر روی تعادل تابشی اتمسفر زمین تاثیر گذارهستند. افزایش غلظت گازهای گلخا نه ای باعث ایجاد اثر گلخانه ای در کره زمین و گرمتر شدن هوای این کره شده است. مهمترین این گازها CO_2,CH_4,CO,N_2O می باشد که از میان آنها سه گاز اول جزء چرخه جهانی کربن بوده و ارتباط تنگاتنگی با چرخه کربن در خاک دارند. خاکها به تنهایی مسئول ایجاد ۱۳ تا ۱۴درصد تصاعد دی اکسید کربن، ۳۰ تا ۴۰درصد تولید و تصاعد متان و ۸۵ درصد تولید نیتروس اکسید اتمسفری هستند(۲). چرخه کربن در مرز میان اتمسفر تاثیر بسزائی بر روی کیفیت محیط زیست و فرایند تولید غذا برای نوع بشر دارد. احتراق سوخت های فسیلی، آتش سوزی جنگل ها عملیات زراعی متراکم و سوزاندن بیومایس سبب افزایش گازهای گلخانه ای اتمسفر شده است.گازهای گلخانه ای کربنه مسئول بیشترین اثرات گلخا نه ای و به تبع آن تغییر اقلیم جهانی هستند(۱). جامعه جهانی در یازدهم دسامبر۱۹۹۷ در کیوتو ژاپن پروتکلی را امضاء نمودند که بر طبق مفاد آن اعضاء تلاشی فراگیر برای کاهش تصاعد گازهای گلخانه ای صورت خواهند داد. این پیمان از ۱۶ فوریه سال ۲۰۰۵ اجرائی شد. ایران در تاریخ ۲۲ آگوست ۲۰۰۵ برابر ۳۱ مرداد ماه ۱۳۸۴ این پروتکل را رسماً پذیرفت. تصاعد کربن به صورت گازهای گلخانه ای و یا مصرف این گازها توسط خاک در سالهای اخیر تبدیل به یکی از کانونهای مورد توجه کارشناسان محیط زیست شده است تا با اعمال مدیریت های خاص بتوانند سبب کاهش روند روبه افزایش گازهای گلخانه ای شوند. برخی کشورهای امضاء کننده پروتکل کیوتو بخش کشاورزی را به عنوان یکی از پر پتانسیل ترین بخشها برای عمل به تعهدات فرد در قبال کاهش گازهای گلخانه ای انتخاب نموده اند و در این میان کارشناسان بخش کشاورزی با تاکید بر تاثیر مثبت مواد آلی در خاک و کارشناسان محیط زیست با تاکید بر جنبه های مثبت زیست محیطی، بر روی اعمال عملیات و مدیریت کشاورزی خاص برای حبس نمودن هر چه بیشتر کربن هم نظر می باشند. تغییر کاربری اراضی صورت گرفته توسط بشر خصوصاً طی ۱۰۰ تا ۲۰۰ سال افزایش معنی داری بر ذخایر کربن و تعادل کربن در میان داشته است. ادامه یافتن روندتبدیل این اراضی در جهان جهت مصارف کشاورزی سبب ورود کربن آلی از طریق زیست توده و بقایای گیاهی شد و نرخ تجزیه را تسریع می نماید که این سبب رها شدن ۲۰ تا ۵۰ درصد کربن بومی خاکها می شود(تا عمق یک متری)(۳). تغییر اکوسیستم های بکر به اراضی کشاورزی سالیانه باعث ورود دهها گیگا تن کربن به اتمسفر می شود. تغییر کاربری اراضی و اعمال مدیریت های کشت متراکم سبب تغییر سرنوشت و ذخیره کربن در خاکها شده است.ذخیره کربن آلی خاک نسبت به مدیریت و کاربری اراضی فوق العاده حساس است(۴). از این رو این تحقیق با هدف بررسی کاربری اراضی بر تصاعد گازهای گلخانه ای در قالب یک آزمایش صحرائی طراحی و اجرا شد.

مواد و روشها

برای انجام این تحقیق دو مزرعه گندم و کلزا به مساحت دو هکتار انتخاب شد. جهت اندازه گیری تصاعد CO_2 از سطح خاک از روش چامبر بسته و کروماتوگرافی گازی استفاده شد. به این صورت که در هر مزرعه سه چامبر نصب شد. در هنگام نصب دمای خاک توسط دماسنج دیجیتالی(تستو) در اعماق ۵cm و ۱۰cm و دمای هوا اندازه گیری شد میزان رطوبت حجمی خاک نیز با استفاده از تتاپروب اندازه گیری شد. پس از گذشت سه ساعت از نصب چامبرها، از گاز جمع شده درون چامبرها با استفاده از سرنگ ۶۰cc مجهز به سه راهی (stop cock) نمونه برداری شد. نمونه ها بلافاصله برای قرائت میزان CO_2 آنها به آزمایشگاه منتقل و توسط دستگاه گاز کروماتوگراف(GC) مجهز به حسگرهای

ECDو FID اندازه گیری شد. نمونه برداری در فواصل مختلف زمانی در طول سال انجام شد. همراه با نمونه گیری گاز نمونه گیری از خاک از اعماق مختلف ۰-۵cm، ۵-۱۰cm، ۱۰-۲۰cm، ۲۰-۴۰cm، ۴۰-۶۰cm، ۶۰cm-۱m انجام شد. نمونه ها به آزمایشگاه منتقل شدند. هوا خشک شدند و پس از عبور از الک ۲mm مقدار نیترون کل و میزان کربن آلی آنها توسط روشهای استاندارد اندازه گیری تعیین شد. علاوه بر این خصوصیات شیمیایی و فیزیکی از قبیل EC، pH، وزن مخصوص ظاهری و ... با روشهای استاندارد معمول اندازه گیری تعیین شد. به این ترتیب این طرح به صورت طرح بلوکهای کامل تصادفی اجرا شد. جهت مقایسات آماری از نرم افزار MINITAB استفاده شد.

نتایج و بحث

نتایج نشان می دهدکه مقدار متوسط هدر رفت کربن به فرم CO_2 از مزارع گندم ۱/۸۱ گرم کربن بر متر مربع در روز می باشد که کمترین مقدار اندازه گیری شده ۰/۹و بیشترین مقدار آن ۲/۷۲ است. مقدار متوسط هدر رفت کربن به فرم CO_2 برای کلزا ۱/۱۳ گرم کربن بر متر مربع در روز می باشد که کمترین مقدار اندازه گیری شده ۰/۶۹ وبیشترین مقدار آن ۱/۹۶ می باشد. میزان تصاعد CO_2 با گرم شدن هوا وبه تبع آن گرم شدن خاک افزایش یافته است.درصد رطوبت حجمی خاک بر میزان تصاعد CO_2 اثر معنی دار نداشته است. البته با توجه به اینکه به طور تصادفی نمونه برداری در محدوده خاصی از رطوبت بین ۲۰ تا ۳۵ درصد حجمی انجام شده است اثر رطوبت بر تصاعد CO_2 معنی دار نمی باشد. و ممکن است با اندازه گیری در دامنه های بالا تر یا پائین تر از این حدود اثر رطوبت بر میزان تصاعد معنی دار باشد. چون افزایش مقدار رطوبت انحلال گاز CO_2 و به تبع آن کاهش تصاعد را در پی خواهد داشت. مقدار متوسط کربن آلی در مزارع گندم تا عمق رشد ریشه ۰/۷۲ درصد می باشد و این مقدار برای مزارع کلزا ۰/۵۴ می باشد. بیلان کربن خاک (مقدار کربن خارج شده از خاک- کربن وارد شده در خاک) برای مزارع گندم ۵/۴۴- تن کربن در هکتار وبرای مزارع کلزا ۳/۲۷- تن کربن در هکتار در هر سال می باشد یعنی در هر سال از مزارع گندم ۵/۴۴ تن کربن و از مزارع کلزا ۳/۲۷ تن کربن وارد اتمسفر میشود با توجه به اینکه مزارع کلزا میزان کمتری کربن وارد اتمسفر می کنند از کاربری بهتری برخوردار هستند. ولی با توجه به اینکه گندم و فرآورده های آن غذای اصلی بشر می باشد نیاز به تولید آن شدیداً احساس می شود می توان با مدیریت های صحیح از جمله زیر خاک کردن کاه و کلش باقیمانده به منظور افزایش مقدار ورودی کربن به خاک میزان هدر رفت کربن از این مزارع را کاهش داد.

منابع

[۱] عامری خواه، ه.،چرم، م. آبان۱۳۸۵.همایش خاک، محیط زیست و توسعه پایدار. کشاورزی و منابع طبیعی کرج، ایران.

[۲] عرفان منش، م.، افیونی، م. ۱۳۷۹. آلودگی محیط زیست ((آب،خاک و هوا)). انتشارات اردکان، اصفهان، ایران.

[3] Paustian,k., 2002. land-use, land use change and biological carbon sink: the role of soils in climatechange mitigation. Published on line by Colorado state university.

[4] tan, z., lal, R., cabon sequestration potentioal estimates with changes in land use and tillage practice in ohio, USA. Agriculture, Ecosystesms and environment, 126:113-121.

بررسی اثر سرب بر جوانه زنی، مقدار پروتئین و پرولین و ارزش تحمل به سرب در دو رقم کلزا (*Brassica napus* L.)

علی چراتی، ملیحه خانلریان، غلامرضا میرزائی و فریبرز عباس زاده

به ترتیب عضو هیئت علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی مازندران، کارشناس ارشد زیست شناسی، عضو هیئت علمی دانشگاه آزاد اسلامی واحد قائم شهر و کارشناس مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی مازندران.

مقدمه

سرب، بعنوان خطرناکترین فلز سنگین آلایندهٔ محیط زیست بیشتر از طریق صنایع ساخت باطریهای سری، افزودنیهای رنگ و بنزین، حشره‌کشها، کودهای شیمیائی، اگزوز اتومبیل و لحیم‌کاری وارد محیط زیست می گردد(ایک و همکاران، ۱۹۹۹). آلودگی سرب در خاک موجب کاهش درصد جوانه‌زنی گشته و اثرات مضری بر رشد و متابولیسم گیاه بر جای می‌گذارد (کوپیرا و گزدز ،۲۰۰۳). گیاهان برای کاهش سمیت سرب از مکانیسمهای مختلفی بهره میگیرند که مهمترین آنها شامل تولید عوامل و پروتئینهای باند شونده به فلزات سنگین (متالوتیونئین و گلوتاتیون)، اجازه ورود ندادن فلزات سنگین به سلولها بوسیله انتخاب انتقال یون فلز، و دفع یا ذخیره کردن فلز در واکوئل است (هو و همکاران، ۲۰۰۱). یکی از مکانیسمهای مهم سمیت زدایی فلزات سنگین سمی در اکثر گیاهان و جلبکها تولید پرولین است. تجمع پرولین در گیاهانی که در معرض تنش فلزات سنگین می باشند، موجب کاهش آسیب به غشاء و پروتئینها می گردد (ورما ، ۱۹۹۹). بنا براین با توجه به نقش و اهمیت گیاهان خانواده براسیکاسه در آلایش زدائی سرب در خاک و توسعه کشت دانه های روغنی از جمله کلزا در کشور، دراین پژوهش اثر سرب بر جوانه زنی، مقدار پروتئین و پرولین و ارزش تحمل به سرب در دو رقم کلزا (*Hyola*$_{401}$ و *PF*$_{7045.91}$) مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روشها

جهت آزمایش جوانه‌زنی محلول نیترات سرب[$Pb(NO_3)_2$] با غلظتهای ۰ ، ۱۰۰، ۲۰۰ ،۴۰۰، ۶۰۰، ۸۰۰ و۱۰۰۰ میکرومول بر لیتر تهیه شد و۵۰ عدد بذر با ۵ میلی‌لیتر از محلول تیمار های فوق در چهار تکرار داخل ژرمیناتور در دمای مطلوب جوانه‌زنی (۲۵ درجه سانتی‌گراد) قرار داده شد. شمارش تعداد بذور جوانه‌زده براساس ظهور ریشه چه به طول حداقل ۲ میلیمتر در کلیه تیمارها از روز دوم آغاز و تا روز نهم ادامه پیدا کرد. جهت اجرای آزمایش گلخانه ای و کشت به روش هیدروپونیک، دانه رستهای دو رقم کلزا ابتدا با محلول غذایی هوگلند تغذیه شدند پس از گذشت شش روز محلول غذایی تجدید شد، به نحوی که محلول غذایی هوگلند با غلظتهای مختلف سرب [۰ ، ۱۰۰، ۲۰۰ و ۴۰۰ میکرومول بر لیتر از منبع نیترات سرب$Pb(NO_3)_2$] تهیه شد و به ظروف پلاستیکی اضافه گردید. آب تعرق شده توسط گیاه به صورت روزانه با آب مقطر جبران گردید، پس از گذشت ده روز برداشت انجام شد و سپس نمونه ها به آزمایشگاه منتقل و مطابق روش، ارزش تحمل به سرب در دو رقم کلزا بر اساس اندازه گیری طول ریشه بوسیله خطکش تعیین و مقدار پروتئین و پرولین در ریشه و اندام هوایی کلزا توسط دستگاه اسپکتروفتومتر (U. V) مدل ۲۰۰۰ هیتاچی اندازه گیری شده اند. با استفاده از روش تجزیه واریانس یک طرفه و آزمون F ، کلیه داده ها توسط نرم‌افزار SPSS در سطح احتمال پنج درصد در قالب طرح آماری بلوک های کامل تصادفی و چهار تکرار تجزیه آماری شده و نمودارها با استفاده از برنامه Excel ترسیم شدند.

نتایج و بحث

درصد جوانه‌زنی درهر دو رقم Hoyla وPF در تیمارهای ۲۰۰ ، ۴۰۰، ۶۰۰، ۸۰۰ و ۱۰۰۰ میکرومول سرب بر لیتر نسبت به شاهد کاهش معنی‌داری داشت. درصد کاهش جوانه‌زنی با افزایش غلظت سرب در رقم Hyola بیشتر از رقم PF بود. نتایج حاصل از این تحقیق نشان داده است که طول ریشه در هر دو رقم با افزایش غلظت سرب محلول غذایی نسبت به شاهد کاهش معنی داری داشت . با توجه به درصد میانگین طول ریشه، ارزش تحمل

به سرب رقم Hyola بیشتر از رقم PF می باشد. با افزایش غلظت سرب محلول غذایی، مقدار پروتئین ریشه در هر دو رقم کلزا نسبت به شاهد افزایش معنی داری یافت. مقدار پروتئین در اندام هوایی رقم Hyola در همهٔ تیمارهای سرب نسبت به شاهد کاهش معنی داری داشت، از طرف دیگر هر چند افزایش مقدار پروتئین در اندام هوایی رقم PF با افزایش غلظت سرب محلول غذایی مشاهده می شد ولی این افزایش از نظر آماری نسبت به شاهد معنی دار نبود. با مقایسه میانگین ها مشخص گردید که درصد افزایش مقدار پروتئین در ریشه رقم PF بیشتر از رقم Hyola بود. از طرف دیگر نتایج حاصل از این پژوهش نشان داد که مقدار پرولین ریشه در هر دو رقم نسبت به شاهد با افزایش غلظت سرب محلول غذایی افزایش معنی داری یافته است اما افزایش مقدار پرولین در اندام هوایی هر دو رقم کلزا نسبت به شاهد معنی دار نبود . همچنین درصد افزایش مقدار پرولین در ریشه و اندام هوایی رقم Hyola بیشتر از رقمPF بود و درصد افزایش مقدار پرولین در ریشه هر دو رقم بیشتر از اندام هوایی بود. در این پژوهش نیز درصد افزایش مقدار پرولین در رقم Hyola بیشتر از رقم PF بود. با توجه به نتایج بدست آمده ، رقم PF در مرحله جوانه زنی نسبت به سرب بردبارتر از رقم Hyola است، ولی در مرحله رویشی رقم Hyola نسبت به سرب بردبارتر از رقم PF می باشد. براساس نتایج حاصل از این پژوهش به نظر می رسد که گیاه کلزا بویژه رقم Hyola برای آلایش زدایی خاکهای آلوده به سرب از توانائی بالقوه ای برخوردار بوده و با کشت این محصول در خاکهای آلوده می توان از ظرفیت های این محصول حداکثر استفاده را بعمل آورد.

منابع

[1] Eick, M. J., J.D.Peak, P.V. Brady and J.D.Pesek. 1999. Kinetics of lead absorption/desorption on goethite: residence time effect, Soil Sci. 164:28-39.

[2] Hu, S., K.W.K.Lau, and M.Wu. 2001. Cadmium sequestration in *Chlamydomonas reinhardti*. Plant Sci. 161: 987–996.

[3] Kopyra,M., and Gwź´dz,E.A.,2003. Nitric oxide stimulates seed germination and counteracts the inhibitory effect of heavy metals and salinity on root growth of *Lupinus luteus*. Plant Physiol. and Bioch. 41:1011–1017

[4] Verma, D.P.S., 1999. Osmotic stress tolerance in plants: Role of proline and sulfur metabolisms. *In* Molecular Responses to Cold, Drought, Heat and Salt Stress in Higher Plants, K.Shinozaki and K. Yamaguchi-Shinozaki, eds (Austin, TX:R. G. Landers), pp. 153–168.

بررسی شکلهای شیمیایی روی باقی مانده ناشی ازکاربردکودسولفات روی درتعدادی از خاکهای مازندران

علی چراتی آرایی و محمد جعفر ملکوتی

به ترتیب عضو هیات علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی مازندران و استاد دانشگاه تربیت مدرس.

مقدمه

روی از جمله عناصرکم مصرفی است که کمبود آن در خاکهای آهکی گزارش شده است. روی موجود در بخشهای تبادلی و محلول در آب سریعاً قابل استفاده بوده ولی روی موجود در بخش کربناتی، بالقوه قابل استفاده بوده در حالی که روی موجود در بخش باقی مانده غیر قابل استفاده می باشد. روش کاملاً مشخص و واحدی برای تعیین شکل های شیمیایی روی خاک درمنابع علمی موجودنیست. روش پیشنهادی Shuman (۱۹۸۸) برای خاک های اسیدی مطرح شد، درحالی که Sposito و همکاران (۱۹۸۲) روشی را برای عصاره گیری دنباله ای خاک نواحی خشک کالیفرنیا بکار بردند. از سوئی دیگر با توجه به این نکته که بین مقدار مفید و مضر عناصر کم مصرف فاصله چندانی نیست، لازم است اطلاعات کافی در مورد واکنش شیمیایی این کودها با خاک در دست باشد تا ضمن افزایش بازده کودهای مصرفی نسبت به بروز مشکلات احتمالی جلوگیری کرد. لذا این تحقیق به این پرسش پاسخ می دهد که سولفات روی مصرفی به چه شکل شیمیایی در آمده و به چه صورتی در خاک نگهداری می شود. پس از مشخص شدن شکلی که روی بدان صورت نگهداری می شود، می توان اقداماتی را در جهت افزایش درجه بازیابی کودهای شیمیایی محتوی روی در خاکهای منطقه بعمل آورد.

مواد و روشها

با استفاده از نقشه های خاکشناسی استان مازندران حدود ۴۰ نمونه خاک از اراضی شرق مازندران تهیه و از بین آنها تعداد ۲۰ نمونه خاک که از نظر خصوصیات فیزیکو شیمیایی، بخصوص فسفر و روی عصاره گیری شده متفاوت بودند، انتخاب شد .آزمایش در گلخانه ایستگاه تحقیقاتی قراخیل داخل سطل های پلاستیکی اجرا شد و اثرات روی به صورت فاکتوریل ۲ × ۲۰ در قالب طرح بلوک های کامل تصادفی و با سه تکرار شامل دوسطح روی (۰ و ۱۰ میکروگرم در گرم به صورت $ZnSO_4,7H_2O$) و در۲۰ خاک بررسی شد.بعد از برداشت گیاه ، مقدار کافی از خاک الک شده هر سطل پلاستیکی جهت انجام آزمایش های جداسازی شکل های مختلف روی به آزمایشگاه منتقل شد. برای جداسازی شکلهای روی از روش پیشنهادی Sposito و همکاران (۱۹۸۲) استفاده شد. در این روش روی به صورت قابل تبادل، جذب سطحی شده، آلی، کربناتی و سولفید یا تتمه، دسته بندی شده اند. بعد از عصاره گیری، مقدار روی در هر مرحله بوسیله دستگاه جذب اتمی مدل Perklin–Elemer اندازه گیری شد. در تعدادی از نمونه ها که غلظت از حد دقت دستگاه جذب اتمی خارج بود بوسیله دستگاه ICP–AES اندازه گیری شد. در پایان ، کلیه داده ها با استفاده از برنامه کامپیوتری MSTATC تجزیه و تحلیل آماری شده و اثرهای مربوط به روی بر شکل های مختلف آن بوسیله آزمون معنی دار بودن F و دانکن مقایسه شد.

نتایج و بحث

درجداسازی شکلهای مختلف شیمیایی، روی تبادلی بسیار ناچیز بود، بطوریکه درعصاره حاصله از تمامی نمونه ها (خاک) میزان جذب قرائت شده بوسیله دستگاه جذب اتمی در محدوده خطای دستگاه بوده و لذا نتایج آن بصورت غیر قابل تعیین (Non Detectable) گزارش شده است

مقدار روی جذبی در نمونه خاکهای که تیمار روی اعمال نشده است(روی بومی خاک) از ۰/۰۶ تا ۰/۸۲ میکروگرم در گرم خاک متغییر بود که میانگین و مقدار نسبی آن به ترتیب ۰/۳۴ میکروگرم روی در گرم خاک و ۵/ ۰درصد در شاهد به ۰/۴۹ میکروگرم در گرم و ۰/۷ درصد در تیمار ۱۰ میکروگرم روی در گرم خاک افزایش یافت.

جدول ۱- میانگین (میکروگرم درگرم خاک)، مقدار نسبی و تبدیل (درصد)شکلهای مختلف روی درخاک توسط عصاره گیر دنباله ای بعدازکشت برنج(هرعدد میانگین۴۰گلدان است†)

سطوح روی (پی پی ام)	شکلهای روی								جمع شکلها
	جذبی		آلی		کربناتی		تتمه (باقی مانده)		
	میانگین	نسبی	میانگین	نسبی	میانگین	نسبی	میانگین	نسبی	میانگین
۰	۰/۳۴* b	۰/۵۴	۰/۵۱b	۰/۸۵	۹/۴ b	۱۵/۰۲	۵۳/۱۷ b	۸۳/۵۷	۶۳/۴۵b
۱۰	۰/۴۹۸ a	۰/۷۱	۰/۹۶ a	۱/۳۹	۱۲/۹ a	۱۸/۱۳	۵۷/۲۱ a	۷۹/۷۶	۷۱/۵۸b
مقدارتبدیل (درصد)	۱/۵۴	-	۴/۵۱	-	۳۴/۹	-	۴۰/۴	-	۸۱/۳

† : بدلیل اینکه مقدار روی تبادلی در تمام نمونه ها کمتر از حد دقت دستگاه جذب اتمی بود ، لذا در جدول آورده شد

*: اعدادی که در هر ستون در یک حرف مشترک هستند طبق آزمون F در سطح پنج درصد تفاوت معنی داری ندارد .

با کاربرد ۱۰ میکروگرم روی در گرم خاک ، میانگین مقدار روی در بخش آلی و میانگین مقدار نسبی آن از ۰/۵۱ میکروگرم در گرم و ۰/۸ درصد در خاکهای تیمار نشده به ۰/۹۶ میکروگرم در گرم و ۱/۴ درصد افزایش یافت(جدول ۱) که نسبتاً قابل توجه بوده است . حضور روی در بخش آلی ارتباط زیادی با میزان ماده آلی خاک دارد . در تعدادی از خاکها که میزان ماده آلی آن در مقایسه با سایر خاکها نسبتاً کمتر بوده است ، تعیین و اندازه گیری روی آلی در این بخش ها میسر نگردید. در صورتی که در تعدادی از خاکها بدلیل بالا بودن مقدار ماده آلی، مقدار روی موجود در بخش آلی نیز نسبتاً قابل توجه بوده است.

مقدار شکل کربناتی روی در خاکهای تیمار نشده از ۴/۸ تا ۲۱ با میانگین ۹/۴ میکروگرم در گرم خاک متغییر بود که میانگین مقدار نسبی آن ۱۵/۱ درصد می باشد. میانگین مقدار و درصد نسبی روی در بخش کربناتی به ترتیب از ۹/۴ میکروگرم در گرم و ۱۵/۱ درصد در تیمار شاهد به ۱۲/۹ میکروگرم در گرم و ۱۸/۲ درصد در اثر کاربرد ۱۰ میکروگرم روی در گرم خاک افزایش یافت که از نظر آماری در سطح یک درصد معنی دار شد . مقدار روی تتمه یا سولفید روی از ۴۰/۱ الی ۷۷/۱ میکروگرم در گرم در نمونه خاک های که تیمار روی اعمال نشده است (روی بومی خاک) متغییر بود) که میانگین مقدار و درصد نسبی آن به ترتیب ۵۳/۱۷ میکروگرم روی درگرم خاک و ۸۳ درصد شد(جدول۱). کاربرد۱۰ میکروگرم روی در گرم خاک موجب افزایش سطح روی تتمه گردید بطوریکه میانگین مقدار آن به ۵۷/۲۵ میکروگرم درگرم افزایش ولی میانگین درصدنسبی آن به۷۹ درصدکاهش یافت (جدول ۱). در مجموع از نتایج بدست آمده می توان دریافت که مقدار شکلهای روی بومی در خاک های مورد مطالعه بترتیب ذیل تغییر یافت:

تبادلی < جذبی < آلی < کربناتی <<< تتمه

مقدار تبدیل روی اضافه شده به خاک به شکلهای مختلف در خاک های مختلف در سطح ۱۰ میکروگرم روی در گرم خاک به صورت زیر بوده است :

جذبی < آلی < کربناتی < تتمه

منابع

[1] Shuman,L.M . 1988 . Effect of organic matter on the distribution of manganes , copper , iron , and zinc in soil fractions . Soil Sci . 146 : 192 – 198.

[2] Sposito,G., L . J.Lund , and A . C.Chang . 1982 . Trace metal chemistry in arid-zone field soil , amended with sewage sludge . I . Fractionation of Ni , Cu , Zn , Cd , and Pb in solid phases . Soil Sci . Soc . Am . J . 46 : 260 – 264.

مقایسه روش‌های مختلف اندازه‌گیری گچ در برخی خاک‌های اصفهان

نفیسه یغمائیان و جواد گیوی

به ترتیب دانشجوی دکتری و عضو هیئت علمی گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه شهرکرد.
Email:yaghmaeian.nafise@gmail .com

مقدمه

وجود کانی گچ در خاک بر بسیاری از خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و مینرالوژیکی خاک و در نتیجه جنبه های مدیریتی، طبقه‌بندی و ارزیابی اراضی تأثیر می گذارد. همچنین گچ به عنوان اصلاح کننده خاک‌های سدیمی عمل کرده و برای اجرای برنامه های اصلاحی بدون اطلاع از میزان گچ خاک نمی توان وارد عمل شد [۱]. برای اندازه‌گیری کمی و کیفی میزان گچ خاک، روش‌های مختلفی بر اساس اندازه‌گیری یون‌های حاصل از حلالیت گچ در آب و محلول‌های الکترولیت، حذف مولکول‌های آب تبلور گچ در اثر حرارت و یا نحوه پراش پرتوهای ایکس وجود دارد که هر کدام از این روش‌ها محدودیت‌های خود را دارا می‌باشند [۵]. در اغلب آزمایشگاه‌های خاکشناسی ایران روش معمول اندازه‌گیری گچ، روش استون می‌باشد که بدلیل تأثیرپذیری آن از عواملی چون غلظت املاح، درجه حرارت و اندازه ذرات و همچنین انتخاب نادرست نسبت آب به خاک و عدم انحلال کامل گچ در عصاره، اندازه‌گیری دقیق آن اشکالات زیادی را به همرا دارد. لذا شناسایی روش‌های بهتر و دقیق‌تر اندازه‌گیری گچ با توجه به اقلیم کشور و گسترش تشکیلات گچی در آن از اهمیت ویژه‌ای برخوردار می‌باشد.

مواد و روشها

نمونه های خاک از ۶ پروفیل خاک در منطقه جعفرآباد برخوار و سپاهان شهر به ترتیب واقع در قسمت شمال غربی و جنوب شرقی شهرستان اصفهان تهیه شد. مقدار تقریبی گچ نمونه های خاک با روش استاندارد استون اندازه‌گیری شده و ۷ نمونه خاک به عنوان خاک‌های شاخص که دارای دامنه گسترده ای از مقدار گچ منطقه بودند، انتخاب شدند. طرح آزمایشی به شکل آزمایشات فاکتوریل و در قالب طرح پایه کاملاً تصادفی با سه تکرار پیاده شد. اندازه‌گیری گچ در نمونه‌های خاک توسط روش‌های استون، رزین اسیدی [۲]، کربنات سدیم [۱]، سولفات عصاره رقیق شده [۵]، تفاضل $Ca^{2+}+Mg^{2+}$ عصاره اشباع و عصاره رقیق شد[۳]، کربنات آمونیوم، سیترات سدیم و اسید کلریدریک [۴] انجام شد. سپس به منظور بررسی دقت روشها به ۱۰۰ گرم از هر خاک، ۱۰ گرم گچ آزمایشگاهی با درصد خلوص مشخص (۱۰۰±۱) اضافه شد. پس از آن مجدداً مقدار گچ هر نمونه، دقیقاً مانند نمونه خاک‌های اولیه اندازه‌گیری شد. میزان همپوشانی (Recovery) طبق رابطه ۱ برای هر روش و هر نمونه خاک محاسبه شد. بطوریکه هر چه میانگین قدرمطلق اختلاف درصد همپوشانی روش با ۱۰۰ کمتر باشد، دقت آن روش بیشتر است[۱].

$$RC = \frac{G_1^+}{G_2^+} \times ۱۰۰ \qquad (۱)$$

RC: درصد همپوشانی

G_1^+: مقدار گچ اندازه‌گیری شده پس از اضافه کردن ۱۰ گرم گچ به ۱۰۰ گرم خاک (gr/۱۰۰gr)

G_2^+: مقدار گچ اندازه‌گیری شده قبل از اضافه کردن ۱۰ گرم گچ به ۱۰۰ گرم خاک (gr/۱۰۰gr) به اضافه ۱۰ گرم گچ

نتایج و بحث

در تمام خاکهای مورد مطالعه بین روش‌های مختلف اندازه‌گیری گچ اختلاف معنی دار وجود داشت بطوریکه بیشترین مقدار گچ اندازه‌گیری شده برای هر نمونه خاک توسط روش‌های کربنات‌سدیم و رزین که اختلاف معنی‌داری با یکدیگر نداشته؛ وکمترین مقدار آن توسط روشهای سولفات عصاره رقیق شده، استون و کربنات آمونیوم بدست آمد. از میان روشها حداقل میانگین ضریب تغییرات مربوط به روش کربنات سدیم و بیشترین مقدار آن مربوط به روش

تفاضل کلسیم و منیزیم بود. بیشترین میانگین قدر مطلق تفاضل درصد همپوشانی با ۱۰۰ توسط روش استون و کمترین مقدار آن توسط روش کربنات سدیم بدست آمد(جدول ۱). بنابراین روش کربنات سدیم با کمترین میانگین قدر مطلق اختلاف درصد همپوشانی با ۱۰۰ و کمترین میانگین ضریب تغییرات از دقت کافی برخوردار می باشد. روش کربنات سدیم از نظر میانگین قدر مطلق اختلاف درصد همپوشانی با ۱۰۰ با روش رزین اختلاف معنی داری نداشت اما در مقایسه با روش رزین ساده تر، سریعتر و کم هزینه تر بوده و لذا به عنوان بهترین روش انتخاب شد. از معنی دار نشدن اختلاف میانگین مقادیر گچ بدست آمده از دو روش کربنات سدیم و رزین (جدول ۱) و نزدیکی بسیا ر زیاد خط رگرسیونی آنها به خط ۱:۱، دقت تقریباً یکسان دو روش رزین و کربنات سدیم استنباط می شود. انحراف خط رگرسیونی روش‌های اسید کلریدریک و سیترات سدیم در برابر روش کربنات سدیم نسبت به خط ۱:۱، اختلاف معنی دار میانگین مقادیر گچ اندازه‌گیری شده توسط ایندو روش با روش کربنات سدیم، بیشتر بودن میانگین ضریب تغییرات و |100-RC%| دقت کمتر دو روش مذکور را نشان می دهد. نتایج جدول(۱) و روابط رگرسیونی بیانگر پایینترین سطح دقت روشهای استون، سولفات عصاره رقیق شده و تفاضل کلسیم و منیزیم در بین روشهای مذکور می باشند.

جدول۱- مقایسه روش کربنات سدیم با سایر روشهای اندازه گیری گچ و میانگین ضریب تغییرات و قدر مطلق اختلاف درصد همپوشانی با ۱۰۰ در روشهای مختلف

		گچ اندازه گیری شده توسط روش های مختلف (gr/100gr)							
		کربنات سدیم	استون	تفاضل کلسیم ومنیزیم	سولفات عصاره رقیق شده	رزین	کربنات آمونیوم	سیترات سدیم	اسید کلریدریک
شماره نمونه خاک	۱	۰/۹۴	۰/۰۶**	۰/۳۲**	۰/۲۳**	۱/۲۰**	۰/۶۵**	۰/۸۰*	۰/۵۲**
	۲	۱۶/۲۰	۹/۳۳**	۷/۶۱**	۶/۲۵**	۱۴/۴۰$^{n.s}$	۹/۲۵**	۹/۸۳**	۱۰/۸۲**
	۳	۲۴/۷۶	۱۳/۶۱**	۱۵/۵۵**	۱۲/۵۲**	۲۲/۸۳$^{n.s}$	۱۷/۹۴**	۱۸/۵۳**	۱۶/۲۰**
	۴	۳۳/۸۶	۲۸/۱۳**	۲۷/۵۳**	۲۲/۵۲**	۳۶/۷۸$^{n.s}$	۲۴/۵۲**	۲۵/۶۸**	۳۰/۲۷$^{n.s}$
	۵	۴۸/۰۹	۲۸/۶۱**	۴۳/۸۵$^{n.s}$	۳۹/۳۰**	۴۴/۵۲$^{n.s}$	۲۷/۳۰**	۳۱/۲۴**	۳۲/۲۰**
	۶	۶۱/۲۹	۳۶/۹۶**	۵۵/۰۰*	۴۵/۷۲**	۵۵/۸۲$^{n.s}$	۳۹/۰۱**	۴۹/۰۸**	۴۷/۸۴**
	۷	۷۵/۴۶	۶۰/۲۴**	۴۳/۰۸**	۳۸/۳۹**	۸۱/۵۶$^{n.s}$	۴۰/۵۴**	۶۴/۹۵*	۶۵/۴۵*
ضریب تغییرات		۲/۰	۶/۱	۸/۸	۵/۹	۳/۷	۳/۵	۳/۹	۴/۱
|100-RC%|		۱/۰	۲۴/۲	۱۷/۴	۱۴/۳	۱/۶	۸/۲	۵/۱	۴/۲

منابع

[1] Berigari, M. S. and F. M. S. Al-Any. 1994. Gypsum determination in soils by conversion to water-soluble sulfate , Soil Sci. Soc. Am. J., 58: 1624-1627.

[2] Givi, J. 1994. Genesis and characteristics of representative alluvial soils from different climatic zones in Iran, Ph. D. thesis, Univ. of Ghent, Belgium, 407 pp.

[3] Lagerwerff, J. V., G. W. Akin and S. W. Moses. 1965. Detection and determination of gypsum in soils , Soil Sci. Soc. Am. J., 29: 535-540.

[4] Najib, R.E. 1984. Gypsum in soil material experimental formation and determination , M. Sc. thesis, Univ. of Ghent, Belgium, 57 pp.

[5] Porta, J. 1998. Methodologies of the analysis and characterization of gypsum in soils: A review , Geoderma, 87: 87-109.

تأثیر نوع شوری خاک بر اختلاف سه روش اندازه گیری گچ در خاک

نفیسه یغمائیان و جواد گیوی

به ترتیب دانشجوی دکتری و عضو هیئت علمی گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد.
Email:yaghmaeian.nafise@gmail .com

مقدمه

گچ به عنوان ترکیب اصلی خاک‌های مناطق خشک و نیمه خشک می تواند در خاک‌های شور هم وجود داشته باشد. رفتار ژئوشیمیایی گچ در خاک تحت تأثیر وجود یون ها در محلول خاک می‌باشد [۱].گچ حلالیت نسبتاً بالایی دارد و به راحتی در خاک توزیع می یابد. حلالیت گچ تابعی از درجه حرارت، اندازه ذره و حضور سایر نمک ها در خاک می‌باشد. بیشترین حلالیت گچ در دمای ۳۰ تا ۳۵ درجه سانتیگراد روی می دهد. نمک هایی نظیر کربنات کلسیم و سولفات سدیم که دارای یون مشترک با گچ هستند، حلالیت گچ را کاهش داده در حالیکه حضور سایر یون ها بدلیل بالا بردن قدرت یونی محلول، حلالیت گچ را افزایش می دهد [۳]. حضور بیشتر یون کلسیم در مکان های تبادلی خاکهای با شوری کلریدی در مقایسه با خاکهای با شوری سولفاته، تمایل کمتر برای جذب یون های کلسیم حاصل از حلالیت گچ را در پی داشته و. این مسئله می تواند خطای تبادلی بیشتر را در خاک های سولفاته توجیه کند [۴].

مواد و روشها

نمونه های خاک با دامنه وسیع مقدار گچ و با شوری های مختلف از دو منطقه جعفر آباد برخوار و سپاهان شهر اصفهان تهیه شدند. نمونه ها تماماًاز الک۰/۵میلیمتری (۳۵ مش) به منظور انجام آزمایشات شیمیایی عبور داده شدند. قابل ذکر است در هنگام کوبیدن نمونه ها سعی شد تمام گچ همراه ذرات شن و سنگریزه بوسیله کاردک جدا شده و از جزء درشت خاک خارج شود. مقدار گچ هر کدام از نمونه های خاک توسط روش های استون، رزین و کربنات سدیم اندازه گیری شد. عصاره گیر گچ در روشهای مذکور به ترتیب آب، رزین اسیدی و کربنات سدیم بود. نوع شوری خاک از نسبت کاتیون ها وآنیون های اندازه گیری شده [۲] و معیار شوری نمونه های خاک نیز تعیین شد.

نتایج و بحث

روش استون در تمام مقادیر گچ اندازه گیری شده با دو روش رزین و کربنات سدیم اختلاف معنی دار داشت؛ بطوریکه روشهای کربنات سدیم و رزین همواره مقادیر گچ را بیشتر از روش استون اندازه گیری کردند. در خاکهایی با شوری آنیونی کلر میانگین تفاوت روش استون و رزین (۷/۱) و برای دو روش استون و کربنات سدیم (۸/۹) بود که کمتر از میانگین اختلاف آنها در خاکهایی با شوری سولفاته (به ترتیب ۱۶/۲و ۱۶/۹) می باشد. در خاکهای با شوری سدیم-کلسیم اختلاف روش استون با دو روش رزین و کربنات سدیم (به ترتیب ۱۴/۸و ۱۵/۲) نسبت به خاک با شوری کلسیم-سدیم بیشتر بود. همچنین در خاک هایی با شوری آنیونی کلر خاکی که دارای شوری کاتیونی کلسیم-سدیم است، نسبت به خاک دیگر با همان شوری آنیونی اما شوری کاتیونی سدیم-کلسیم اختلاف روش استون با دو روش مذکور کمتر می باشد (جداول ۱و۲).

نتایج فوق بیانگر اثر یون مشترک در جلوگیری از حلالیت کامل گچ در آب در روش استون می باشد. در روش کربنات سدیم با اضافه کردن محلول کربنات سدیم به خاک به دلیل بالا رفتن غلظت کربنات در محلول، کربنات کلسیم در خاک تشکیل شده و گچ موجود در خاک با هدف جبران این کاهش غلظت، شروع به حل شدن می کند. بدین صورت حلالیت گچ افزایش می یابد. با حلالیت گچ و آزاد شدن یون سولفات و عدم جذب سطحی آن بدلیل پدیده دفع آنیونی در pH> ۶ می توان با اندازه گیری سولفات، مقدار گچ خاک را محاسبه کرد. شاید به همین دلیل مقادیر بیشتر گچ در این روش نسبت به روش استون اندازه گیری می شود. مقادیر بیشتر گچ بدست آمده توسط روش رزین نیز بیانگر حلالیت کاملتر گچ در شرایط اسیدی رزین و تابعیت کمتر آن از ترکیبات آنیونی و کاتیونی محلول خاک در مقایسه با روش استون می باشد.

جدول ۱- نوع شوری و معیار شوری خاکهای مورد مطالعه

شماره نمونه	نسبت آنیونها(meq/L)			نوع شوری	نسبت کاتیونها(meq/L)			نوع شوری	معیار شوری
	HCO_3^{2-}/SO_4^{2-}	HCO_3^{2-}/Cl^-	Cl^-/SO_4^{2-}		Na^+/Mg^{2+}	Na^+/Ca^{2+}	Mg^{2+}/Ca^{2+}		
۱	۰/۰۷	۰/۴۷	۰/۱۵	سولفاته	۰/۲	۰/۱۲	۰/۶	سدیم-کلسیم	معمولی
۲	۰/۰۳	۰/۰۰۲	۱۳/۱۲	کلروره	۵/۰۲	۲/۱۴	۰/۴۲	کلسیم-سدیم	شور- سدیمی
۳	۰/۰۵	۰/۰۰۶	۸/۳۳	کلروره	۰/۸۸	۰/۳۶	۰/۴۱	سدیم-کلسیم	شور
۴	۰/۰۴	۰/۵	۰/۰۷	سولفاته	۰/۶۱	۰/۰۸	۰/۱۴	سدیم-کلسیم	معمولی
۵	۰/۰۴	۰/۲۵	۰/۱۴	سولفاته	۰/۲۱	۰/۰۴	۰/۱۸	سدیم-کلسیم	معمولی
۶	۰/۰۵	۰/۴۵	۰/۱۲	سولفاته	۰/۳۳	۰/۰۵	۰/۱۵	سدیم-کلسیم	معمولی
۷	۰/۰۲	/۳۱	۰/۰۸	سولفاته	۰/۳۶	۰/۰۵	۰/۱۴	سدیم-کلسیم	معمولی

جدول ۲- اختلاف مقادیر گچ اندازه گیری شده توسط روش استون با دو روش رزین وکربنات سدیم

شماره نمونه	اختلاف روش کربنات سدیم و استون gr/100gr	اختلاف روش رزین و استون gr/100gr
۱	۰/۸۷	۱/۱۴
۲	۶/۸۷	۵/۰۷
۳	۱۱/۱۵	۹/۲۲
۴	۵/۷۳	۸/۶۵
۵	۱۹/۴۸	۱۵/۹۱
۶	۲۴/۳۳	۱۸/۸۶
۷	۱۵/۲۲	۲۱/۳۲

منابع

[1] Arslan, A.M. and G. R. Dutt. 1993. Solubility of gypsum and its prediction in aqueous solution of mixed electrolytes. Soil Sci., 155: 37-46.

[2] Bazilevich, N. I. and Y. I. Pankova. 1968 Tentative classification of soils by salinity. Sov. Soil Sci., 2: 1477-1488.

[3] McFadeen, L. D., R. G. Amundson and O. A. Chadwick. 1991. Numerical modeling, chemical and isotopic studies of carbonate accumulation in soils of arid regions. In: Nettleton, W. D. (ed.), Occurrence, characteristics and genesis of carbonate accumulation in soils. Soil Sci. Soc. Am. Publ., No. 26, Madison, WI., pp. 17-35.

[4] Skarie, R. L., J. L. Arndt and J. L. Richardson. 1987. Sulfate and gypsum determination in saline soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 51: 901-905.

تأثیر اسیدهای آلی سنتزی بر رهاسازی روی در یک خاک آهکی

ناهید خسروی نجف آبادی، نجفعلی کریمیان و جعفر یثربی

دانشجوی کارشناسی ارشد، استاد، و استادیار بخش علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز

مقدمه

فلـزات سنگین آلاینـده معمولا کادمیـم، کرم، مس، جیوه، سرب، و روی هستند. آلودگی این عناصـر در خاک می تواند نتیجه فعالیتهای صنعتی مانند استخراج معادن، ذوب فلزات، استفاده از آفت کشها و کودهای شیمیایی، و لجن فاضلاب باشد(کاباتا- پندیاس و پندیاس، ۱۹۸۹). نکته قابل توجه دیگر این است که تحرک و قابلیت دسترسی فلزات سنگین مانند روی، مس، سرب، کادمیم و غیره و میزان ماندگاری این عناصر در خاک توسط واکنش‌های جذب و رها سازی در خاک‌ها کنترل می‌شود اما اطلاعات محدودی در رابطه با رها سازی آنها وتأثیر پارامترهای محیطی بر این فرایند در دسترس می‌باشد(ون و همکاران، ۲۰۰۲). با در نظر گرفتن اهمیت رها سازی فلزات در خاک از نظر تأثیر بر میزان جذب به وسیله گیاه و کارآیی کود و همچنین با توجه به گسترش روزافزون آلودگی خاک توسط فلزات سنگین و اهمیت واکنشهای جذب و رها سازی بر میزان آلودگی این خاکها و تأثیر اسیدهای آلی بر جذب و رها سازی فلزات در خاک و وجود اطلاعات محدود در زمینه تأثیر اسیدهای آلی بر رهاسازی فلزات سنگین ضرورت مطالعه رهاسازی فلزات سنگین در حضور این اسیدها مشخص می شود.

مواد روشها

خاک کافی از افق سطحی (صفر تا ۳۰ سانتیمتر) منطقه چیتگر (Fine-loamy, carbonatic, thermic, Typic Calcixerepts) استان فارس جمع‌آوری گردید. پس از خشک شدن نمونه‌های خاک در هوا و عبور از الک دو میلیمتری بعضی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن اندازه گیری شد. نمونه های ۱ کیلو گرمی از خاک مورد آزمایش درون ظروف پلاستیکی ریخته شد و سپس به آنها مقادیر ۰، ۱۰، ۱۰۰، و ۳۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم روی (به صورت $ZnSO_4.7H_2O$) اضافه و نمونه‌ها به مدت۱۲ هفته تحت شرایط خوابانیدن و رطوبت ظرفیت مزرعه قرار گرفتند. بعد از اتمام دوره خوابانیدن، نمونه‌های خاک هوا خشک شده و به منظور بررسی رها سازی روی در حضور اسیدهای آلی عصاره گیری نمونه‌های خاک با نسبت ۱ به ۵ خاک به اسید برای سیتریک و اگزالیک اسید در دو غلظت ۱۰ و ۲۰ میلی مول بر کیلو گرم در زمانهای ۱۵، ۳۰، ۶۰، ۱۲۰، ۲۴۰، ۴۸۰و۹۶۰ دقیقه انجام شد. همچنین به دلیل اینکه ترشح اسید های آلی بوسیله ریشه گیاهان پدیده‌ای پویا در طول رشد گیاه است، تأثیر تکرار اسیدهای آلی در محلول خاک نیز مورد بررسی قرار گرفت به این صورت که، برای تمامی نمونه های خاک زمان ۲ ساعت تکان دادن با افزایش مجدد اسید آلی به خاک در سه دوره و هر بار۲ ساعت تکان دادن و ۱۵ دقیقه سانتریفیوژ ادامه داده شد. نمونه‌های تکان خورده خاک توسط کاغذ صافی ۳۹۰ صاف شدند و مقدار روی موجود در محلول صاف شده توسط دستگاه جذب اتمی تعیین گردیدند. تمامی مراحل کار با ۲ تکرار همراه بود. معادلات سینتیکی مورد استفاده در این آزمایش ۷ معادله می‌باشد که شامل معادله رده صفر، رده یک، رده دو، رده سه، سرعت دو ثابتی، پخشیدگی سهموی، و معادله الوویچ ساده شده می‌باشند. نتایج هر تیمار با این مدل‌های سینتیکی برازش داده شده و ضرایب آنها محاسبه گردید.

نتایج و بحث

در مورد تمام نمونه ها، با هر دو اسید سیتریک و اگزالیک و در هر دو غلظت ۱۰ و ۲۰ میلی مول بر کیلو گرم در زمانهای مختلف میزان روی آزاد شده توسط خاک میزان بسیار اندکی بود به حدی که قابل تشخیص و قرائت توسط دستگاه جذب اتمی نبود،که می توان دلایل احتمالی زیر را برای مشاهده انجام شده ذکر کرد: در مورد اسید اگزالیک، به دلیل رسوب اگزالات کلسیم در خاک تمام اگزالیک اسید مصرف شده صرف تولید رسوب اگزالات کلسیم شده و بنابراین در این خاک آهکی نقشی در افزایش مقدار روی رها شده توسط خاک ندارد، اسیدهای آلی با وزن ملکولی کم

در غلظتهای پایین تأثیر چندانی بر افزایش رها سازی عناصر سنگین از خاک ندارند زیرا مقادبر اندک از اسیدهای آلی اضافه شده به خاک اغلب بوسیله اجزای غیرآلی خاک جذب شده و باعث افزایش مقدار بارمنفی و به دنبال آن افزایش CEC خاک می شوند بنابراین بیشتر روی اضافه شده به خاک جذب لیگاندهای آلی جذب شده روی سطوح خاک می شوند(هانگ و بتلین،۱۹۹۵)، و نیز سیترات، مالئات، و اگزالات تمایل شدیدی برای رسوب دادن در حضور Ca^{2+} دارند و بنابراین این مطلب باعث کاهش توانایی کمپلکس سازی آنها با فلزات می شود (جانز، ۱۹۹۸).

تکرار اضافه کردن اسید در مورد اسید سیتریک در هر دوسطح ۱۰ و ۲۰ میلی مول بر کیلو گرم میزان روی رها شده با افزایش زمان و سطح روی افزایش یافت و در مورد اگزالیک اسید تکرار اسید از تکرار دوم یعنی زمان ۴ ساعت منجر به افزایش روی رها شده شد و در سطوح بالای روی در مورد هر دو اسید میزان روی رها شده بیشتر بود.

همچنین با افزایش مرتبه واکنش از صفر تا سه میزان R^2 کاهش یافته و مقدار SE افزایش می‌یابد که نشان‌دهنده نامناسب بودن این معادلات جهت توصیف آزادسازی روی است.). در این آزمایش نیز با در نظر گرفتن بالاترین ضرایب تبیین و کمترین خطای استاندارد معادلات الوویچ ساده شده و سرعت دو ثابتی و پخشیدگی سینتیک رها سازی روی را بهتر توصیف کرده اند. طبق نظر چین و کلی‌تون (۱۹۸۰)، ثابت‌های α_s و β_s مربوط به معادله الوویچ ساده شده می‌توانند جهت مقایسه روند آزادسازی روی در خاک‌های مختلف مورد استفاده قرار گیرند زیرا افزایش ضریب α_s و کاهش ضریب β_s نشان‌دهنده افزایش در مقدار آزادسازی روی است. مطابق جدول ۱ با افزایش سطح روی کاربردی در تیمار سیتریک اسید ضریب α_s افزایش یافته و ضرایب β_s کاهش یافته که این نشان دهنده افزایش میزان رهاسازی روی با افزایش سطح روی کاربردی می باشد.

جدول ۱- ثابت های معادله الوویچ ساده شده

	سیتریک اسید (۱۰ میلی مول بر کیلو گرم)		سیتریک اسید (۲۰ میلی مول بر کیلو گرم)	
روی ($mg\ kg^{-1}$)	β_s	α_s	β_s	α_s
۰	۷/۸۲	۰/۰۰۰۱۸	۳/۸۹	۰/۰۰۰۱۷
۱۰	۶/۸۵	۰/۰۰۰۱۹	۳/۴۲	۰/۰۰۰۱۸
۱۰۰	۶/۳۵	۰/۰۰۰۱۹۴	۰/۹۷	۰/۰۰۹۲۱
۳۰۰	۲/۷۶	۰/۲۰۴	۰/۹۷	۰/۶۵

منابع

[1] Chien, S. H., and W. R. Clayton. (1980). " Application of Elovich equation to the kinetics of phosphate release and sorption in soils. " Soil Sci. Soc. Am. J., Vol. 44, pp. 265-286.

[2] Hung, P.M., J. Bethelin. (1995). Environmental impact of soil component interaction. Metals, other inorganics and microbial activities. CRC Press, Florida, pp. 376-384.

[3] Jones, D. L. (1998). Oganic acids in the rhizosophere- a ciritical review. " Plant Soil., Vol. 205, pp. 25-44.

[4] Kabata-Pendias A., and H. Pendias. (1989). Trace elements in the Soil and Plants. CRC Press, Boca Raton, FL

[5] Wen, B., X. Q. Shan, J. M. Lin, G. G. Tang, N. B. Bai, and D. A. Yuan. (2002). " Desorption kinetics of Yttrium, Lanthanum, and Cerium from soils. " Soil Sci. Soc. Am. J., Vol. 66, pp. 1198-120.

ارزیابی گلخانه‌ای تأثیر اسیدهای آلی سنتزی بر عصاره کشی گیاهی روی به وسیله اسفناج در یک خاک آهکی

ناهید خسروی نجف آبادی، نجفعلی کریمیان و جعفر یثربی

دانشجوی کارشناسی ارشد، استاد، و استادیار بخش علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز

مقدمه

آلودگی خاکها به فلزات سنگین یک نگرانی مهم زیست محیطی در سراسر جهان است. افزایش روی در خاک به فعالیتهای بشری بویژه استخراج معادن، انتشار گازهای صنعتی، نشت یا دفن ضایعات صنعتی، کاربرد لجن فاضلاب، در خاک های زراعی، و کاربرد کودها و آفت کشها ربط داده شده است (کابتا - پندیاس و پندیاس، ۱۹۸۹).

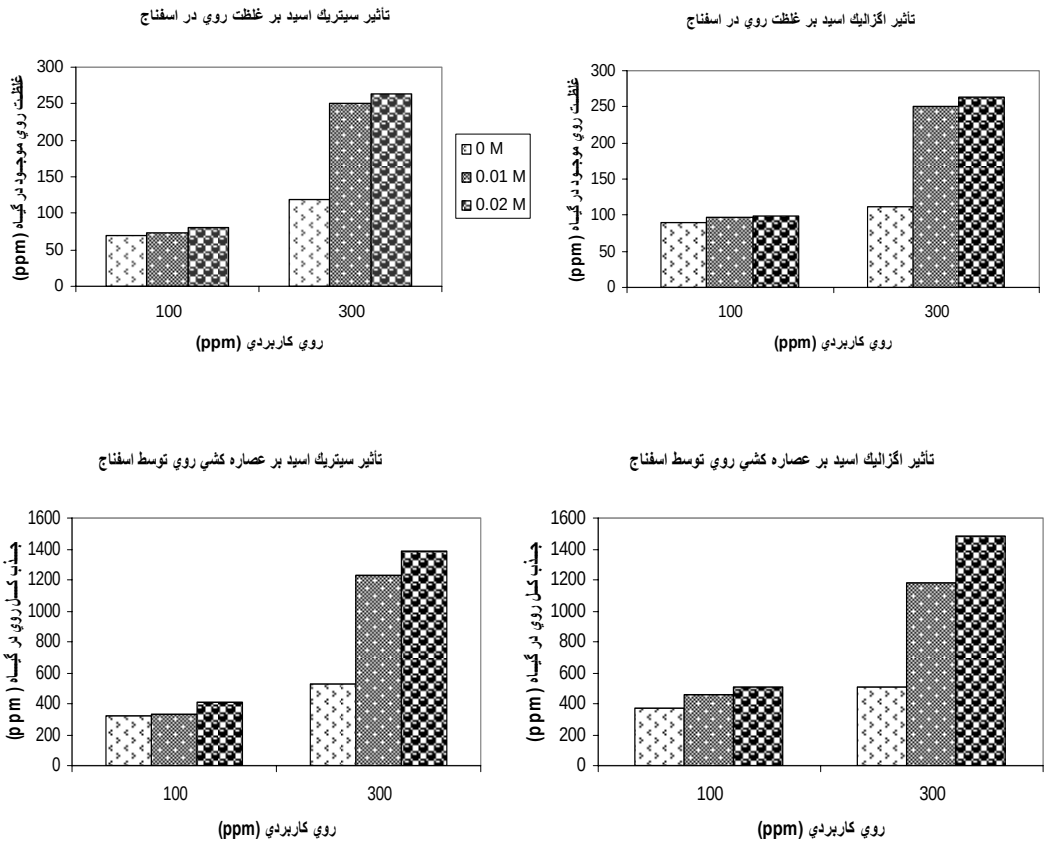
گیاه پالایی عبارتست از یک تکنولوژی با هزینه کم با استفاده از گیاهان به منظور خارج کردن، نگهداری و بی اثر کردن آلاینده های زیست محیطی نظیر فلزات سنگین، عناصر کمیاب، ترکیبات آلی نفتی، و مواد رادیو اکتیو در خاک و آب (ناسکیمنتو و همکاران، ۲۰۰۶). گیاهانی که به این منظور استفاده می شوند در اصطلاح بیش انباشتگر نامیده می شوند که قادرند تا ۱۰۰ برابر گیاهان معمولی عناصر سنگین را جذب نمایند (لاسات، ۲۰۰۰). عصاره کشی گیاهی تحریک شده به صورت شیمیایی یکی از روشهای گیاه پالایی است که به منظور تحریک تجمع فلزات بوسیله گیاهان دارای بایومس بالا گسترش یافته است. کلاتهای سنتزی کارایی بالایی برای چنین هدفی نشان داده اند هرچند خطر جدی ایجاد مقادیر بسیار زیاد از فلزات محلول در کاربرد مزرعه ای این ترکیبات وجود دارد. در عین حال کاربرد ترکیبات طبیعی مانند اسیدهای آلی با وزن ملکولی کم که به راحتی قابل تجزیه زیستی هستند از کاربرد کلاتهای سنتزی برای افزایش عصاره کشی گیاهی بهتر است (ناسکیمنتو و همکاران، ۲۰۰۶). اسیدهای آلی در بدست آوردن عناصر غذایی توسط گیاه و رشد گیاه به وسیله افزایش پویایی این عناصر و سمیت زدایی عناصری مانند آلومینیوم نقش دارند (سندن و همکاران، ۲۰۰۵). بنابراین افزایش آلودگی خاکها ونقش اسیدهای آلی در افزایش عصاره کشی گیاهی این فلزات سنگین توسط گیاه و وجود اطلاعات محدود در مورد عنصر روی دراین زمینه، اهمیت مطالعه در این رابطه ضروری به نظر می رسد.

مواد روشها

به منظور مطالعه امکان استفاده از چنین راهبردی، یک آزمایش گلخانه ای ۷۷ روزه با اسفناج(*Spinosa oleracea* L.) رشد کرده بر یک خاک آهکی (Fine-loamy, carbonatic, thermic, Typic Calcixerepts) که مقادیر کافی از عناصر غذایی نیتروژن، فسفر، آهن، منگنز، و مس برای افزایش حاصلخیزی خاک افزوده شده و دو سطح روی (۱۰۰ و ۳۰۰ میلی گرم بر کیلو گرم روی به صورت ZnSO4.7H2O) دریافت کرده و در رطوبت ۸۰ درصد ظرفیت مزرعه نگهداری شده بود در سه تکرار ترتیب داده شد. به دلیل تجزیه سریع اسیدهای آلی در حضور ریزجانداران خاک در زمانهای ۱۰ و ۵ روز مانده به برداشت، به گلدانها سه تیمار ۰، ۱۰، و ۲۰ میلی مول بر کیلوگرم سیتریک و اگزالیک اسید افزوده شد. بخش هوایی گیاه برداشت شده و جذب عناصر در آنها اندازه‌گیری شد.

نتایج و بحث

جذب کل روی به وسیله شاخساره اسفناج با کاربرد اسیدهای آلی بطور معنی‌داری افزایش یافته بدون اینکه آثاری از سمیت در گیاهان دیده شود. کاربرد اسیدهای آلی جذب کادمیم، سرب، مس، منگنز، آهن و حتی نیتروژن و فسفر را نیز افزایش داد.



همانطور که در نمودار های موجود مشاهد می شود با افزایش سطح اسید و روی کاربردی در مورد هر دو نوع اسید غلظت و جذب کل روی موجود در گیاه افزایش یافته است که این افزایش از نظر آماری معنی دار می باشد. همچنین اسفناج به تنهایی و بدون افزودن تیمار اسید آلی قادر به تجمع مقادیر بالای روی در خود می باشد بنابراین به عنوان نتیجه گیری کلی می توان گفت اسفناج می تواند گیاه مناسبی برای عصاره کشی روی از خاک‌های آلوده به فلزات سنگین به شمار آید به ویژه اگر اسیدهای آلی سیتریک یا اگزالیک نیز در خاک به کار رود. این نتایج مشابه مشاهدات ناسکیمنتو وهمکاران (۲۰۰۶) در مطالعه عصاره کشی گیاهی فلزات سنگین در یک خاک آلوده به جندین نوع فلز سنگین توسط خردل هندی می‌باشد.

منابع

[1] Kabata-Pendias A., and H. Pendias. (1989). Trace elements in the Soil and Plants. CRC Press, Boca Raton, FL

[2] Lasat, M. M. (2000). Phytoextraction of metals from contaminated soil: A review of plant/ soil/ metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. J. Hazardous Substance Research., Vol. 2, No. 5, pp. 1-25

[3] Nascimento, C.W.A. do., D. Amarasiriwardena, and B. Xing. (2006). Compartion of natural organic acids and synthetic chelates at enhancing phytoextraction of heavy metals from a multi-metal contaminated soil. Environ. Pollut., Vol. 140, No. 1, pp. 114-123.

[4] Sandnes, A., T. D. Eldhuset, G. Wollebæk. (2005). Organic acids in root exudates and soil solution of Norway spruce and Silver brich. Soil Biol & Biochem. Vol. 37, pp. 259-269.

مطالعه هم‌دماهای جذب روی و مس در تعدادی از خاک‌های همدان

فریبرز دندانمزد و علیرضا حسین‌پور

دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه بوعلی سینا و دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه بوعلی سینا.
fariborz_buali@yahoo.com

مقدمه

جذب یکی از مهمترین فرآیندهای شیمیایی در خاک‌هاست. این فرآیند یک فاکتور اصلی در تعیین قابلیت دسترسی عناصر غذایی کم‌مصرفی مثل مس و روی برای گیاه می‌باشد و انتقال آنها در خاک را تحت‌تاثیر قرار می‌دهد. جذب همچنین خصوصیات الکترواستاتیک ذرات معلق (سوسپانسیون) و کلوئیدها را بیان می‌کند [استام، ۱۹۹۲ و اسپارکس، ۱۹۹۵]. بررسی همدماهای جذب یک تکنیک مفید برای مطالعه نگهداری فلزات در خاکهاست. همدماهای جذب اطلاعات مفیدی را درباره گنجایش نگهداری خاک و قدرت جذب فلزات در خاک فراهم می‌کنند و اهمیت جذب عناصر غذایی کم‌مصرف بوسیله خاکها را بیان می‌کند [جورج و سینگ، ۱۹۹۱ و روکوئرول و همکاران، ۱۹۹۹]. شیب خطوط همدماهای جذب به عنوان ضریب جذب (K_D)، بیانگر تحرک‌پذیری عناصر سنگین در محیطهای آبی است. مقادیر زیاد آن نشان می‌دهد که فلزات جذب ذرات خاک می‌شوند و مقادیر کم آن بیانگر حضور فلزات در محلول خاک است که برای انتقال و فرآیندهای بیولوژیکی و شیمیایی و جذب بوسیله گیاه در دسترس هستند [کاوالارو و مک‌براید، ۱۹۸۴].

لین و ژائو [۱۹۸۷ و ۱۹۹۱] تاثیر پ‌هاش، دما و ترکیبات خاک را بر جذب روی توسط خاکهای آهکی مورد مطالعه قرار دادند و همدماهای جذب روی را بر خاکهای تیمار شده و تیمار نشده برای حذف کربنات کلسیم، مواد آلی و اکسیدها تعیین کردند و نتیجه گرفتند که در pH بالا تاثیر آهک بر جذب روی توسط خاک بسیار بالا بوده و در pH پایین سهم آن کمتر است. مک براید [۱۹۸۹] بیان کرد که جذب انتخابی مس و روی در خاک بستگی به قابلیت هیدراته شدن، نسبت بار به شعاع و الکترونگاتیویته آنها دارد. همچنین مک‌برید و همکاران [۱۹۹۷] با مطالعه جذب روی و مس در انواع متفاوت خاکها نشان دادند که فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی مهمی که این فرآیند را تحت‌تاثیر قرار می‌دهند پ‌هاش و حضور کلوئیدهای آلی و غیر آلی است.

مواد و روشها

به منظور انجام این تحقیق تعداد۲۰ نمونه اولیه خاک از سریهای مهم خاکهای استان همدان از لایه ۳۰-۰ سانتیمتر انتخاب، خاکها به آزمایشگاه منتقل و پس از خشک شدن، از الک ۲ میلی متری عبور داده شده و بر اساس غلظت روی و مس قابل دسترس، کربنات کلسیم معادل، پ‌هاش، کربن آلی و درصد رس، تعداد ۱۰ نمونه از بین آنها انتخاب و ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی نمونه های خاک با توجه به روشهای معمول آزمایشگاهی تعیین شدند.

برای مطالعه جذب روی و مس بوسیله خاکهای مختلف ۵/. گرم از نمونه های خاک را در سه تکرار در بطری‌های پلاستیکی ۱۰۰ میلی‌لیتری ریخته و با ۲۵ میلی‌لیتر از محلول کلرید کلسیم ۰/۰۱ مولار که حاوی سطوح معین ۰، ۲، ۵، ۱۰، ۱۵ و ۳۰ میلیگرم در لیتر روی و مس از منبع سولفات روی و مس بودند، به مدت ۳۰ دقیقه تکان داده و سوسپانسیون خاک به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۱± ۲۵ درجه سانتیگراد به تعادل رسانده شد. پس از رسیدن به تعادل، سوسپانسیون‌ها را صاف کرده و غلظت مس و روی با استفاده از دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. مقدار فلزات جذب شده توسط خاکها از تفاوت بین مقدار غلظت اولیه و نهایی فلزات در محلولهای تعادلی تعیین گردید. برای مطالعه جذب مدل‌های فرندلیچ و لانگ‌مویر را بر داده‌ها برازش داده و مدل‌هایی که قادربه توصیف جذب عناصر مذکور بودند را انتخاب و پارامترهای آنها تعیین شد.

نتایج و بحث

نتایج تجزیه‌های شیمیایی خاک‌ها نشان داد که ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آنها تغییرات زیادی داشت. نتایج جذب روی و مس نشان داد که معادله‌های فروندلیچ و لانگمویر خصوصیات جذب روی را پیش‌بینی کردند و از ضریب همبستگی بالایی برخوردار بودند که ضریب همبستگی معادله فروندلیچ (۹۹/.- ۹۲/. R^2=) نسبت به معادله لانگمویر (۹۲/.- ۸۱/. R^2=) بهتر بود. در مقابل معادله فروندلیچ بهتر از معادله لانگمویر داده‌های جذب مس را برازش داد و ضریب همبستگی آن در دامنه (۷۴/.- ۹۹/. R^2=) قرار داشت.

مقادیر حداکثر جذب (b) برای روی در خاک‌های مختلف از ۱۲۵۰- ۶۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک بود که در خاک شماره ۵ با حداکثر درصد کربنات‌کلسیم، پ‌هاش و مواد آلی بیشترین مقدار و در خاک ۱۰ کمترین مقدار بود. لازم به ذکر است که ضریب (b) معادله لانگمویر بیشترین همبستگی را با درصد کربنات کلسیم معادل داشت.

ثابت k معادله لانگمویر بیانگر انرژی پیوند یا تمایل به تشکیل پیوند است که در مورد روی در خاک‌های مختلف از ۱۱/۴۸۲-۹۴۱/. لیتر بر میلی‌گرم متغیر بوده و در دو خاک ۵ و ۸ بیشترین مقدار است که در خاک ۵ می‌تواند به علت درصد کربنات کلسیم بالا، پ‌هاش و مواد آلی خیلی بیشتر آن نسبت به خاک‌های دیگر و در خاک ۸ به علت درصد رس بالا، ظرفیت تبادل کاتیونی خیلی زیاد و پ‌هاش و مواد آلی نسبتاً بالا باشد. ترتیب قدرت پیوند در خاک-های مختلف روندی مشابه حداکثر جذب دارد.

مقادیر ثابت K_f که بیانگر ظرفیت جذب خاک برای یک عنصر خاص است از ۱۱۲۱/۵۰- ۲۲۵/۵۳ برای روی و از ۲۷۵۶۷/۶۷- ۷۹۸/۱۸ برای مس بود که نشان دهنده ظرفیت جذب بیشتر خاک‌ها برای مس نسبت به روی است.

با توجه به مقادیر بدست آمده برای Kf (ثابت معادله فروندلیچ) و b (ثابت معادله لانگمویر) نتیجه گرفته می‌شود که ترتیب افزایش جذب روی در خاک‌های مختلف تقریباً همانند ترتیب پیش‌بینی شده توسط معادله لانگمویر است.

$$\mathbf{kf_۵ > kf_۸ > kf_۹ > kf_۳ > kf_۷ > kf_۲ > kf_۴ > kf_۱ > kf_۶ > kf_۱۰}$$

$$\mathbf{b_۵ > b_۸ = b_۹ > b_۳ = b_۷ > b_۲ > b_۴ = b_۱ = b_۶ > b_۱۰}$$

1/n که پارامتر شدت جذب عناصر در خاک است، در مورد روی در دامنه ۵۱۰۶/.-۳۶۴۸/. و در مورد مس در دامنه ۱/۵۰۹۱- ۸۵۵۵/. قرار داشت که بیانگر شدت جذب بیشتر مس نسبت به روی بوده و در واقع قدرت پیوندهای مس با خاک بیش از روی است. که این نتیجه، با نتایج آبو-مسلم و همکاران در سال ۲۰۰۳ را که بر روی عناصر مس، روی،کادمیم و نیکل انجام شده بود هم‌خوانی دارد.

منابع

[1] Cavallaro, N., and M. B. McBride. 1984. "Zinc and copper sorption and fixation by an acid soil clay: Effect of selective dissolutions". Soil. Sci. Soc. Am. J. 48: 1050 1054.

[2] Gregg, S. J., and K. S. W. Sing. 1991. *"Adsorption, Surface Area and Porosity"* . 2nd Edition. Academic Press, London.

[3] Lin, Y.S., J.H. Xue. 1987. *"Zinc adsorption in calcareous soils"*. Acta Petrol. Sin. 24: 135.

[4] Lin, Y.S., J.H. Xue. 1991. "Using of Freundlich equation for studying mechanism and movement of Zn added in calcareous soil". Acta Petrol. Sin. 28: 390.

[5] McBride, M.B. 1989. *"Reaction controlling heavy metal solubility in soils"*. Advances in Soil Sci. 10: 1-55.

[6] Rouquerol, F., J. Rouquerol, and K. Sing. 1999. "Adsorption by Powders and Porous Solid. Principles, Methodology and Applications". Academic press, London.

[7] Sparks, D. L. 1995. *"Environmental Soil Chemistry"*. Academic Press, San Diego, CA.

[8] Sparks, D.L. "Methods of Soil Analysis«Part2- Physical Methods»". Soil Sci. Soc. Am.,Inc

[9] Stumm, W. 1992. "Chemistry of the Solid- Water Interface". Wiley, New York.

تاثیر فاضلاب شهری بر میزان عناصر سنگین در خاک و گیاه برنج

مهدی قاجار سپانلو[۱]، محمد علی بهمنیار[۱]، مینا شهابی[۱] و محمد جواد بحرالعلومی[۲]

۱- اعضاء هیات علمی گروه علوم خاک.

۲- کارشناس گروه علوم خاک، دانشگاه کشاورزی و منابع طبیعی ساری.

mabahmaniar@yahoo.com

مقدمه

کاربرد فاضلاب شهری در آبیاری اراضی کشاورزی موجب افزایش عناصر سنگین در خاک و افزایش غلظت این عناصر در اندام های گیاهی می شود [یادا و همکاران ۲۰۰۲]. آبیاری اراضی با مخلوطی از فاضلاب شهری موجب افزایش میزان روی، سرب، مس، نیکل و کروم در اندام های هوائی گیاهان خواهد شد [شیرین فکر و همکاران ۱۳۸۰] و در مزارع گندم، یونجه، ذرت و خیار تمرکز عنصر روی، منگنز، مس و آهن در خاکها افزایش یافته و در اندام هوائی و دانه گندم غلظت روی و منگنز نیز افزایش یافت [فیضی ۱۳۸۰]. در کویت، استفاده از فاضلاب شهری در اراضی زراعی موجب افزایش و جذب کادمیوم در حد سمی برای انسان و حیوان گردید، اما برای گیاهان به حد سمیت نرسید [ال انزی و همکاران ۲۰۰۴]. هدف از بررسی حاضر تعیین تاثیر فاضلاب شهری در غلظت عناصر سنگین خاک ، ریشه، اندام هوائی و دانه برنج می باشد.

مواد و روشها

به منظور تعیین تاثیر فاضلاب شهری در میزان عناصر سنگین خاک و تمرکز این عناصر در ریشه، اندام هوائی و دانه برنج دو فاضلاب شهری مربوط به شهر ساری (منطقه ۱) و قائم شهر (منطقه ۲)که پس از مخلوط شدن با آب رودخانه در فصل زراعی به مدت بیش از ۳۰ سال جهت آبیاری برنجزار استفاده می شدند انتخاب و در سال ۱۳۸۴ مورد بررسی قرار گرفتند. فاضلاب شهری قبل و بعد از مخلوط شدن نمونه برداری و میزان عناصر سنگین در آن تعیین گردید و ضمناً در زمان برداشت برنج، ار ریشه، اندام هوائی و دانه برنج و خاک اراضی در دو عمق (۱۵-۰ و ۳۰-۱۵ سانتی متر) در اراضی تحت تاثیر فاضلاب و همچنین در اراضی شاهد(تحت تاثیر فاضلاب قرار نداشتند) نمونه برداری شد. سپس میزان کادمیوم، نیکل، کروم، سرب، روی، مس، و منگنز در آب آبیاری، خاک، ریشه، اندام هوائی و دانه برنج تعیین گردید.

نتایج و بحث

استفاده از فاضلاب شهری بصورت مخلوط با آب آبیاری موجب افزایش عناصر سنگین بویژه در فصول بهار و تابستان گردید. در خاکهای تحت آبیاری با آب متاثر از فاضلاب شهری، میزان کادمیوم، مس، سرب و کروم تقریباً به دو برابر افزایش یافت و مقادیر نیکل و روی نیز افزایش قابل توجهی داشتند (جدول ۱)

جدول ۱- میزان عناصر سنگین کل (میلی گرم در کیلو گرم) در خاکهای اراضی مورد مطالعه

عناصر	کادمیوم	سرب	نیکل	کروم	روی	مس	منگنز
شاهد (منطقه ۱)	۰/۵۳	۴۲/۵	۴۵/۴	۵۳/۶	۷۳/۹	۲۲/۳	۶۵۵
تحت تاثیر فاضلاب(منطقه ۱)	۱/۰۵	۶۵/۴	۷۹/۵	۸۶/۸	۹۲/۸	۳۸/۲	۷۶۸
شاهد(منطقه ۲)	۰/۵۱	۳۸/۹	۳۹/۱	۴۷/۷	۶۹/۶	۲۳/۵	۶۳۲
تحت تاثیر فاضلاب(منطقه ۲)	۰/۷۴	۵۴/۱	۷۵/۵	۹۸/۱	۸۹/۶	۴۴/۲	۸۲۳

افزایش غلظت عناصر سنگین در اراضی تحت تاثیر فاضلاب شهری توسط ملاحسینی [۱۳۸۰] نیز اندازه گیری شد. در بنگلادش، میزان نیکل و کادمیوم در خاکهای تحت تاثیر فاضلاب تا ۱۰ برابر افزایش یافت [کاشن و سینگ

۲۰۰۱]. همبستگی بین ظرفیت تبادل کاتیونی، pH و میزان عناصر سنگین در افق سطحی معنی دار شد اما با افزایش میزان آهک و مواد آلی غلظت سرب کل در خاک افزایش یافت (به ترتیب r = ۰/۷۶۱* و r = ۰/۷۷۵*)و سایر عناصر با آهک و مواد آلی همبستگی نشان ندادند. ضمناً به دلیل جذب کم عناصر سنگین توسط سیلیکاتهای لایه ای، مقدار عناصر سنگین به حد سمیت نرسیده است [هیکی و کیتریک ۱۹۸۴]. غلظت عناصر سنگین در ریشه تقریباً به دو برابر افزایش یافت در اندام هوائی و دانه برنج غلظت کادمیوم و سرب به ۳ برابر و سایر عناصر به ۲ برابر افزایش یافتند. میزان انتقال عناصر سنگین از ریشه به اندام هوائی برنج به ترتیب از کادمیوم ، منگنز، سرب، روی، مس، کروم و نیکل کاهش یافت (کادمیوم حداکثر و نیکل حداقل). در دانه برنج شاخص انتقال از نیکل، سرب، کادمیوم، منگنز، کروم، مس و روی به ترتیب افزایش یافت (جدول ۲).

جدول ۲- شاخص انتقال عناصر سنگین از خاک به اندام هوائی و دانه برنج

	منگنز		سرب		نیکل		کروم		روی		مس		کادمیوم	
	ت	ش	ت	ش	ت	ش	ت	ش	ت	ش	ت	ش	ت	ش
I-ه	۰/۶۶۸	۰/۴۱۷	۰/۲۶۲	۰/۵۹۶	۰/۱۸۸	۰/۱۱۰	۰/۲۶۷	۰/۱۱۰	۰/۵۴۹	۰/۳۴۲	۰/۴۳۰	۰/۱۲۴	۰/۸۵۳	۰/۷۵۴
II-د	۰/۰۶۱	۰/۰۴۵	۰/۰۱۳	۰/۰۱۱	۰/۰۱۴	۰/۰۱۲	۰/۰۶۴	۰/۰۴۸	۰/۳۰۳	۰/۲۶۵	۰/۱۶۱	۰/۰۹۵	۰/۱۱۹	۰/۰۱۶
I -ه	۰/۶۳۰	۰/۲۴۱	۰/۳۱۰	۰/۱۷۰	۰/۱۴۰	۰/۰۹۰	۰/۲۶۵	۰/۱۸۶	۰/۴۸۶	۰/۲۱۰	۰/۱۶۵	۰/۱۱۰	۰/۵۷۰	۰/۱۹۰
II -د	۰/۰۶۷	۰/۰۳۴	۰/۰۱۹	۰/۰۱۳	۰/۰۱۶	۰/۰۱۳	/۰۴۳	۰/۰۳۳	۰/۳۸۱	۰/۲۴۵	۰/۲۶۸	۰/۱۰۴	۰/۱۴۰	۰/۰۱۹

I: منطقه یک II: منطقه دو ه: اندام هوائی د: دانه ت: تحت تاثیر فاضلاب ش: شاهد

منابع

[۱] شیرین فکر، ا.، م. کاووسی و محبوب خمامی، ع.، ۱۳۸۰. روند تغییرات غلظت فلزات سنگین در برنج با توجه به فاصله از منابع آلودگی. هفتمین کنگره علوم خاک ایران، ۷-۴ شهریور- شهر کرد.

[۲] فیضی ، م.، ۱۳۸۰. تاثیر مصرف پساب فاضلاب بر روی خاک و گیاه در منطقه شمال اصفهان. هفتمین کنگره علوم خاک ایران، ۷-۴ شهریور- شهر کرد.

[۳] ملاحسینی، ح.، ۱۳۸۰. بررسی شدت آلودگی خاکها و گیاهان تحت آبیاری با فاضلاب به عناصر سنگین. هفتمین کنگره علوم خاک ایران، ۷-۴ شهریور- شهر کرد.

[4] Al Enezi, G., M. F. Hamoda, and N. Fawzi, 2004. Heavy metals content of municipal wastewater and sludges in Kuwait. Journal of Environmental Science and Health. A 39: 2, 397-407.

[5] Hickey, M. G. and J. A. Kittrick, 1984. Chemical partitioning of cadmium, copper, nickel and zinc in soils and sediments containing high levels of heavy metals. Journal of Environmental Quality. 13: 372-386.

[6] Yadav, R. K. B., B. Goyal, R. K. Sharma, S. K. Dubey, and P. S. Minhas, 2002. Post-irrigation impact of domestic sewage effluent on composition of soils, crops and ground water. A case study. Environment International. 28: 481-486.

بررسی تأثیر افزودنیهای آلی و معدنی در توزیع فلزات‌سنگین در فرکشن‌های مختلف خاک

زینب سرمدی، احمد گلچین و حسین بشارتی

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و دانشیار و استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه زنجان.

مقدمه

خاک یکی از اجزای مهم محیط زیست در مناطق روستایی و شهری است و مدیریت اراضی کلید اصلی برای دستیابی به کیفیت خاک در این مناطق به حساب می آید. فعالیت های صنعتی و شهری اغلب باعث تخریب خاک شده و اقدامات مدیریتی و حفاظتی که باعث کنترل فعالیت های صنعتی و شهری می شود، از تقاضا برای حفظ کیفیت خاک ناشی می شود[۱]. فلزات سنگین در خاک را می توان به پنج جزء از نظر شیمیایی تقسیم نمود. جزء محلول در آب، پیوند یافته با کربناتها، پیوند یافته با اکسید های آهن و منگنز و جزء کمپلکس شده با مواد آلی. بنابراین به طور طبیعی بخش کوچکی از فلزات سنگین برای گیاهان قابل جذب هستند و در واقع اشکال قابل جذب برای گیاه اشکال محلول و تبادلی می باشند و سایر اجزاء غیر متحرک و غیر فعال می باشند[۲] . البته سایر اجزاء هم می توانند به فرم قابل جذب و فعال در بیایند که این امر به خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک بستگی دارد.

عناصر در خاک به اشکال فیزیکو شیمیایی مختلف وجود دارند و تکنیک های عصاره گیری متوالی برای تعیین این اشکال فیزیکوشیمیایی انجام می شود و اشکال هر عنصر بیشترین تأثیر را در قابلیت جذب آن عنصر دارد[۳].

آلودگی با فلزات سنگین بیشتر منحصر به افق های سطحی خاک است و آلودگی در این افق ها برای مس ۷ تا ۱۱۵ برابر ، برای سرب ۳۰ برابر ، و برای روی ۶ برابر افق های زیرین است. میزان تحرک فلز به مقدار فلز و مقدار رس موجود در خاک بستگی دارد[۴]. افزودن ترکیبات مختلف آلی و معدنی به خاک بر نحوه توزیع اجزاء فلزات سنگین تأثیر می گذارند. با توجه به این نکته می توان با افزودن ترکیبات مختلف به خاک فرم محلول فلزات و جذب آنها را توسط گیاهان افزایش داد و از این ترکیبات در اصلاح خاک های آلوده استفاده نمود. هدف این تحقیق اضافه کردن ترکیبات آلی و معدنی مختلف به خاک و بررسی تأثیر آنها بر نحوه توزیع اجزاء فلزات سنگین در خاک است تا مکانیزم این افزودنی ها بر افزایش قابلیت جذب عناصر سنگین مشخص گردد.

مواد و روشها

یک خاک آلوده به فلزات سنگین از اطراف کارخانجات سرب و روی زنجان، مورد نمونه برداری قرار گرفت و نمونه های برداشته شده برای کاشت جو به گلخانه منتقل و پس از گذراندن از الک دو میلیمتری در گلدان های دو کیلویی ریخته شد. افزودنی های مختلف شامل ماده آلی به میزان ۳ درصد و EDTA به میزان ۰/۱۵ درصد قبل از کاشت به خاک گلدان ها اضافه شدند. اسیدسولفوریک، اسیدسیتریک و شوری نیز همراه با مصرف آب آبیاری مصرف گردیدند. pH آب آبیاری با مصرف هر یک از اسیدها به ۵ رسانیده شد و در تیمار شوری با انحلال سدیم کلراید شوری آب آبیاری به ds/m۴ رسانیده شد. گیاه جو در گلدان ها کاشته شد و پس از رشد کافی قسمت هوایی آنها برداشت و خاک گلدانها مورد فرکشنیشن قرار گرفت. روش فرکشنیشن بکار گرفته شده روش تیسر(۱۹۹۱)بود که نمونه های خاک را به شش فرکشن مختلف شامل محلول، تبادلی، پیوند یافته با کربناتها، پیوند یافته با اکسیدهای آهن و منگنز، پیوند یافته با مواد آلی و باقی مانده تقسیم می کند[۵]. سپس در تمام فرکشن ها مقدار روی، سرب و کادمیم با دستگاه اتمیک اندازه گیری گردید. آزمایش بصورت طرح کاملاً تصادفی انجام و داده ها با نرم افزار MSTATC آنالیز و مقایسه میانگین ها با آزمون دانکن در سطح ۱٪ انجام شد.

نتایج و بحث

نتایج بدست آمده در جدول۱ نشان داده شده است. همان طوری که ملاحظه می شود در تیمار شاهد که هیچ گونه ماده ای به خاک اضافه نشده است مقدار سرب در جزء کربناتها و اکسیدهای آهن و منگنز نسبت به سایر اجزاء

بیشتر بوده و این امر نشان می دهد که در این خاک آهکی آلوده به عنصر سرب، قسمت عمده این عنصر به صورت پیوند با کربناتها و اکسیدهای آهن و منگنز است و مقدار سرب کمپلکس شده با ماده آلی در مقام سوم قرار می گیرد. در اثر کاربرد افزودنی هایی مانند EDTA ، اسید سیتریک ، اسید سولفوریک و ماده آلی جزء پیوند شده با کربناتها کاهش یافته و این کاهش در اثر کاربرد ماده آلی و اسید سولفوریک به ترتیب بیشتر از سایر تیمارها بود. شوری بر خلاف سایر تیمارهای دیگر میزان سرب پیوند شده به کربناتها را افزایش داد. در همه تیمارها میزان سرب محلول در مقایسه با شاهد کاهش یافت ولی این کاهش به ترتیب در تیمار ماده آلی و EDTA کمتر از سایر تیمارها بود.

در خصوص کادمیوم نتایج نشان می دهد افزودن EDTA به خاک جزء محلول را به شدت افزایش می دهد به طوریکه غلظت کادمیوم محلول، در خاک تیمار شده باEDTA بیش از ۳ برابر تیمار شاهد بود [جدول ۱]. این تیمار در مقایسه با سایر تیمارها میزان کادمیوم پیوند شده با کربناتها را نیز به شدت کاهش داد و به نظر می رسد این تیمار در تبدیل کادمیوم پیوند شده با کربناتها به فرم محلول و قسمتی از آن به فرم باقی مانده نقش مهمی داشته باشد. تبدیل سایر فرم های کادمیوم به فرم محلول باعث افزایش قابلیت جذب این عنصر توسط گیاهان خواهد شد. لذا افزودن این ماده به خاک باعث تشدید جذب فلزات سنگین مخصوصاً کادمیوم بوسیله گیاهان خواهد شد.

جدول ۱- توزیع فرکشن های مختلف تحت تأثیر تیمار های مختلف و غلظت فلزات در هر فرکشن(ppm)

عنصر	تیمار / فرکشن	شاهد	EDTA	شوری	اسید سیتریک	اسید سولفوریک	ماده آلی
سرب	محلول	۴۶/۹۵**j**	۲۳/۰۷**j**	۰/۰۹**j**	۰/۰۸**j**	۰/۰۸**j**	۴۴/۶۳**j**
	تبادلی	۵۰/۲۷**j**	۴۵**j**	۴۷/۳۳**j**	۴۹**j**	۴۹/۴**j**	۵۶/۸**j**
	اکسید های آهن و منگنز	۴۲۵/۳**g**	۴۹۸/۷**def**	۴۵۰**fg**	۵۰۰/۷**def**	۵۳۶**cde**	۴۸۴/۷**efg**
	کربناتها	۶۳۰/۷**ab**	۶۰۷**abc**	۶۵۳**a**	۶۰۲/۳**abc**	۵۶۹/۳**bcd**	۵۳۹/۷**cde**
	ماده آلی	۱۷۳/۸**hi**	۱۷۴/۷**hi**	۱۷۷/۹**hi**	۱۶۶/۹**i**	۲۴۱/۸**h**	۱۶۸**i**
	باقی مانده	۲۲/۹۶**j**	۱۵/۴۱**j**	۱۸/۳۹**j**	۲۰/۴۶**j**	۳۰/۱۷**j**	۳۷/۸۴**j**
کادمیوم	محلول	۴**e**	۱۴/۸**e**	۵/۷۳**e**	۵/۶**e**	۶/۴**e**	۶/۱۳**e**
	تبادلی	۱۱/۲۷**de**	۸/۰۶۷**de**	۱۱/۵۳**de**	۴۸/۸۷**a**	۱۲/۴۷**de**	۹/۶۷**e**
	اکسید های آهن و منگنز	۴۰/۶۷**abc**	۴۳/۳۳**ab**	۴۱/۳۳**ab**	۴۵/۳۳**a**	۴۴/۶۷**a**	۳۸/۶۷**abcd**
	کربناتها	۴۸/۶۷**a**	۳۸/۶۷**a**	۴۴/۶۷**a**	۴۶/۳۳**a**	۴۳**a**	۴۴/۳۳**a**
	ماده آلی	۱۴/۷**bcde**	۱۵/۳۱**bcde**	۱۴/۹۶**bcde**	۱۴/۷۶**bcde**	۱۴/۵۶**bcde**	۱۴/۰۲**bcde**
	باقی مانده	۱۰/۷**de**	۲۴/۸۳**de**	۱۲/۱۱**de**	۸/۰۴**e**	۱۳/۲۴**cde**	۱۱/۵۲**de**

نمونه‌های‌گیاهی کاشته‌شده دراین خاکها موردتجزیه قرارگرفت، نتایج نشان‌دادکه در جذب کادمیوم و سرب تیمار EDTA از بقیه تیمارها مؤثرتربوده و جذب‌را افزایش داد. در جدول ۱ می بینیم که فرکشنهای محلول و تبادلی سرب و کادمیوم توسط EDTA نسبت به شاهد کاهش یافته است. بنابراین می توان نتیجه‌گیری کرد که این ترکیب، فلزات غیرقابل جذب در فرکشنهای غیر فعال را بصورت محلول و قابل جذب برای گیاه در آورده است. این فلزات توسط گیاه جذب‌شده و محلول‌خاک را رقیق کرده‌است و دوباره فلزات از فرکشن تبادلی و یا فرکشنهای دیگر به محلول خاک وارد شده و توسط گیاه جذب‌شده است. باتوجه به نتایج بنظر می‌رسد کهEDTA فلزات را از فرکشن‌کربناتها که برای گیاه غیرقابل‌جذب است به محلول خاک انتقال داده‌است و بدین ترتیب جذب‌سرب و کادمیوم توسط جو افزایش‌یافته است. پس می توان با کاربردEDTA قابلیت جذب فلزات را افزایش داد و به گیاه پالایی فلزات سنگین از خاک کمک کرد.

منابع

[۱] گلچین، ا، اسماعیلی، م. و تکاسی، م.۱۳۸۴ . منابع آلاینده خاک ها و محصولات زراعی و باغی استان زنجان به فلزات سنگین. سازمان مدیریت و برنامه ریزی استان زنجان. ۱۱۹ صفحه.

[2] Kabata-Pendias, A. and Pendias,H. 1992. Trace elements in soils and Plants. Inted. CRC Press, Boca Raton,FL.

[3] Kuo, S., Heilman, P.E. and Baker, A.S. 1983. Distribution and forms of Cu, Zn, Cd, Fe and Mn in soils near a coper smelter. Soil Sci. 135: 101-109.

[4] Kabala, C. and Singh, B.R. 2001. Fractionation and mobility of coper, lead and zinc in soil profiles in the vicinity of a coper smelter. J. Environ. Qual. 30: 485-492.

[5] Murphy, A.P., Coudert, M. and Barker, J. 2000. Plants as biomarkers for monitoring heavy metal contaminanats on landfill sites using sequentioal extraction and inductively coupled plasma atomic emission spectrophotometry(ICP_ AES). J. Environ. Monitoring. 2: 621-627.

بررسی تأثیر افزودنی های مختلف بر جذب فلزات سنگین توسط گیاه زراعی جو

احمد گلچین، زینب سرمدی و حسین بشارتی

به ترتیب دانشیار و دانشجوی کارشناسی ارشد و استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه زنجان.

مقدمه

به طور کلی آلودگی خاک به افزایش غلظت مواد شیمیایی طبیعی و مصنوعی در پروفیل خاک در اثر فعالیت های بشر اطلاق می شود. تأثیر آلودگی بر گیاه به مقدار کل آلودگی موجود در خاک، نسبتی از آن که در دسترس گیاه قرار می گیرد و توانایی گیاهان در جذب و انتقال آلودگی از خاک به ریشه بستگی دارد.

یکی از آلودگی های مهم زیست محیطی، آلودگی به فلزات سنگین است. فلزات سنگین، شامل عناصر فلزی هستند که وزن اتمی آنها بین ۶۳/۵۴ و ۲۰۰/۵۹ می باشند و تشکیل کاتیون های چند ظرفیتی می دهند[۴].

از نظر بیولوژیکی ، فلزات سنگین به چهار کلاس دسته بندی می شوند: کلاس A ، که از عناصر شاخص این گروه آهن است و عناصری هستند که در غلظت های بالا برای موجودات ضروری می باشند. کلاس B شامل فلزاتی هستند که هیچ نقش بیولوژیکی نداشته و در غلظت های پایین ایجاد سمیت نمی کنند و این عناصر شامل لانتانیوم، استرانسیوم و ... هستند. کلاس C شامل عناصری مثل روی، مس، نیکل ، کبالت، مولیبدن و کروم می باشند که در غلظت های پایین برای برخی سیستم های زنده ضروری می باشند و در غلظت های بالاتر این عناصر بسیار سمی هستند.و نهایتاً فلزاتی هستند که در سطوح پایین هم سمی هستند که وظایف بیولوژیکی واضحی ندارند و کلاسD راتشکیل می دهند. این گروه شامل عناصری مثل جیوه، سرب، کادمیوم و اورانیوم هستند. هر چهار گروه فلزات در محیط زیست وجود دارند و هم از منابع طبیعی و هم از فعالیت های انسان منشأ می گیرند. صنعتی شدن و فعالیتهای مداوم کشاورزی غلظت این فلزات به ویژه کادمیوم را در محیط افزایش داده و سلامتی انسان را تهدید می کنند[۵]. یکی از روش های ساده و کم هزینه برای کاهش این آلودگی ها در محیط گیاه پالایی است که از گیاهان برای پالایش فلزات سنگین استفاده می شود[۶]. گیاه پالایی به چهار طریق انجام می شود:

۱ـphytostabilization :تثبیت و غیر متحرک کردن آلودگی در خاک، ۲ـ phytofiltration: جذب آلودگی از آب، ۳ـphytoextraction: جذب آلودگی توسط ریشه گیاهان و تجمع آلودگی ها در بافت های گیاهی، ۴ـphytovolatilization: جذب فلزاتی چون سلنیم و جیوه و آزاد کردن آنها به صورت گاز در هوا [۳].

برای افزایش phytoextraction دو روش وجود دارد: طبیعی و شیمیایی[۲]. در روش طبیعی از گونه های گیاهی ابر جاذب استفاده می شود که ظرفیت بالایی برای جذب و تجمع فلزات دارند، علاوه بر آن به غلظت بالای فلزات مقاومند [۶] .

در روش شیمیایی با افزایش تحرک فلزات سنگین در خاک از طریق افزودن مواد شیمیایی مختلف، جذب عناصر سنگین را افزایش می دهند. عوامل کلات کننده مختلف مثل سیتریک اسید، EDTA, CDTA, DTPA, EGTA, EDDHA, NTA، برای افزایش تحرک فلزات سنگین و افزایش تجمع آن ها در گونه های گیاهی مورد استفاده قرار گرفته است[۱] . در این آزمایش تأثیر افزودنی های مختلف آلی و معدنی بر افزایش جذب فلزات سنگین توسط گیاه زراعی جو مورد بررسی قرار می گیرد. تا مناسبترین افزودنی تشدید کننده جذب برای گیاه پالایی فلزات سنگین توسط این گیاه مشخص گردد.

مواد و روشها

به منظور تعیین بهترین و مناسبترین تشدید کننده جذب فلزات سنگین توسط جو که از جمله گیاهانی است که قادر به جذب مقادیر زیادی فلزات سنگین می باشد ، یک خاک آلوده به فلزات سنگین از اطراف کارخانجات سرب و روی زنجان، مورد نمونه برداری قرار گرفت نمونه خاک آلوده برای کاشت جو به گلخانه منتقل و پس از گذراندن از الک دو میلیمتری در گلدان های دو کیلویی ریخته شدند. افزودنی وتیمارهای مختلف عبارت بودند از ماده آلی به میزان ۳

درصد وEDTA به میزان ۰/۱۵ درصد که قبل از کاشت به خاک گلدان ها اضافه شدند. تیمارهای اسیدسولفوریک، اسیدسیتریک و شوری نیز همراه با مصرف آب آبیاری اعمال گردیدند.pH آب آبیاری با مصرف هر یک از اسیدها به ۵ رسانیده شد و در تیمار شوری با انحلال سدیم کلراید شوری آب آبیاری به ds/m۴ رسانیده شد. تحقیق در قالب طرح بلوک کاملاً تصادفی در ۳ تکرار انجام شد. پس از رشد کافی جو، در تیمارهای مختلف، قسمت هوایی گیاه برداشت شده و جهت هضم به آزمایشگاه منتقل شد و بر اساس روش های آزمایشگاهی معمول در مؤسسه تحقیقات خاک و آب ، مقدار Cd,Zn,Pb,Mn و Fe در نمونه های گیاهی اندازه گیری شدند. سپس داده ها با استفاده از نرم افزار MSTATC آنالیز شد. مقایسه میانگین ها با آزمون دانکن در سطح ۱٪ انجام شد.

نتایج و بحث

غلظت عناصر مختلف در بافت گیاه جو در تیمارهای مختلف در جدول ۱ نشان داده شده است. همان طور که ملاحظه می شود تیمار EDTA جذب روی را در مقایسه با شاهد ۵ برابر و جذب کادمیوم و سرب را ۲/۵ برابر افزایش داده است. اما تیمارهای اسید سولفوریک و اسید سیتریک اختلاف معنی داری با شاهد نداشتند و تیمار ماده آلی جذب عناصر را کاهش داد. تیمار شوری نیز جذب کلیه عناصر بجز کادمیوم را کاهش داد.EDTA یک کلات کننده قوی فلزات است با افزایش مقدار کلاتهای محلول در آب، جذب فلزات را افزایش می دهد. کیسر و همکاران(۱۹۹۹) ، در یک آزمایش مزرعه ای نشان دادند که هنگامی که ۰/۶ گرم EDTA بر کیلوگرم در یک خاک با آلودگی بالا(سرب کل و محلول به ترتیب ۸۰۰۰ و ۱/۹ mg/kg) به کار برده شود، غلظت سرب در محلول خاک افزایش یافته و تقریباً ۱۰۰ برابر می شود و غلظت سرب در بافت های خردل پنج برابر شده و به ۶۰۰ mg/kg می رسد[۴]. چون EDTA، یک تیمار بسیار مؤثری است بهتر است گیاه مورد نظر کاشته شود و پس از استقرار گیاه این تیمار به خاک اضافه گردد. چون اگر از ابتدا تیمار را اعمال نمائیم ، گیاهان قبل از رشد کافی و تولید بیوماس مناسب جهت گیاه پالایی، از بین خواهند رفت.

جدول ۱- غلظت عناصر در بخش هوایی جو(ppm)

عنصر / تیمار	Mn		Zn		Cd		Pb		Fe	
EDTA	a	۲۲۸/۳	a	۵۱۹۷	cd	۸۰	cd	۳۷۴/۴	fghi	۲۸۸/۳
ماده آلی	a	۲۵۳/۳	def	۱۴۵۸	ijk	۳۱/۱۱	ghi	۱۷۱/۷	i	۱۲۲/۸
سولفوریک اسید	a	۲۱۰	d	۱۸۴۴	ijk	۳۳/۸۹	fghi	۱۹۲/۲	hi	۱۶۷/۸
سیتریک اسید	a	۱۹۲/۲	def	۱۷۴۲	ijk	۳۳/۸۹	fghi	۱۸۰/۶	hi	۱۷۸/۹
شوری	a	۱۶۲/۸	def	1093	ghijk	۴۰	hi	۱۵۱/۷	hi	۱۷۸/۹
شاهد(بدون افزودنی)	a	۲۰۸/۳	de	۱۷۹۸	ijk	۳۲/۷۸	fghi	۱۸۳/۹	fghi	۲۲۲/۲

منابع

[1] Banuelos, G.S., Cardon, G., Mackey, B., Ben-Asher, J., Wu, L., Beuselinch, P., Akohoue, S. and Zambrzuski, S. 1993. Boron and selenium removal in boron soils by four sprinkler irrigated plant species. J. Environ. Qual. 22:786-792.

[2] Brown, S.L., Chaney, R.L., Angle, J.S. and Baker, A.J.M. 1994. Zinc and cadmium uptake of Thlaspi Caerulescens and Silene Vulgaris grown on sludge-amended soils in relation to total soil metals and soil pH.J. Environ. Qual. 23:1151-1157.

[3] Huang, J.W., Chen, J., Berti, R. and Cunningham, S.D. 1997. Phytoremediation of lead contaminated soils:Role of synthetic in lead phytoextraction. Envirron. Sci. Technol. 31:800-805.

[4] Kayser, A., Wenger, K., Keller, A., Attinger, W., Felix, H.R., Gupta, S.J. and Schulin, R. 2000. Enhancment of phytoextraction of Zn, Cd and Cu from calcareous soil: The use of NTA and Sulphur amendments. Environ.Sci.Technol. 34: 1778-1783.

[5] Lehoczky, E., Szabo, L., Horvath,S.Z. 1998. Cadmium uptake by Lettuce in different soils. Commun. Soil Sci. Plant. Anal. 29: 1903-1912.

[6] Watson, M.C., Banuelos, G.S. and Riley, J.J. 1994. Trace element composition of Atriplex grown with saline drainage water. Agric. Ecosyst. Environ. 48: 157-162.

تعیین توزیع روی اضافه شده در اجزاء مختلف خاک با روش عصاره گیری متوالی

محمود صلحی و علیرضا مرجوی

اعضاء هیات علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان.

msolhi@yahoo.com

مقدمه

اطلاعات در مورد فرم‌های شیمیایی عناصر سنگین به‌منظور تخمین قابلیت جذب، تحرک و واکنش‌های شیمیایی آنها درون خاک از اهمیت ویژه ای برخوردار می باشد. گونه‌های فلزی محلول خاک ممکن است بصورت شیمیایی جذب سطوح فاز جامد و یا بصورت کاتیون تبادلی با ذرات کلوئیدی خاک ارتباط برقرار نمایند. عناصر فلزی همچنین ممکن است با ترکیبات آلی تولید کمپلکس نموده و یا ممکن است در واکنش با کربناتها و اکسیدهای آهن و منگنز و دیگر کانیهای ثانویه و اولیه تثبیت گردند. تحقیقات گسترده‌ای که در مورد شیمی عناصر فلزی انجام شده نشان می‌دهند که آزاد سازی عناصر فلزی از فاز جامد تحت تأثیر عواملی مثل پ هاش، میزان عناصر فلزی، ظرفیت تبادل کاتیونی، ماده آلی و کانی شناسی خاک می‌باشد[۱] . به منظور تفکیک فرم‌های مختلف عناصر کمیاب در خاک از روش عصاره‌گیری متوالی استفاده شده است.

مواد و روشها

آزمایش گلدانی در قالب بلوکهای کامل تصادفی با ۴ تکرار و تیمارهای ، شاهد بدون دریافت روی (Zn0). تیمار دوم، سوم و چهارم به ترتیب اضافه نمودن ۲۰، ۱۰۰و ۲۰۰ میلی‌گرم سولفات روی به ازاء هر کیلوگرم خاک خشک (Zn20، Zn200، Zn100) بر روی یک خاک غیر آلوده اصفهان به اجرا درآمد . ده عدد بذر ذرت (رقم سینگل کراس ۷۰۴) در هر گلدان کاشته شد. بعد از استقرار اولیه گیاه تعداد بوته ها به ۵ بوته کاهش داده شد. عملیات داشت به مدت ۶۰ روز ادامه یافت. بعد از طی این دوره اندام هوایی و ریشه گیاه برداشت شد. نمونه‌برداری از خاک در سه مرحله انجام گردید: مرحله اول، نمونه‌برداری از خاک منطقه در زمان تهیه نمونه اصلی، مرحله دوم، بعد از دوره نگهداری ۴ هفته در گلخانه و قبل از کاشت و مرحله سوم – بعد از برداشت گیاه ذرت. عصاره‌گیری متوالی بر روی نمونه‌های مراحل اول و دوم و سوم انجام گرفت. به این منظور از روش تسلر و همکاران[۲] استفاده شد. اجزاء مختلف روی در خاک طبق این روش عبارتند از: روی تبادلی، روی متصل به کربناتها، روی متصل به اکسیدهای آهن و منگنز، روی متصل به مواد آلی، روی باقیمانده.

نتایج و بحث

در نمونه های خاک مرحله اول، روی تبادلی، روی متصل به کربنات ها، روی متصل به اکسیدهای آهن و منگنز، روی متصل به مواد آلی و باقیمانده به ترتیب۴، ۴۱، ۲۸، ۴ و ۲۳ در صد اندازه گیری شد.

جدول ۱- غلظت روی در اجزاء مختلف خاک در تیمارهای مختلف(نمونه‌های خاک مرحله دوم و سوم).

	روی (میلی‌گرم برکیلوگرم)(مرحله دوم)				روی (میلی‌گرم برکیلوگرم) (مرحله سوم)			
شکلهای روی تیمار	Zn0	Zn20	Zn100	Zn200	Zn0	Zn20	Zn100	Zn200
تبادلی	۴/۷d	۸/۲c	۲۰/۳b	۳۷/۴a	۴/۳c	۵/۰c	۸/۸b	۱۲/۳a
متصل به کربنات ها	۴۱/۲b	۳۹/۸b	۴۸/۱ab	۶۱/۷a	۴۰/۹c	۴۵/۶c	۸۳/۴b	۱۱۸/۹a
متصل به اکسیدهایآهن و...	۳۹/۶d	۵۱/۳c	۹۷/۲b	۱۶۵/۶a	۴۱/۳c	۴۹/۷c	۹۱/۳b	۱۴۴/۲a
متصل به مواد آلی	۳/۴d	۶/۷c	۱۶/۲b	۲۵/۷a	۳/۲c	۳/۱c	۶/۲b	۱۰/۴a
باقیمانده	۱۳/۸a	۱۴/۳a	۱۴/۷a	۱۴/۴a	۱۳/۵c	۱۵/۶c	۲۰ / ۷b	۲۵/۳a

برای شکل های مختلف روی و تیمار های اضافه شده میانگین‌های دارای حداقل یک حرف مشترک در سطح ۱٪ و با استفاده از آزمون LSD تفاوت معنی‌دار ندارند.

با افزایش میزان روی ورودی به خاک در کلیه تیمارها در نمونه های خاک مرحله دوم و سوم میزان روی در کلیه اجزاء خاک افزایش یافت که البته کمیت وکیفیت این افزایش در تیمارها و مراحل مختلف نمونه برداری متفاوت بوده است. با افزایش روی به خاک میزان روی تبادلی در مرحله دوم نسبت به مرحله سوم افزایش بیشتری را نشان داد یعنی با گذشت زمان بخشی از روی تبادلی جذب گیاه شده و یا به اجزاء دیگر خاک مهاجرت کرده است(جدول ۱). در مورد روی وابسته به کربناتها وضعیت بر عکس بوده یعنی با گذشت زمان و عملیات کاشت بخشی از روی به کربناتها متصل گردیده است. روی متصل به اکسید های آهن و منگنز در دو مرحله تغییری را نشان نداد. روی متصل به مواد آلی نیز همانند روی تبادلی در مرحله سوم نسبت به مرحله دوم کاهش داشت.روی باقیمانده در مرحله سوم افزایش یافت.

منابع

[1] Spurgeon, D. J., S. P. Hopkin. 1996. Effects of variations of the organic matter content and pH of soils on the availability and toxicity of Zinc to the earthworm. *Eisenia Fetidia. Pedobiologia* 40: 80 –96.

[2] Tessler, A., P. G. C. Cambell, and M. Bisson. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.* 51: 844 – 850.

مطالعه تغییرات فصلی پساب فاضلاب شهری اصفهان به منظور دستیابی به آب ابیاری در منطقه مرکزی ایران

محمود صلحی و علیرضا مرجوی

اعضای هیات علمی بخش تحقیقات خاک و آب استان اصفهان.

msolhi@yahoo.com

مقدمه

با توجه به کمبود آب آبیاری در مناطق خشک و نیمه خشک از یک طرف و افزایش جمعیت و نیاز به غذا و محصولات کشاورزی از طرف دیگر استفاده از پساب فاضلاب در اراضی کشاورزی، امری غیر قابل اجتناب به نظر می‌رسد. استفاده از پساب به کمک آگاهی های آزمون شده در ابتدای قرن بیستم در اروپا، آمریکا و استرالیا آغاز شده است و امروزه در بخشهایی از مناطق خشک و نیمه خشک جهان نیز مورد استفاده قرار می‌گیرد. امروزه با افزایش جمعیت و افزایش سطح بهداست، میزان آب مصرفی و به دنبال آن پساب فاضلاب نیز افزایش یافته است[۱]. براساس آمار ارائه شده توسط شرکت آب و فاضلاب استان اصفهان در سال ۱۳۷۹ متوسط پساب فاضلاب تصفیه شده در تصفیه خانه شمال اصفهان ۷۴ متر مکعب در روز و در تصفیه خانه جنوب ۱۲۲ متر مکعب در روز و در تصفیه خانه شاهین شهر ۲۹ متر مکعب در روز بوده است[۲و۳]. این میزان در سال ۱۳۸۳ به ترتیب به۱۰۰، ۱۳۰ و ۳۵ متر مکعب رسیده است در مصرف پساب فاضلاب در امر کشاورزی نکات و مسائل زیادی باید لحاظ گردد. کیفیت پساب تولیدی، تغییرات کیفیت پساب در طول سال، تکنولوژی تصفیه، مسائل زیست محیطی، مسائل بهداشتی، مسائل شهری و زیبا سازی شهر، مسائل اقتصادی، مسائل اجتماعی، و تأثیر بر روی منابع اب و خاک، آبهای سطحی، آبهای زیر زمینی، خصوصیات فیزیکی، شیمایی، بیولوژیکی خاک و تاثیر بر خصوصیات کمی و کیفی گیاهان و کاربری پساب جهت استفاده‌های زراعی، باغی، فضای سبز، زینتی، جنگلی و مرتعی از جمله مسائلی که می‌بایست بطور دقیق مورد بررسی و کنکاش قرار گیرد. برای این مطالعات، اطلاع از تغییرات شیمیایی فصلی تصفیه خانه ها قدم اول محسوب می شود.

مواد و روشها

در استان اصفهان سه تصفیه خانه در جنوب، شمال وشمال غربی(شاهین شهر) کار تصفیه فاضلاب شهری جمع آوری شده را به عهده دارد. آزمایشگاه مستقر در شرکت آب و فاضلاب استان اصفهان نیز وظیفه تجزیه های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی پسابهای ورودی و خروجی از تصفیه خانه را به عهده دارد. آزمایشاتی که در پساب فاضلاب ورودی و خروجی اندازه گیری می شود عبارت اند از: BOD_5، COD، TSS، TDS، EC، pH، N، P، K، Cl، SO4، Cd، Cr، Co، Cu، Fe، Pb، Mn، Hg، Ni و Zn. نمونه های پساب ماهیانه یک روز در میان برداشت ومورد تجزیه قرار گرفته و حداقل در هر ماه ۱۵ نمونه تجزیه شده است(در بعضی موارد بیش از ۱۵ نمونه در ماه مورد تجزیه قرار گرفته است) میانگین فصلی داده ها با داشتن داده های روزهای ماه از سال ۱۳۷۸ لغایت ۱۳۸۳ محاسبه گردید. به این ترتیب برای محاسبه میانگین فصلی هر خصوصیت پساب، ۲۷۰ نمونه مورد تجزیه قرار گرفته است.

نتایج و بحث

جدول۱- برخی از خصوصیات بیوشیمیایی پساب تصفیه خانه های شهر اصفهان

نام تصفیه خانه	قصل	BOD5	COD	TSS	EC	pH	N	P	K	Cd	Cr	Ni	Pb
		mgl^{-1}			dSm^{-1}		mgl^{-1}						
جنوب	بهار	۵۶^{b}	۱۶۱^{b}	۱۰۵^{b}	۱٫۸^{b}	۷/۵^{ab}	۲۸^{c}	۲۱^{b}	۲۸a	۰/۰۱^{b}	۰/۰۱^{a}	۰/۰۱^{a}	۰/۰۲^{b}
	تابستان	۸۶^{a}	۱۷۰^{a}	۹۱b^{c}	۲/۴^{a}	۷/۶^{a}	۴۸^{a}	۲۷^{a}	۲۶^{a}	۰/۰۲^{a}	۰/۰۱^{a}	۰/۰۱^{a}	۰/۰۳^{bc}
	پاییز	۶۱^{ab}	۱۵۹^{b}	۱۱۲^{b}	۱/۶^{b}	۷/۴^{ab}	۲۹^{c}	۲۴^{a}	۲۱^{b}	۰/۰۱^{b}	۰/۰۱^{a}	۰/۰۱^{a}	۰/۰۲^{b}
	زمستان	۴۸^{c}	۱۲۲^{c}	۱۳۸^{a}	۰/۸^{c}	۷/۳^{b}	۱۵^{d}	۲۰^{b}	۲۷^{a}	۰/۰۲^{a}	۰/۰۱^{a}	۰/۰۱^{a}	۰/۰۱^{b}

شمال	بهار	۵۴^{b}	۱۵۸^{b}	۱۱۳^{b}	۱/۶^{b}	۷/۶^{a}	۲۶^{c}	۲۲^{b}	۲۲^{ab}	۰/۰۱^{b}	۰/۰۱^{a}	۰/۰۱^{a}	۰/۰۳^{bc}
	تابستان	۸۹^{a}	۱۸۹^{a}	۸۹^{c}	۲/۸^{a}	۷/۴^{ab}	۴۶^{a}	۲۶^{a}	۲۵^{b}	۰/۰۲^{a}	۰/۰۱^{a}	۰/۰۱^{a}	۰/۰۵^{a}
	پاییز	۵۸^{b}	۱۶۱^{b}	۱۰۸^{b}	۱/۵^{b}	۷/۷^{a}	۲۵^{c}	۲۱^{b}	۲۳^{ab}	۰/۰۱^{b}	۰/۰۱^{a}	۰/۰۱^{a}	۰/۰۳^{bc}
	زمستان	۴۳^{c}	۱۲۸^{c}	۱۴۱^{a}	۰/۷^{c}	۷/۶^{a}	۱۷^{dc}	۱۸^{bc}	۲۱^{b}	۰/۰۱^{b}	۰/۰۱^{a}	۰/۰۱^{a}	۰/۰۲^{b}
شاهین شهر	بهار	۴۸^{bc}	۸۰^{d}	۵۷^{d}	۲/۲^{ab}	۷/۴^{ab}	۱۸^{dc}	۱۵^{bc}	۲۲^{ab}	۰/۰۱^{b}	۰/۰۱^{a}	-	۰/۰۲^{b}
	تابستان	۶۴^{b}	۱۰۴^{dc}	۳۸^{e}	۳/۷^{a}	۷/۱^{b}	۳۸^{b}	۲۱^{b}	۲۵^{b}	۰/۰۱^{b}	۰/۰۱^{a}	-	۰/۰۴^{a}
	پاییز	۴۳^{c}	۸۵^{d}	۵۱^{d}	۲/۱^{ab}	۷/۵^{ab}	۱۵^{d}	۱۴^{bc}	۲۱^{b}	۰/۰۱^{b}	۰/۰۱^{a}	-	۰/۰۱^{b}
	زمستان	۳۲^{d}	۵۶^{e}	۷۹^{dc}	۱/۳^{bc}	۷/۳^{b}	۱۲^{d}	۱۱^{c}	۲۶^{a}	۰/۰۱^{b}	۰/۰۱^{a}	-	۰/۰۱^{b}

نتایج تجزیه شیمیایی پساب فاضلاب نشان داد که در هر سه تصفیه خانه میزان اکسیژن خواهی بیولوژیکی پنج روزه (BOD5) و میزان اکسیژن خواهی شیمیایی (COD) پساب در تابستان بیشترین و در زمستان کمترین بود. علت امر شاید یکی این باشد که در تابستان حجم آب کمتر و میزان نسبی مواد آلی موجود در پساب بیشتر بوده است (یعنی پساب غلیظ تر بوده است). ثانیاً در تابستان دمای پساب بالاتر و فعالیت میکروبی شدیدتر بوده است. مقادیر کمی BOD5 و COD خروجی در تصفیه خانه های شمال و جنوب تفاوتی را نشان نداد ولی این مقادیر بطور معنی داری از تصفیه خانه شاهین شهر بیشتر بود. شاید دلیل این تفاوت این باشد که تصفیه خانه شاهین شهر جدید تر بوده و سیستم تصفیه آن موثرتر و کاراتر عمل کرده است. کل مواد معلق جامد در هر سه تصفیه خانه در زمستان بیشتر است که احتمالاً به دلیل شسته شدن معابر و ورود بخشی از گل و لای به شبکه فاضلاب شهری بوده است. بطور کلی عناصر نیتروژن، فسفر، پتاسیم، کادمیم، کرم، نیکل، سرب، آهن، مس، روی و منگنز در تصفیه خانه شمال و جنوب مشابه بوده و از تصفیه خانه شاهین شهر بیشتر می باشند. نکته قابل نوجه اینکه پساب خروجی هم حاوی عناصر غذایی مثل نیتروژن، فسفر، پتاسیم، آهن، روی، مس، و منگنز می باشد که یک امتیاز برای پساب محسوب می شود و هم حاوی عناصر سنگین شامل کادمیم، کرم، نیکل و سرب است که می تواند خطرات زیست محیطی برای چرخه حیاط ایجاد نماید. بنابراین اولین مرحله در مصرف دراز مدت پساب فاضلاب شهری در بخش کشاورزی شناخت دقیق ترکیب شیمیایی خروجی پساب فاضلاب است و پیشنهاد می شود اثر دراز مدت مصرف پساب برخاک و محیط زیست جهت ارائه راهکارهای مدیریتی به سازمانهای محیط زیست، آب و فاضلاب، نیرو، جهادکشاورزی و بهداشت جهت بهره برداری اصولی و پایدار مورد پژوهش و کنکاش دقیق قرار گیرد.

منابع

[۱] صفری سنجانی. ع. ۱۳۷۴. پیامد آبیاری با پساب فاضلاب شهری بر برخی از ویژگیهای خاکهای ناحیه برخوار ، پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی ، دانشگاه صنعتی اصفهان.

[۲] صفری سنجانی ع. حاج رسولیها ش. ۱۳۷۹. ارزیابی کیفیت پساب تصفیه خانه فاضلاب شمال اصفهان برای کشاورزی. آب و فاضلاب. شماره ۳۳.

[۳] عابدی ج و همکاران ۱۳۸۰. آلودکی آبهای زیر زمینی منطقه اطراف تصفیه خانه شاهین شهر اصفهان. سومین کنفرانس هیدرولیک.

اثرات ضایعات لیموی آب برفراهمی عناصر کم مصرف و برخی خواص خاک

حسینعلی قرائی، علیرضا رضائی و ثمره قرایی

به ترتیب پژوهشیاران پژوهشکده فرایندهای تبدیمی و زیست محیطی فارس و دانشجوی کارشناسی ارشد باغبانی، دانشگاه آزاد اسلامی جهرم.

مقدمه

جهرم یکی از شهرستانهای مرکزی استان فارس در ۱۹۴ کیلومتری جنوب شرقی شیراز بین طول جغرافیایی' ۳۰و °۲۵ و عرض جغرافیایی' ۵۰'و °۵۰ و در۱۰۴۸ متری از سطح دریا قرار گرفته است. بر اساس آمار50 ساله حداکثر درجه حرارت °c۴۸ و حداقل °c۸ - و میزان متوسط بارندگی ۳۳ ساله ۲۶۶/۲ میلی متر بوده است . وسعت منطقه ۵۶۸۲ کیلومتر مربع می باشد که دارای ۶۵ هزار هکتار اراضی آبی است. از این مقدار ۲۴۰۰۰ هکتار زیر کشت باغات مختلف می باشد. جهرم دارای ۱۷ هزار هکتار مرکبات می باشد. تولید سالیانه مرکبات شامل پرتقال، لیموشیرین، نارنگی و لیموترش ۱۴۵ هزار تن می باشد.لیموترش تولید شده یا بصورت تازه وارد بازار شده یا پس از آبگیری بصورت آب لیموترش به فروش می رسد. متاسفانه آمار دقیقی از مقدار تولید و مقدار آبگیری شده وجود ندارد. بهرحال پس از آبگیری قسمت جامد لیموترش شامل پوست، و قسمت های گوشتی بعنوان ضایعات دور ریز می شود. کمبود آهن قابل استفاده در خاکهای جهرم به علت بالا بودن واکنش خاک از یک سو و قیمت سنگین کودهای کلاته مانند سکوسترین، از سوی دیگر سبب شد تا تحقیق حاضر انجام گیرد. هدف از این تحقیق اثر پودر پوست لیمو بر واکنش خاک وفراهمی عناصر فسفر، آهن، روی، مس، منگنز مورد می باشد. چنانچه تاثیر آن مثبت باشد باید تحقیقات دیگری روی گیاه و خاک انجام گیرد و سپس با عصاره گیری از پوست لیمو و تجزیه های شیمیایی شاید بتوان بنیانهای شبیه بنیان کلاتها استخراج نمود و سپس با افزودن عناصر کم مصرف به آن بتوان جایگزینی برای کلاتها پیدا نمود و این خود مستلزم تحقیقات پردامنه داری است.

مواد و روشها

برای رسیدن به اهداف این تحقیق ابتدا حدود ۲۰ کیلوگرم خاک از منطقه جهرم از یک باغ مرکبات تهیه شد. برای تهیه نمونه از عمق زراعی ۴۰-۰ سانتی متری و از چند نقطه باغ نمونه گیری بعمل آمد و نمونه ها کاملاً مخلوط گردید.. پس از حمل خاکها به آزمایشگاه نمونه ها را در هوای آزاد خشک گردید و از الک ۲ میلی متری عبور داده شد و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاکهای مذکور اندازه گیری شد. برای تهیه پودر پوست لیمو، ابتدا پوست لیموهای آب گرفته شده تهیه و در آون در درجه حرارت °c ۷۰ خشک گردید. پس از خشک شدن نمونه های آسیاب شد. از یک طرح آماری بلوکهای تصادفی با چهار تکرار استفاده شد. برای این منظور در ظروف پلی اتیلن ۴۰۰ سی سی حدود ۱۶۰ گرم خاک با پودر پوست لیمو مخلوط گردید. فاکتورها عبارت بودند از مخلوط نسبتهای پودر پوست لیمو و خاک شامل صفر، ۱۰۰، ۲۰۰، ۴۰۰، ۸۰۰ و ۱۶۰۰ قسمت در میلیون و زمان قرار دادن در اینکوباتور شامل صفر، ۲، ۴، ۸ و ۱۶ هفته بعد از افزودن پودر پوست لیمو بخاک بود. سپس لیوانهای محتوی خاک تیمار شده را بطور تصادفی در اینکوباتور قرار داده و درجه حرارت روی °c۳۰-۲۷ تنظیم شد و در تمام مدت آزمایش ثابت و با آب مقطر رطوبت خاک در حد ظرفیت مزرعه نگه داشته شد و حد ظرفیت مزرعه در خاک با استفاده از سلول فشاری تعیین و نقطه پژمردگی با استفاده از جدول بدست آمد. سپس در زمانهای صفر، ۲، ۴، ۸ و ۱۶ تیمارهای یاد شده از اینکوباتور خارج و نمونه در هوای آزاد خشک و آزمونهای فیزیکی و شیمیائی انجام شدجدول ۱.

جدول ۱- خواص خاک

pH	CCE	OM	Texture	Zn	Cu	Fe	Mn
	%			(PPM)			
7.8	66	0.6	Silty clay loam	1.90	0.56	4.20	14.6

نتایج و بحث

نتایج (جدول ۲) نشان می دهد که زمان ماندن در انکوباتور و مقدار ضایعات لیمو باعث کاهش واکنش خاک و افزایش فراهمی آهن،روی،مس ، منگنز و ماده آلی خاک شده است ولی روی کربنات کلسیم معادل اثر معنی دار نداشته است.

زمان ماندن در انکوباتور ابتدا فسفر را کاهش و سپس افزایش داده است اما با افزایش مقدار ضایعات لیمو میزان فسفر افزایش داشته و معنی دار بوده است.

جدول ۲- تاثیر مقدار و زمان افزودن ضایعات لیموی آب بربرخی خواص خاک

OM	CCE	Cu	Zn	Mn	Fe	P	pH	تیمار
(%)		(PPM)						زمان(هفته)
1.90b	65.9a	0.555b	2.88d	15.02c	4.07d	448a	7.87a	۰
2.06b	67.6a	0.637b	3.16d	16.64c	11.94c	339b	7.82a	۲
2.10a	69.2a	0.754a	4.00c	17.48c	15.56b	259c	7.75a	۴
2.13a	67.0a	0.755a	6.77b	20.97b	16.83ab	333b	7.57b	۸
2.24a	63.0a	0.835a	8.40a	22.28a	18.31a	347b	7.41b	۱۶
								غلظت(پی پی ام)
1.65b	66.9a	0.546b	4.29b	17.19c	5.39d	336b	7.81a	۰
1.98b	65.7a	0.705a	4.61b	19.77bc	11.62c	336b	7.80a	۱۰۰
2.14a	69.7a	0.710a	4.9ab	20.98b	12.48c	336b	7.72ab	۲۰۰
2.18a	69.9a	0.717a	5.15ab	24.16a	13.26c	347b	7.66ab	۴۰۰
2.21a	67.9a	0.762a	5.15ab	26.01a	16.42b	371a	7.60bc	۸۰۰
2.36a	69.6a	0.803a	6.15a	26.76a	20.89a	376a	7.53c	۱۶۰۰

منابع

[1] Khan,M.I.A. and J. Ryan.1978 .Manganese availability in calcareous soils of Lebanon.Agron.J.70:411-414.

[2] Lindsay,W.L. and W.A.Norvell.1978.Development of DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper.Soil Sci. Sco. Amer. J. 42:421-428.

[3] Miller,R.H.1974.Factor affecting the decomposition of an anaerobically digested sewage slude in soil.J.ENVIRON.Qual.3:376-380.

[4] Bloomfield,C. and G. Pruden.1975.The effect of aerobic and anaerobic incubation on exchangeabilities of heavy metals in digested sewage sludge.Environ.Pollut.8:217-232.

بررسی معادلات سینتیک آزاد شدن فسفر در دو نوع خاک تحت کشت گندم

سعید صفیرزاده و مصطفی چرم

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و استادیار گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز.
s_safirzade@ yahoo.com

مقدمه

فسفر بعد از ازت مهمترین عنصر غذایی مورد نیاز گیاه است (۲) . اتکینز دو انگیزه مهم را برای بررسی مطالعات سینتیکی بیان می کند . ۱- واکنش ها با چه سرعتی به تعادل می رسند ، و ۲- پیش بینی مکانیزم واکنش (۴) . اهمیت سرعت آزاد شدن فسفر از خاک در فراهمی فسفر برای محصولات مختلف در بررسی های مختلفی گزارش شده است. مطالعات سینتیک های آزاد شدن فسفر از خاک یا اجزا تشکیل دهنده خاک در ارزیابی تحرک فسفر خاک در اکوسیستمهای کشاورزی مهم است (۳) . واکنش های جذب فسفات و نگهداری آن در خاکها از جنبه تغذیه گیاه و کارآیی استفاده کود مهم می باشد (۱) . در بررسی های مختلفی که روی آزاد شدن فسفر انجام شده نشان می دهد که یک آزاد شدن سریع اولیه وجود دارد که با یک واکنش آهسته ادامه می یابد (۱،۳) . هدف این تحقیق بررسی اثر میزان مصرف کود فسفره و تاثیری که کود دهی قبلی در واجذب فسفر از خاک دارد و استفاده از معادلات سینتیکی جهت توصیف آزاد شدن فسفر در خاکهای مورد مطالعه بود .

مواد و روشها

دو نمونه خاک سطحی (cm ۱۰-۰) از خاک کشت شده و خاک کشت نشده از نوار حاشیه مزرعه که چند سال در آن کشت و کار انجام نشده است از مزرعه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز انتخاب شده اند. خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاکها با استفاده از روش های استاندارد در آزمایشگاه تعیین شدند . سپس خاک های درون گلدان های پلاستیکی ریخته شدند و بذر گندم (رقم چمران) در گلدانها کشت شدند . بعد از جوانه زنی گیاه سه سطح فسفر صفر ، ۷۵ و ۱۵۰ پی پی ام از نمک KH_2PO_4 به گلدانها اضافه شد . پس از ۴ هفته بعد از اضافه کردن فسفر به گلدانها نمونه برداری انجام شد . به منظور بررسی سینتیکی ، ۴ گرم از نمونه خاک در ظرف شیشه ای قرار داده شد و ۴۰ میلی لیتر بی کربنات سدیم با $pH = ۸/۵$ به آن اضافه شد . مطالعه در بازه زمانی ۱ تا ۵۰۴ ساعت انجام شد . بعد از پایان هر دوره سوسپانسیون صاف و غلظت فسفر به روش اسکوربیک اسید تعیین شد . معادلات سینتیکی استفاده شده در این تحقیق عبارتند از : معادله مرتبه اول ، تابع توان ، انتشار پارابولیک و الوویچ ساده شده که داده ها با این معادلات برازش شده اند و ضرائب معادلات مشخص شدند .

نتایج و بحث

نتایج تجزیه واریانس در سطح ۹۹٪ نشان می دهد که افزایش میزان فسفر اثر معنی داری را در آزاد کردن فسفر از خاک دارد . همچنین نوع خاک از نظر کشت و کار نیز تاثیر معنی داری در آزاد کردن فسفر دارد به این ترتیب که خاک کشت شده تاثیر بیشتری را نسبت به خاک کشت نشده نشان می دهد . بررسی روند سینتیکی نشان داد که ، یک آزاد شدن سریع اولیه (در زمان ۷۲ساعت) و یک مرحله آهسته بعد از ۷۲ ساعت تا ۵۰۴ ساعت ادامه می یابد . ضرائب سرعت معادلات مختلف در جدول (۱) آورده شده است . براساس بیشترین مقدار ضریب همبستگی و کمترین مقدار اشتباه استاندارد برآورد شده ، در خاک کشت شده معادلات الوویچ ساده شده ، تابع توان و بعد از آن انتشار پارابولیک و برای خاک کشت نشده معادلات تابع توان ، الوویچ ساده شده و بعد از آن انتشار پارابولیک بهتر قادر به توصیف داده های آزاد شدن فسفر از خاک بودند.

جدول ۱- ضرائب سرعت و ضرائب همبستگی برای معادلات سینتیکی

نوع خاک	سطوح فسفر	الوویچ $Q_t = (1/\beta) \ln (\alpha\beta) + (1/\beta)\ln t$			تابع توان $\ln Q_t = \ln a + b \ln t$			انتشارپارابولیک $Q_t / Q_0 = R\, t^{1/2} +$ constant		مرتبه اول $\ln (P_0 - P_t) = \ln P_0 - k_d . t$	
		α	β	r^2	a	b	r^2	R	r^2	k_d	r^2
S_1	۰	۵۰/۴	۰/۱۸	۹۵/۵	۱۵/۴۹	۰/۱۹	۹۸/۹	۰/۰۳	۹۱/۹	۰/۰۰۰۹	۸۳/۴
	۷۵	۴۵/۱۵	۰/۱۶	۹۰/۹	۱۶/۷۸	۰/۱۹	۹۷/۳	۰/۰۳	۹۴/۲	۰/۰۰۱	۸۴/۷
	۱۵۰	۸۱/۴۵	۰/۱۶	۹۹	۱۸/۱۷	۰/۱۹	۹۸	۰/۰۳	۸۴/۸	۰/۰۰۰۹	۷۲/۸
S_2	۰	۱۱/۰۲	۰/۱۷	۹۴	۸	۰/۲۸	۹۹	۰/۰۴	۹۳/۲	۰/۰۰۰۸	۸۰/۵
	۷۵	۲۳/۸۱	۰/۱۷	۹۸/۴	۱۰/۹۱	۰/۲۴	۹۷/۸	۰/۰۳	۸۹/۶	۰/۰۰۰۸	۸۱/۷
	۱۵۰	۳۰/۸۸	۰/۱۸	۹۲/۷	۱۲/۹۴	۰/۲	۹۸/۵	۰/۰۳	۹۴	۰/۰۰۰۸	۸۳

S_1: خاک کشت شده

S_2: خاک کشت نشده

بررسی ضرائب سرعت معادلات دارای همبستگی زیاد با داده ها نشان می دهد که سرعت آزاد شدن فسفر از خاک کشت شده بیشتر از خاک کشت نشده است . این نتایج نیز تائیدی است بر این که با مصرف کود فسفره ، میزان ظرفیت تثبیت خاک کاهش می یابد و فسفر می تواند نسبتاً به مقدار بیشتری در دسترس گیاه قرار گیرد .

در بررسی که شریعتمداری و همکاران (۲۰۰۶) در خاکهای مناطق خشک و نیمه خشک انجام دادند نیز نشان داده شد که داده های سینتیکی آزاد شدن فسفر بهتر توسط معادله الوویچ ساده شده توضیح داده شدند و پس از آن معادلات تابع توان، انتشار پارابولیک و مرتبه اول با داده‌های آزادشدن فسفر وابسته به زمان برازش داده شده بودند(۳).

منابع

[۱] حسین پور، ع. و ف. بیابانکی. ۱۳۸۵. مطالعه سینتیک آزاد شدن فسفر در شماری از خاکهای همدان. نهمین کنگره علوم خاک ایران.

[۲] سالاردینی، ع. ا. ۱۳۷۴. حاصلخیزی خاک. انتشارات دانشگاه تهران.

[3] Shariatmadari, H., M. Shirvani, and A. Jafari. 2006. Phosphorus release kinetics and availability in calcareous soils of selected arid and semiarid toposequence. Geoderma. 132 : 261 – 272 .

[4] Sparks, D. L. 1986. Kinetics reaction in pure and in mixed system. n: Sparks, D. L. (ed). Soil physical chemistry. CRC Press.

مطالعه تاثیرات سطوح کود فسفره و کود حیوانی در سینتیک واجذبی فسفر در خاک

سعید صفیرزاده، مصطفی چرم و عبدالامیر معزی

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و استادیاران گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز.
s_safirzade@yahoo.com

مقدمه

مقادیر معمولاً کوچک فسفر در خاکها و گرایش آن به واکنش با اجزاء تشکیل دهنده خاک و تولید ترکیباتی نسبتاً غیر محلول و در نتیجه غیر قابل جذب برای گیاه ، فسفر را در زمینه حاصلخیزی خاک بسیار مهم می سازد(۲). بسیاری از فرآیندهای شیمیایی خاک تابع زمان هستند . برای شناخت کامل بر هم کنشهای دینامیکی عناصر غذایی مورد نیاز گیاه به ویژه فسفر با خاک و نیز به منظور پیش بینی سرنوشت آنها در طول زمان ، آگاهی یافتن از سینتیک این واکنشها حائز اهمیت است (۱) . سرنوشت فسفر استفاده شده بعد از تعادل آن بین فازهای جامد و محلول عمدتاً توسط سرعت بر هم کنش فسفر با ذرات خاک تحت تاثیر قرار می گیرد (۵) . بسیاری از مطالعات سینتیکی واجذب فسفر از خاکها با هدف توصیف فراهمی فسفر برای ریشه های گیاه بوده است (۴) .

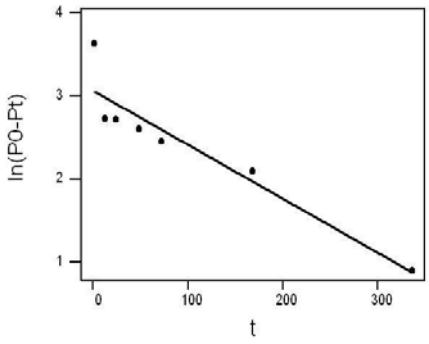
تاکنون محققین زیادی مطالعات سینتیک واجذب فسفر در خاک و استفاده از معادلات سینتیکی را برای توصیف آزاد شدن فسفر از خاک بکار گرفته اند . هدف از این تحقیق ، مطالعه اثرات کود فسفره و کود حیوانی همراه با کشت گندم در واجذب فسفر از خاک و استفاده از معادلات سینتیکی جهت توصیف آزاد شدن فسفر در خاک مورد مطالعه بود.

مواد و روشها

به منظور انجام آزمایش نمونه خاک سطحی (۱۰ cm – ۰) از مزرعه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز انتخاب شدند . سپس خاکها در گلدانهای پلاستیکی قرار داده شد . کود حیوانی به مقادیر صفر و ۵۰ تن در هکتار دو هفته قبل از کشت بذر با خاک درون گلدانها مخلوط شد . پس از این مدت تعداد ده عدد بذر گندم (رقم چمران) در گلدانها کشت شد و مقادیر فسفر صفر ، ۷۵ و ۱۵۰ پی پی ام از نمک KH_2PO_4 به خاک درون گلدانها اضافه شد . ۵ هفته پس از کشت بذور ، نمونه برداری از گلدانها انجام شد . برای مطالعه سینتیکی ، یک نسبت ۱:۱۰ (۴ گرم خاک : ۴۰ میلی لیتر بی کربنات سدیم ، pH = ۸/۵) تهیه شد و آزمایش در بازه زمانی ۱ تا ۵۰۴ ساعت انجام شد . بعد از پایان هر دوره سوسپانسیون صاف و غلظت فسفر به روش اسکوربیک اسید تعیین شد . معادلات سینتیکی استفاده شده در این تحقیق عبارتند از : معادله مرتبه اول ، تابع توان ، انتشار پارابولیک و الوویچ ساده شده که سپس داده های واجذب فسفر با این معادلات برازش داده شدند و ضرائب معادلات مشخص شدند.

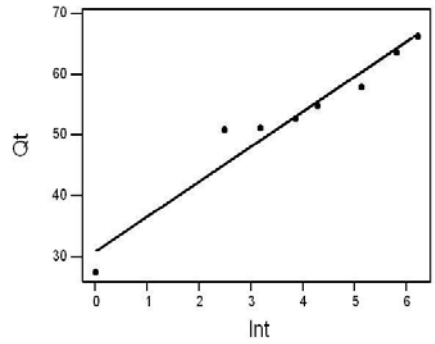
نتایج و بحث

نتایج تجزیه واریانس نشان می دهد که با افزایش میزان فسفر و نیز کود حیوانی ، آزاد شدن فسفر افزایش می یابد . هم چنین با بررسی تاثیر متقابل کود فسفر و کود حیوانی نشان می دهد که سطح صفر فسفر در خاک کود حیوانی داده شده تاثیر بیشتری را نسبت به دو سطح دیگر فسفر در خاک کود حیوانی داده نشده در آزاد کردن فسفر از خاک دارد. آزاد شدن فسفر از خاک در ابتدا سریع بود که با یک واکنش آهسته تر تا ۵۰۴ ساعت ادامه داشت . واکنش سریع به انحلال ترکیبات فسفات کلسیم بی شکل نسبت داده شده است و واکنش آهسته به انحلال هیدروکسی آپاتیت کلسیم نسبت داده شده است (۳). داده ها با معادله الوویچ ساده شده، تابع توان، مرتبه اول و انتشار پارابولیک برازش داده شدند. بر اساس نتایج بدست آمده، معادله الوویچ ساده شده، تابع توان و معادله انتشار پارابولیک به ترتیب بیشترین مقدار ضریب همبستگی و کمترین مقدار اشتباه استاندارد برآورد را دارا بودند.



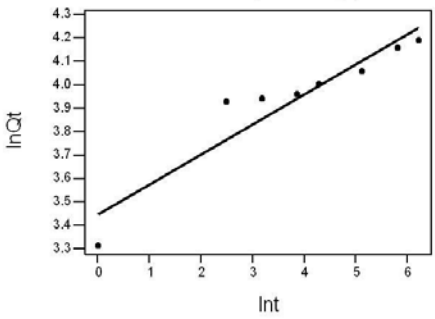
$Ln(P_0 - P_t) = \ln P_0 - k_d \cdot t$

برازش داده ها با معادله مرتبه اول



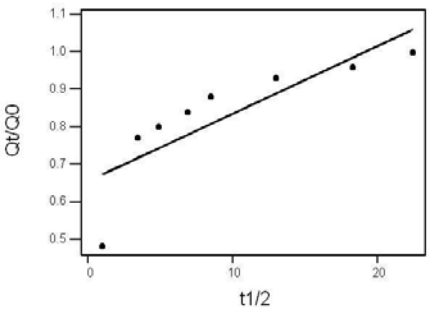
$Q_t = (1/\beta)\ln(\alpha\beta) + (1/\beta)\ln t$

برازش داده ها با معادله الوویچ



$Ln\ Q_t = \ln a + b \ln t$

برازش داده ها با معادله تابع توان



$Q_t / Q_0 = R\ t^{1/2} + constant$

برازش داده ها با معادله انتشار پارابولیک

در تحقیقی که تور و باهل (۱۹۹۹) انجام دادند نیز سینتیکهای آزاد شدن فسفر بهتر توسط معادله سینتیکی الوویچ توضیح داده شدند و پس از آن معادله انتشار پارابولیک قادر به توصیف داده ها بود. همچنین در این بررسی نیز ثابتهای سرعت معادله الوویچ و انتشار پارابولیک با افزایش میزان کود فسفر افزایش یافته اند.

منابع

[۱] اوستان، ش. ۱۳۸۳(مترجم). شیمی خاک با نگرش زیست محیطی. انتشارات دانشگاه تبریز.

[۲] ملکوتی، م. ج و س. ع. ریاضی همدانی. ۱۳۷۰(مترجم). کودها و حاصلخیزی خاک. مرکز نشر دانشگاهی، تهران.

[3] Evans, R. L., and J. J. Jurinak. 1976. Kinetics of phosphorus release from a desert soil. Soil Science. 121 : 205 – 211 .

[4] Sharpley, N. A., L. R. Ahuja, M. Yamamoto, and R. G. Menzel. 1981. The kinetics of phosphorus desorption from soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 45 : 493 – 496 .

[5] Toor, G. S., and G. S. Bahl. 1999. Kinetics of phosphorus desorption from different soil as influenced by application of poultry manure and fertilizer phosphorus and its uptake by soybean. Bioresource Technology. 69 : 117 – 121 .

بررسی شکلهای مختلف پتاسیم و ارتباط آنها با بعضی ویژگی های شیمیایی و فیزیکی خاکهای استان فارس

نگار نیرومند حسینی و منوچهر مفتون

به ترتیب عضو هیات علمی موسسه خاک وآب و استاد بخش خاک و آب دانشگاه شیراز.
negarniroomand @yahoo.com

مقدمه

تجزیه های شیمیایی خاک نشان می دهد که پتاسیم به شکلهای مختلفی در خاک وجود دارد. به طور کلی ۹۰ تا ۹۸ درصد کل پتاسیم خاک به شکل غیر قابل دسترس، ۱ تا ۱۰ درصد به کندی قابل دسترس و ۰/۱ تا ۲ درصد آن به سرعت قابل دسترس می باشد. پتاسیم محلول و تبادلی خیلی سریع با هم به تعادل می رسند در حالیکه تعادل بین پتاسیم ساختمانی و پتاسیم تثبیت شده با پتاسیم تبادلی و محلول به کندی حاصل می گردد(۲).این تحقیق جهت بررسی وضعیت شکلهای مختلف پتاسیم و ارتباط آنها با بعضی ویژگی های شیمیایی و فیزیکی خاکهای استان فارس انجام گرفت.

مواد و روشها

بر اساس نقشه‌ها و گزارش‌های خاکشناسی استان فارس تعدادی نمونه خاک از عمق سطحی خاک (۰ تا ۳۰ سانتیمتری) از اراضی زراعی نقاط مختلف این استان و از سری‌های عمده جمع‌آوری گردید. پس از خشک کردن در هوا و عبور از الک ۲ میلیمتری، پتاسیم قابل استفاده بوسیله استات آمونیوم نرمال‌خنثی ، پ هاش در خمیر اشباع گنجایش تبادل کاتیونی به روش استات سدیم، کربنات کلسیم معادل با استفاده از اسید کلریدریک، تجزیه مکانیکی به روش هیدرومتر و مادهٔ آلی با روش واکی و بلاک تعیین گردید. آنگاه ۲۵ سری خاک که از نظر پتاسیم قابل دسترس گیاه و ویژگی های فیزیکی و شیمیایی دارای گسترهٔ وسیعی بودند، انتخاب شدند. جهت تعیین شکلهای مختلف پتاسیم از آب مقطر، استات آمونیوم و اسید نیتریک استفاده گردید.پتاسیم تبادلی از تفاضل پتاسیم استخراج شده با استات آمونیوم و آب مقطر و پتاسیم غیر تبادلی از تفاضل پتاسیم استخراج شده با اسید نیتریک و استات آمونیوم بدست آمد. غلظت پتاسیم با دستگاه شعله سنجی اندازه گیری و سپس با استفاده از نرم افزار رایانه‌ای SPSS معادله های رگرسیون بین شکلهای مختلف پتاسیم و ویژگی های خاک بدست آمد.ازمایشات گلخانه ای به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملا تصادفی در دو مرحله رشد رویشی و زایشی گیاه گندم انجام پذیرفت.

نتایج و بحث

دامنه و میانگین مقادیر شکلهای مختلف پتاسیم در خاکهای مورد مطالعه در جدول ۱ ارائه شده است. همانطور که مشاهده می شود میانگین پتاسیم محلول ۲۵,۳ ، میانگین پتاسیم تبادلی ۲۰۱,۳ و میانگین پتاسیم غیر تبادلی ۷۲,۳۳ می باشد. به گزارش هبی و همکاران (۱) در آمریکا و کانادا تخمینی از پتاسیم تبادلی که معمولا شامل پتاسیم محلول خاک نیز می گردد، به عنوان شاخص استاندارد پتاسیم قابل استفاده محسوب می شود.به عقیده منگل (۳) در خاکهای حاوی رسهای قابل انبساط اسمکتایت و ورمیکولیت منبع اصلی تامین پتاسیم مورد نیاز گیاه، پتاسیم تبادلی است و پتاسیم غیر تبادلی در این خاکها سهم کوچکی در جذب پتاسیم توسط گیاه به عهده دارد.با مقایسه نتایج بدست آمده با گروه بندی خاکها از نظر پتاسیم بین لایه ای خاک که توسط ماستشر (۴) ارایه شده،میزان پتاسیم غیر تبادلی خاکهای مورد تحقیق در گروه خیلی کم قرار می گیرند این امر نشان دهنده کمبود ذخیره پتاسیم در خاکهای مورد مطالعه می باشد. در معادله های رگرسیونی بدست آمده، بین شکلهای مختلف پتاسیم و ویژگی های خاک، پتاسیم محلول خاک ها بیشتر تحت تاثیر هدایت الکتریکی قرارگرفته است به طوریکه ۲۲ درصد از تغیرات آن به کمک این ویژگی توجیه می شود. همچنین به احتمال ۵۴ درصد تغییرات پتاسیم تبادلی تحت تاثیر گنجایش تبادل

کاتیونی قرار می گیرد و تنها عامل موثر بر پتاسیم غیر تبادلی کربنات کلسیم معادل می باشد:

K(sol.)=41.67-19.91EC R^2=0.22*
K(exch.)=-48.29+15.41CEC R^2=0.54***
K(non.exch.)=213.91-2.66 CCE R^2=0.38**

جدول ۱- دامنه و میانگین شکلهای مختلف پتاسیم در بعضی از خاکهای استان فارس (میلی گرم بر کیلوگرم) خاک

	پتاسیم محلول (آب مقطر)	پتاسیم قابل استخراج با استات آمونیوم	پتاسیم تبادلی	پتاسیم قابل استخراج با اسید نیتریک	پتاسیم غیر تبادلی
دامنه	۶/۴	۷۰	۶۰/۸	۱۳۳	۱۵
	۷۴	۶۰۰	۵۲۶	۷۳۰	۱۸۳
میانگین	۲۵/۳	۲۱۹/۳	۲۰۱/۳۳	۲۸۸/۱۶	۷۲/۳۳

اگر مقدار پتاسیم استخراجی از استات آمونیوم به عنوان معیاری از پتاسیم قابل جذب گیاه قرار گیرد، به کمک گنجایش تبادل کاتیونی می توان ۵۰ درصد از تغییرات را پیش بینی کرد. این امر نشان دهنده آن است که بخش رس و ماده آلی خاک از منابع اصلی نگهدارنده پتاسیم قابل استفاده گیاه می باشند (۵).

K(aval.)=-41.57+16.59 CEC R^2=0.50***

منابع

[1] Haby, V.A., M.P. Russelle, and Eearl O. Skogley. 1990. testing soils for potassium, calcium, and magnesium. P. 181-227. In: R.L. Weserman (ed.) Soil Testing and Plant Analysis. Third edition. Soil Sci. Soc. Am. Inc. Madison,WI., USA.

[2] Havlin, J.L., and D.G. Westfall. 1985. Potassium release kinetics and plant response in calcareous soils. Soil Sci. Soc. Am. J.46:366-370.

[3] Mengel, K.I.,and K. Uhlenbecker. 1993. Determination of available interlayer potassium and its uptake by reyegrass. Soil Sci. Soc. Am. J. 57:761-766.

[4] Mustcher, H. 1995. Extraction with sodium tetraphenylboron. P. 45-47. *In* Measurement and assessment of soil potassium Int. Potash Inst. Basel, Switzerland.

[5] Singh, Y. P., M. Singh, and P. Singh. 1985. Forms of soil potassium in western part of Haryana. J. Indian Soc. Soil Sci. 33: 284-291.

ارزیابی پتانسیل ضریب انتقال عنصر سرب در برخی از گونه های گیاهی منطقه ایرانکوه اصفهان در پاکسازی خاکهای آلوده به عنصر سرب

فرزاد شنبه دستجردی، محمود متین و محمد رضا یزدانی

کارشناسان مرکز تحقیقات جهاد و کشاورزی استان اصفهان.

مقدمه

امروزه در سراسر جهان صنعت و فناوری با سرعتی روز افزون به پیشرفت خود ادامه می دهد اما در این راستا مشکلات و مسائلی ایجاد می شود که مستقیم یا غیر مستقیم، خواسته یا ناخواسته، معلول این پیشرفت ها هستند۰(۱). از جمله این مشکلات می توان به آلودگی های زیست محیطی ناشی از فعالیتهای کارخانه های ذوب فلز و همچنین کارخانه های استخراج عناصر را نام برد.

یکی از روشهای مناسب جهت پاکسازی محیط زیست گیاه پالائی است(۵و۳). در این روش ازگونه های گیاهی که قادر به انباشته کردن غلظتهای بالائی از عناصر در اندامهای خود باشند به عنوان گیاهان فراانباشت کننده معرفی می شوند استفاده می گردد.(۲و۳و۶). گونه های فراانباشت کننده باید بیومس بالائی داشته، سرعت رشد مناسب و همچنین بردباری بالایی در برابر غلظتهای بالای عنصر را نیز داشته باشند. این گونه های گیاهی باید توانائی انتقال عناصر را از اندام زیر زمینی به اندام هوائی (فاکتور انتقال) در سطح بالائی داشته باشند(۷و۱۰)یکی از مباحث مهم در بحث پالایش خاکهای آلوده در بحث گیاه پالایی فاکتور انتقال عنصر از اندام زیرزمینی به اندام هوائی می باشد. معدن سرب وروی یاما که در ۲۰ کیلومتری جنوب غربی اصفهان واقع گشته است رویشگاه گیاهی خاصی را به وجود آورده است که مناسب جهت ارزیابی گیاهان بومی این منطقه جهت پالایش خاکهای آلوده به عناصر معدنی می باشد. هدف از این بررسی ارزیابی گیاهان مرتعی و بومی این منطقه در یک جایگاه با درجه آلودگی شدید از نظر عنصر سرب می باشد. بدین منظور حداکثر گونه گیاهی در یک جایگاه با درجه آلودگی شدید در سه تکرار در قالب طرح کاملاً تصادفی انتخاب و به مطالعه زیست انباشتگی عنصر سرب در اندام هوائی وزیرزمینی آنها و همچنین فاکتور انتقال عنصر سرب پرداخته گردید.

مواد و روشها

این تحقیق در معدن روی و روی با ما که در ۲۰ کیلومتری جنوب غربی اصفهان واقع گشته است صورت پذیرفت. در این بررسی ۲۳ گونه گیاهی از ۱۳ خانواده گیاهی انتخاب و در سه تکرار برداشت گردید. نمونه های گیاهی پس از انتقال به آزمایشگاه و شستشو با اسید کلریدریک ۰/۰۱ نرمال و آب مقطر اندام هوائی و زیر زمینی جدا گشت. سپس نمونه ها در آون در ۷۰ درجه سانتی گراد به مدت ۴۸ ساعت قرار داده شد.نمونه های گیاهی نیز بیش از خشک شدن آسیاب شد و عنصر سرب در اندام هوائی و زیر زمینی به صورت جداگانه اندازه گیری شد. هضم نمونه ها به روش اکسیداسیون تر توسط اسید نیتریک و اسید کلریدریک و آب اکسیژنه صورت پذیرفت. سپس روی نمونه های گیاهی توسط دستگاه جذب اتمی پرکسین اسم رمدل ۲۰۰ اندازه گیری گردید (۱۵).

نتایج و بحث

زیست انباشتگی سرب در اندام هوایی گیاهان مورد بررسی تفاوت معنی داری را در پایه آماری یک درصد نشان داد.مقایسه میانگین ها نشان داد که بین گیاهان مورد بررسی از نظر زیست انباشتگی سرب در اندام هوایی، گونه‌های *ابنوس استلاتا*، *آکانتولیمون و گونه آستار گالوس گلوکانتوس* بیشترین انباشتگی سرب را در اندام هوایی نشان دادند گونه های مذکور به نوعی کمترین زیست انباشتگی سرب را در اندام زیر زمینی نشان دادند

یکی از فاکتورهای مهم در بحث گیاه پالایی عناصر سنگین و به ویژه عصاره کشی گیاهی فاکتور انتقال می باشد که به این منظور جدول ۱ نسبت غلظت روی در اندام هوایی به زیر زمینی گیاهان مورد بررسی را نشان می دهد.

جدول۱- فاکتور انتقال عنصر سرب در گونه های گیاهی بررسی شده

گونه گیاهی	فاکتور انتقال
Astragalus glaucanthus	۴/۸۸
sp Acantholimon	۳/۵۸
Ebenus stellata	۳/۱۸
inflata stachys	۲/۱۱
Acantho pphyllum Sp	۲/۰۳
siebri Artemisia	۱/۶۹
oxylobum Glausium	۱/۳۴
barbata Stipa	۲/۳۱
Teucrium polium	۱/۰۲
inrten Ziziphora	۱/۰۱
bracteatum Alyssum	۰/۹۶
Kali Salsola	۱/۳۴
gaubae Centeaurea	۰/۵۶
orientalis Scariola	۰/۵۳
pendulum Hypecum	۰/۴۹
Scrophularia sp	۰/۴۷
bangei Eryngium	۰/۴۲
glaucus Senicio	۰/۳۷
Boissieri sequarrosa	۰/۱۵
Euphorbia sp	۰/۲۹
Bromus tectoroum	۰/۲۶
Ephedra sp	۲/۴۳
Cousinia cylindracea	۰/۱۶

در بحث گیاه پالایی عناصر سنگین و به ویژه عصاره کشی گیاهی گونه های مناسب می باشند که بردباری بالایی در برابر غلظت بالای فلزهای سنگین داشته، سرعت رشد بالا، هوایی بالا، سیستم ریشه ای قوی و همچنین فاکتور انتقال بالایی داشته تا بتواند سطوح بالایی از فلزها را در اندامهای قابل رویت انباشته کند.با توجه به این موضوع گونه های مورد بررسی در این تحقیق که به نوعی بیشترین زیست انباشتیگی سرب را درا ندام هوایی نشان دادند، کمترین انباشتگی سرب را در اندامهای زیر زمینی نشان دادند.همچنین با توجه به جدول ۱ که به مقایسه فاکتور انتقال سرب از اندام زیر زمینی به اندامهای هوایی گیاهان مورد بررسی پرداخته است گونه هایی که به نوعی بیشترین زیست انباشتگی سرب را در اندام هوایی نشان داده اند دارای بیشترین فاکتور انتقال نیز بودند. با توجه به اینکه موضوع و همچنین فاکتورهای مهم در بحث گیاه پالایی عناصر سنگین که در قبل توضیح داده شد گونه های *Astragalus,glaucanthous* ، *Ebenus stelata* و *Acantholimon sp* با ضریب انتقال ۴/۸۸ ، ۳/۱۸ و۳/۵۸ به ترتیب بیشترین انتقال عنصر روی را از اندام زیرزمینی به اندام هوائی داشته و گونه هائی مناسب جهت بررسی های بعدی در بحث گیاه پالائی عناصر می باشند.

منابع

[۱] حاتمیان زارعی، ا.۱۳۷۹. زیست سالم سازی خاک‌های آلوه به هیدروکربن‌ها (آروماتیک و جذب حلقه‌ای)، پایان‌نامه کارشناسی ارشد دانشگاه تربین مدرس.

[2] Andrson, T., 1997. “Development of phytoremediation handbook: consideration for enhancing microbial degradation in the rhizosphere”.CRC Press.

[3] Assuncao, A. G. L., Schat, H. and Aarts, M. G. M., 2003. “Thlaspi caerulescens, an attractive model species to study heavy metal hyperaccumulation in plant”. New Phtologist. 154: 351-360.

[4] Baker, A. J. M., R. D. Reves. and S. P. Mcgrath., 1991. *"In situ decontamination of heavy metal polluted soils using crops of metal- accumulating plants- a fasibility study"*. In situ bioreclamation, eds. R.E. Hinchee and R. F. Olfenbuttel, PP 539- 544, Butterworth- Heinemann, Stoneham, MA.

[5] Blaylock. M. J., J. Michael, D. E. Salt, E. D avid, S. Duchenkov, D. Burt and Y. Raskin., 1997. *"Indian mustard as hyperaccumulator in soil*." Environmental Science and Technology. 31: 866-871.

[6] Choney, R. L., Y. M. Li, J. S, Angle., A. J.M, Bader., R. D, Reeres., S. C, Brown., F. A, Homer., M, Malik., M,Chin., 1999. "Improving metal hyperaccumulator wild plant to develop commerical phytoextraction systems: Approach and progress in phytoremediation of contaminates soil and water". N. Terry, G. S. Banuelos(eds), CRC Press, Boca Raton, Fl.

[7] Garbisu, C. and I. Alkorta., 2001. "Phytoextraction: acost- effective plant based technology for the removal of metals from the environmen". Bioresource Technology, 779 (2001) Pp: 229- 236.

[8] Klute, A., 1986. "Method of soil analysis." Part1: physical methods. Soi. Sci SOC. Ameri. J. Pp: 432-449.

[9] Lasat, M. M., 2000. "Phytoextoraction of metals from contuminated soil: a review of plant/ soil/ metal. Interaction and assessment of pertinent agronomic issues". Journal of Hazardosus Substance Research. 2: 1- 25.

[10] Mattina, M . J.I., Lannucci-Berger,W.,Musante. C., White,J .C.,2003. *Concurrent plant uptake of havey metal and persistent organic poiiutants from soil.* Enviromental Pollution 124,375-378.

[11] Raskin, I., and B. D. Enseley (ed)., 2000. "Phtoremediation of toxic metals using plants to clean up the enviroment". John Wilely& Sons. Inc.

بررسی میزان تجمع عناصر سنگین در گیاه ذرت در شرایط استفاده از فاضلاب تصفیه شده شهری اصفهان

پیام نجفی[۱]، علی انصاری[۲] و رامین ساوج[۳]

۱- استادیار دانشکده کشاورزی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد خوراسگان (اصفهان).
payam.najafi@gmail.com
۲- دانش‌آموخته دانشکده کشاورزی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد خوراسگان (اصفهان).
۳- دانش‌آموخته دانشکده کشاورزی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد خوراسگان (اصفهان).

مقدمه

با توجه به بحران کمبود آب و لزوم بهره برداری از منابع آب غیرمتعارف، بهره‌گیری مطلوب و بهینه از پساب فاضلاب حاصل از اماکن شهری، یکی از مهم‌ترین مباحث تحقیقاتی می‌باشد. استفاده از پساب از یک طرف باعث جلوگیری از تخلیه فاضلاب‌ها به محیط‌زیست می‌شود واز طرف دیگر به علت کاهش و توقف استفاده از کودهای شیمیایی و آلی، مانع بروز اثرات تخریبی این مواد بر محیط‌زیست می‌گردد. بنابراین در مناطق با محدودیت منابع آب معمولی، پساب تصفیه شده برای کشاورزی وصنعت قابل استفاده است (Asano and Mills, 1990). پساب تصفیه شده برای آبیاری انواع کشت‌های زراعی و باغی بدون داشتن آلودگی و سمیت استفاده می‌شود (Asano and pettygrove, 1987). طی سال‌های گذشته تکنولوژی آبیاری قطره‌ای در بسیاری از محصولات باغی و زراعی کاربرد داشته واین نوع آبیاری در مناطق با محدودیت آب بسیار مفید است. این نوع آبیاری با پساب به دو صورت قطره‌ای سطحی و قطره‌ای زیر سطحی کاربرد دارد. گیاه ذرت، یکی از گیاهان مهم زراعی دنیا بوده و تاکنون تحقیقات کمی در زمینه اثرات پساب بر روی رشد این گیاه صورت گرفته است که ضرورت مطالعه آن در ایران با توجه به این‌که دو کاربرد علوفه‌ای و دانه‌ای را دارا می‌باشد (خواجه پور،۱۳۸۰) و در تغذیه انسان و خصوصاً جیره‌های غذایی دام نقش ویژه‌ای دارد، حائز اهمیت است. لذا هدف از تحقیق حاضر، بررسی اثرات پساب فاضلاب تصفیه شده شهری به عنوان آب آبیاری در شرایط اعمال تیمارهای مختلف سیستم‌های آبیاری روی تجمع عناصر سنگین در محصول گیاه ذرت می‌باشد.

مواد و روشها

تصفیه خانه فاضلاب جنوب اصفهان در ضلع جنوب شرقی شهرستان اصفهان واقع شده و فاضلاب جمعیتی بالغ بر ۸۰۰۰۰۰ نفر از شهر اصفهان را تصفیه و بخشی از پساب خروجی را به رودخانه زاینده رود تخلیه و بخش کوچک‌تری را برای آبیاری باغ‌ها و فضای سبز اطراف مصرف می‌نماید. این تصفیه‌خانه مجهز به روش تصفیه لجن فعال است و فرآیند تصفیه ثانویه در آن به طور کامل انجام می‌شود. تحقیق حاضر در تصفیه‌خانه مذکور به صورت طرح بلوک‌های کامل تصادفی در ۵ تیمار و ۳ تکرار از تاریخ ۱۳۷۹ لغایت ۱۳۸۲ به مدت سه سال انجام شد که نتایج این مقاله میزان عناصر سنگین تجمع یافته در محصول گیاه ذرت در سال سوم طرح را نشان می‌دهد. تیمارهای طرح شامل: آبیاری جوی پشته با عرض پشته ۷۵ سانتی متر با آب معمولی و استفاده از کود شیمیایی (T_1)، آبیاری قطره‌ای سطحی با پساب فاضلاب (T_2)، آبیاری قطره‌ای زیر سطحی در عمق ۱۵ سانتی متری خاک با پساب فاضلاب (T_3). آبیاری قطره‌ای زیر سطحی در عمق ۳۰ سانتی متری خاک با پساب فاضلاب (T_4). آبیاری جوی و پشته با عرض ۷۵ سانتی‌متر با پساب فاضلاب (T_5). طول و عرض هر کرت آزمایشی به ترتیب ۵ و ۰/۷۵ متر بود. فاصله بین بلوک‌های آزمایشی، ۱ متر و فاصله تیمارهای داخل هر بلوک، ۱/۵ متر در نظر گرفته شد. رقم کشت شده، سینگل کراس ۷۰۴ ذرت بود.

نتایج و بحث

جدول ۱ نتایج حاصل از آنالیز بلال ناشی از اعمال تیمارها را نشان می‌دهد. بر اساس این جدول مقادیر عناصر سنگین تجمع یافته در کلیه تیمارها کمتر از حد آستانه مجاز این عناصر است. در مورد میزان مس تجمع یافته در بلال بین هیچ‌یک از تیمارها اختلاف معنی‌دار مشاهده نشد و در مورد سرب و کادمیوم مقادیر تجمع یافته ناچیز و در حد حساسیت دستگاه نبود. در مورد عنصر منگنز تیمارهای T_2 و T_5 بالاترین مقدار را نشان داده است که با تیمار شاهد اختلاف معنی‌دار نشان داده‌اند. در مورد میزان آهن و روی مورد بررسی بیشترین مقدار تجمع در بلال در تیمار T_5 مشاهده شده است به طوری که مقادیر این تیمار نسبت به سایر تیمارها در سطح ۵ درصد اختلاف معنی‌دار نشان می‌دهد. در تیمارهای آبیاری قطره‌ای زیرسطحی (T_3, T_4) همه مقادیر عناصر سنگین مورد مطالعه با تیمار شاهد اختلاف معنی‌دار نشان نداده‌اند. در مجموع نتایج این تحقیق نشان می‌دهد که هر چند کاربرد فاضلاب، تجمع عناصر سنگین را به حد غیر مجاز نرسانده است اما کاربرد روش‌های مختلف آبیاری بر روی میزان این مقادیر در بلال ذرت اختلاف ایجاد نموده است، به طوری که در تیمارهای قطره‌ای زیرسطحی کمترین میزان تجمع مشاهده شده است و این نکته در کاربرد بلند مدت فاضلاب که احتمال افزایش میزان این عناصر در خاک به دنبال دارد، دارای اهمیت زیادی است. لذا با توجه به نتایج این تحقیق و سایر مزایای روش آبیاری قطره‌ای زیرسطحی در شرایط استفاده از فاضلاب، به منظور کنترل تجمع عناصر سنگین در کاربرد بلندمدت فاضلاب این روش توصیه می‌گردد.

جدول ۱- میزان عناصر سنگین آنالیزشده در بلال گیاه ذرت

در ماده خشک بر حسب mg/Kg*

تیمار	Fe	Mn	Zn	Cu	Cd•	Pb•
T_1	26^{b}	4^{a}	26^{a}	6^{a}	ns	ns
T_2	42^{c}	10^{b}	30^{ab}	6^{a}	ns	ns
T_3	10^{a}	6^{ab}	28^{a}	4^{a}	ns	ns
T_4	36^{bc}	6^{ab}	28^{a}	6^{a}	ns	ns
T_5	74^{d}	8^{b}	38^{b}	6^{a}	ns	ns
حد مجاز❖	500	15-200	150-200	4-15	0.1-1	0.1-5

* مقادیری که حروف مشترک دارند بر اساس آزمون دانکن در سطح ۵ درصد اختلاف معنی‌داری ندارند.

❖ مقادیر بر اساسLazarova and Bahri, 2005 و استوان و جونز (۱۳۸۲) ارائه شده است.

• ns به معنی عدم مشاهده در سطح حساسیت دستگاه جذب اتمی

منابع

[۱] خواجه پور، م. ر. ۱۳۸۰. تولید غلات همراه با دستورالعمل عملیات. چاپخانه دانشگاه صنعتی اصفهان. ۱۱۱ صفحه.

[۲] پیس، استوان و بنتون جونز. ۱۳۸۲. مرجع عناصر کمیاب. ترجمه محمدجواد عابدی و ناصر هنرجو. انتشارات جهاد دانشگاهی مشهد. ۲۳۲ صفحه.

[3] Asano, T. and G. S. Pettygrove. 1987. Using reclaimed municipal wastewater for irrigation. California Agriculture, 42 (3 & 4): 15-18.

[4] Asano, T. and Mills, R. A. 1990.Planning and analysis for water reuse projects. J. American Water Work Association, January, 38-47, 4-7.

[5] Lazarova L. and M. Bahri. 2005. Water reuse. CRC Press. 275 p.

بررسی ویژگیهای واجذبی مس در برخی خاکهای استانهای فارس و گیلان

رضا قاسمی فسایی، منوچهر مفتون، بهار ملازم، ویدا علماء و منصوره توجه

به ترتیب عضو هیئت علمی دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی داراب (دانشگاه شیراز)، عضو هیئت علمی دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز و دانشجویان کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه شیراز.

ghasemif@gmail.com

مقدمه

مس از عناصر ضروری کم مصرف می باشد. قابلیت استفاده این عنصر در برخی از خاکهای آهکی استان فارس کم می باشد. مفتون و همکاران [۳] مشاهده کردند که مصرف مس سبب افزایش وزن خشک گندم کشت شده در۲۳ خاک آهکی استان فارس شده است. مقدار این عنصر در خاکهای استان گیلان کافی بوده و گیاهان برای رشد بهینه نیازی به مصرف مس ندارند. در بیشتر خاکهای کشاورزی قابلیت استفاده مس توسط واکنشهای جذب و واجذبی کنترل می شود[۵ و۶] . به نظر می رسد تفاوت در قابلیت استفاده مس در خاکهای این دو استان به دلیل تفاوت در ویژگیهای واجذبی مس آنها می باشد. تحقیقات ناچیزی در خاکهای نواحی مختلف ایران در مورد بررسی واجذبی مس انجام شده است. هدف اصلی این پژوهش مطالعه و مقایسه ویژگیهای واجذبی مس در برخی خاکهای دو استان فارس و گیلان می باشد.

مواد و روشها

تعداد زیادی نمونه خاک از عمق صفر تا سی سانتی متری مزارع دو استان فارس و گیلان جمع آوری شد و پس از تعیین برخی ویژگیهای فیزیکوشیمیایی، ۱۰ نمونه خاک از هر استان که دارای دامنه وسیعی از ویژگیهای تعیین شده بودند، انتخاب گردیدند. به منظور بررسی واجذبی مس، نمونه های خاک در دو تکرار با استفاده از عصاره گیر بی کربنات آمونیوم – دی تی پی ا [۴] طی دوره های زمانی ۱، ۳، ۷، ۱۵، ۳۰، ۶۰، ۱۲۰، ۲۴۰، ۴۸۰، ۸۴۰ و ۱۴۴۰ دقیقه عصاره گیری و پس از سانتریفیوژ و صاف کردن، غلظت مس توسط دستگاه جذب اتمی تعیین شد. از معادله های سینتیکی مرتبه صفر، مرتبه اول، مرتبه دوم، مرتبه سوم، سرعت دو ثابتی، پخشیدگی سهموی و الوویچ ساده شده در بررسی روند واجذبی مس استفاده شد [۱]. مقادیر ضریب تبیین و خطای استاندارد جهت ارزیابی معادله های مختلف مورد استفاده قرار گرفت. ارتباط بین ضرایب همدماهای با قدرت پیش بینی بالا و ویژگیهای خاک نیز با استفاده از نرم افزار رایانه ای Excel و SPSS مورد بررسی قرار گرفت.

نتایج و بحث

نتایج نشان داد که معادله های سرعت دو ثابتی، الوویچ ساده شده و پخشیدگی سهموی در خاکهای فارس و سرعت دو ثابتی و الوویچ ساده شده در خاکهای گیلان بیشترین قدرت پیش بینی را دارا بودند. خاطر و زقلول [۲] گزارش کردند که روند واجذبی مس در شرایط پ هاش مختلف از معادله های مرتبه اول، پخشیدگی سهموی و سرعت دوثابتی تبعیت کرد. مقدار واجذبی اولیه مس در خاکهای استان گیلان حدود سه برابر خاکهای فارس بود. به طور کلی، مدت زمان تکان دادن لازم برای واجذبی۸۰ درصد از کل مس واجذب شده در طول آزمایش برای خاکهای استان فارس و گیلان به ترتیب برابر ۲ ساعت و ۱۵ دقیقه بود. بالاتر بودن سرعت و مقدار واجذبی مس در خاکهای استان گیلان نسبت به فارس نشان دهنده توانایی بیشتر این خاکها در نگهداری غلظت مس در حد بهینه در طول فصل رشد می باشد. نتایج حاصل از معادله های رگرسیون نشان داد که ظرفیت تبادل کاتیونی و پ هاش مهمترین ویژگیهای خاکی کنترل کننده واجذبی مس بودند. بطوریکه احتمالا بالاتر بودن ظرفیت تبادل کاتیونی و پایین تر بودن پ هاش در خاکهای استان گیلان نسبت به فارس سبب واجذبی بیشتر مس در این خاکها می گردد. بررسی ها نشان داد که تفاوت در این ویژگی ها به دلیل تفاوتهای موجود در مقدار ماده آلی، کربناتها و تفاوت در نوع کانیهای رسی دو منطقه بوده است.

منابع

[1] 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.
[2] Khater A.H., and A.M. Zaghloul. 2002. Copper and zinc desorption kinetics from soil: Effect of pH. 17th World Conference of Soil Science 2001: 1-9.
[3] Maftoun M, V. Mohasseli, N. Karimian, and A. Ronaghi. 2003. Laboratory and greenhouse evaluation of five chemical extractants for estimating available copper in selected calcareous soils of Iran. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 34**:** 1451-1463.
[4] Soltanpour, P.N., and P. Schwab. 1977. A new test for simultaneous extraction of macro- and micro-nutrients in alkaline soils. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 8: 195-207.
[5] 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.
[6] Xie, Z. 1996. Chemical balance of soil copper. Adv. Environ.Sci.4, 1-23.

آلودگی خاک به سرب و روند کاهش آن در بر خی از خاکهای گیلان

حسین میراحمدی و علی اکبر صفری سنجانی

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و دانشیار دانشگاه بوعلی سینا.

مقدمه

فلزات سنگین و عناصر کمیاب از جمله آلایندهای هستند که در صورت تجمع درخاک و توسط گیاه به زنجیره غذایی وارد شده و مسمومیت هایی را در حیوان و انسان پدید می آورند. در میان فلزات سنگین آلوده کننده خاک سرب از اهمیت ویژه ای بر خوردار است. زیرا به راحتی از راه هوا وریشه گیاه جذب میگردد و سمیت آن پس از کادمیم بیش از سایر فلزات سنگین است. بنابراین درک عوامل موثر بر قابلیت استفاده این فلز، تغییر و تبدیل آن و همچنین تاثیری که بر رشد گیاه در خاک دارد از اهمیت فراوانی بر خوردار است. حلالیت و فراهمی زیستی عناصر فلزی بلافاصله پس از افزوده شدن به خاک زیاد است و با گذشت زمان و ایجاد تعادل بین فلز و خاک بر اثر واکنشهایی همچون جذب سطحی، تبادل یونی، کلاته شدن، رسوب، اکسایش واحیا، واکنش با اکسیدها و هیدرکسیدهای آهن و منگنز و ورود به شبکه کانی ها از قابلیت استفاده آنها کاسته شده و از صورت حلالیت زیاد به شکلهای کم محلو تر تبدیل میگردد(برا لیر و همکاران ۱۹۹۶). رجایی و همکاران (۲۰۰۶) گزارش کردند اشکال محلول کادمیم و نیکل پس از ورود بخاک به اشکال کم محلول تر اکسیدی تغییر شکل می دهند. این پژوهش به منظور بررسی تغییر زمانی سرب عصاره گیری شده با DPTA وتعیین ظر فیت اجزای مختلف خاک برای نگه داری آن انجام شد.

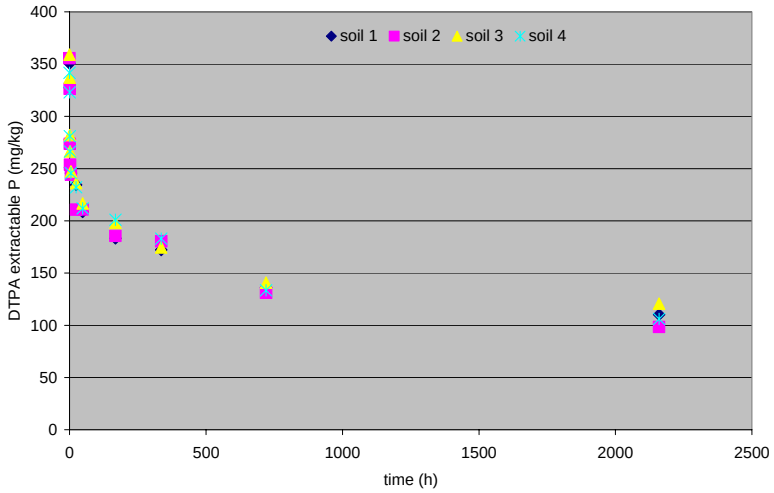
مواد و روشها

برای انجام این تحقیق ۴ نمونه خاک سطحی از عمق ۳۰-۰ سانتی متری در ۳ تکرار از برخی نواحی استان گیلان انتخاب گردید. خاک های نمونه برداری شده از استان گیلان عبارتند از: ۱- خاک شالیزاری رشت، ۲- خاک باغ چای لاهیجان، ۳- خاک جنگلی رشت، و ۴- خاک تپه های جنگلی لاهیجان. هر یک از نمونه های خاک برای تجزیه ویژگی های فیزیکی و شیمیایی از الک ۲ میلی متری عبور داده شد. آزمایش بر روی خاک های سترون و ناسترون انجام شد. برای سترون کردن خاک نمونه ها در اتوکلاو در دمای ۱۲۱ درجه سانتی گراد و فشار ۱/۵ اتمسفر برای ۱ ساعت قرار داده شد. برای آلوده کردن خاک ها، رطوبت هر خاک را به گنجایش زراعی (FC) رسانده و با ۴۰۰ میلی گرم سرب به ریخت نیتراتی به ازای هر کیلوگرم خاک، بوسیلهٔ آبفشان تیمار شد. سپس نمونه های سترون و ناسترون در انکوباتور در سه تکرار ودر ۲۷ درجه سانتی گراد برای مدت ۵ ماه قرار داده شد. پس از تیمار خاک، بی درنگ سرب فراهم به روش DATA اندازه گیری شد. سپس در زمانهای ۱۰ و ۲۰ دقیقه ۱، ۲، ۵، ۲۴، ۴۸، ۱۶۸، ۳۳۶، ۷۲۰، ۲۱۶۰ ساعت، میزان سرب فراهم خاکهای سترون و ناسترون بروشDPTA و به کمک دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد (کلوت ۱۹۸۶).

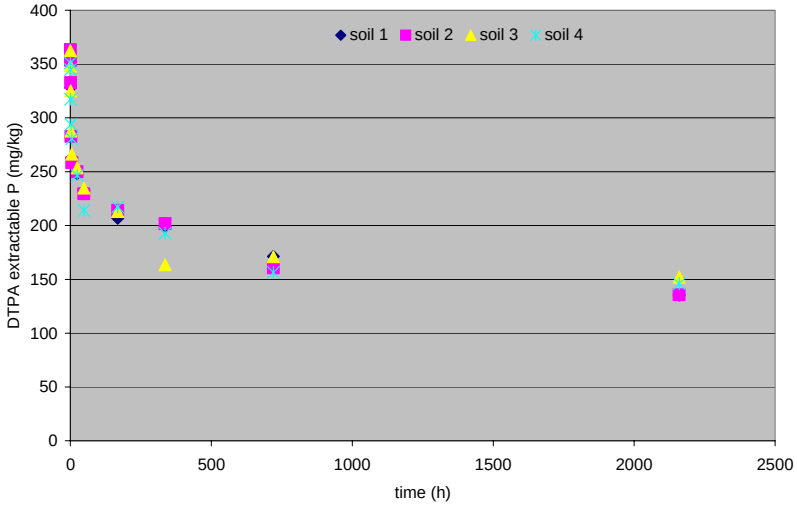
نتایج و بحث

نتایج تجزیه ویژگی های فیزیکی و شیمیائی خاک ها نشان داد که بیشترین درصد کربن آلی مربوط به خاک شالیزار (۲/۴) و کمترین آن مربوط به خاک جنگلی(۴) بود. همچنین بیشترین فسفر قابل جذب مربوط به خاک باغ چای لاهیجان(۱۲/۳ mg/kg)کمترین آن مربوط به خاک جنگلی رشت (۵ mg/kg) بود. بیشترین درصد آهک مربوط به خاک شالیزار (۳/۰۶) و کمترین آن مربوط به خاک چای زار (۱/۱۷) و بیشترین اسیدیته خاک مربوط به شالیزار (۷) و کمترین مربوط بخاک چای زار (۵/۶) بود. بیشترین درصد رس مربوط بخاک شالیزار (۵۳٪) و کمترین مربوط خاک چای زار (۳۳٪) و بیشترین گنجایش تبادل کاتیونی درخاک چای زار (۳۰ Cmolc/kg) و کمترین در خاک جنگلی (21Cmolc/kg) بود. چگونگی تغییر سرب فراهم در خاک های گیلان پس از آلودگی در خاک های سترون و ناسترون در نمودارهای ۱ و ۲ نشان داده شده است. سرب فراهم در این خاک ها در حالت ناسترون در دمای ۲۷ درجه سانتی

گراد از آغاز انکوباسیون تا زمان ۳۳۶ ساعت کاهش شدید یافته و پس از زمان۳۳۶ ساعت تا ۲۱۶۰ ساعت روند کاهش با شیب یکنواخت ادامه داشته است. روند کاهش زیست فراهمی سرب در خاک های سترون مانند خاک های ناسترون بود (نمودار ۲). در برابر خاک های سترون، روند کاهش در خاک های ناسترون در دمای۲۷ درجه از آغاز انکوباسیون تا پایان انکوباسیون شدیدتر است. روی همرفته نتایج نشان می‌دهد که سرب فراهم در خاک های ناسترون پس از آلودگی در همه زمان های اندازه گیری شده به اندازه چشم گیری کمتر از خاک های سترون است. سرب فراهم در خاک های ۱، ۲ و در همه زمان ها در برابر خاک های دیگر کمترین اندازه را دارا بود. چنین به نظر می رسد که در این خاک ها عوامل جذب کاراتری وجود دارد.



نمودار ۱- روند کاهش سرب عصاره گیری شده با DTPA در چهار نمونه از خاک های ناسترون گیلان



نمودار ۲- روند کاهش سرب عصاره گیری شده با DTPA در چهار نمونه از خاک های سترون گیلان

منابع

[1] Alef, K. and Nannipieri. P., 1995. Methods in applied soil microbiology and Biochemistry. Academic Press, Inc.
[2] Klute, A. 1986 “Method of soil Analysis” physical, chemical and mienralogical methods". Soil. Sci. Soc. Am, Madison. Wisconsin, USA.
[3] Brallier, S., Harrison, R.B., Henry, C.L.and Dongsen, X.,1996. Liming effects on availablity of Cd, Cu, Ni, and Zn in a soil amended with sewage sludge 16 years previously. Water, Air, and Soil Pollution. 86:195-206.
[4] Rajaie, M., Karimian, N., Maftoun, M., Yasrebi, J. and Assad, M. T., 2006. Chemical forms of cadmium in two calcareous soil textural classes as affects by application of cadmium–enriched compost and incubation time” Geoderma 12: 1-16.

بررسی ارتباط اشکال مختلف سرب در خاک با جذب توسط گیاه تربچه

Investigation on relation between soil Lead (Pb) forms and Lead accumulation with Rhadish (*Rhaphanus sativa* L.)

مهدی همایی[1] و محمد هادی غفاریان مقرب[2]

۱- دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه تربیت مدرس.

۲- دانش آموخته رشته خاکشناسی دانشگاه تربیت مدرس.

ghafarm@modares.ac.ir

مقدمه

همگام با توسعه صنعتی، بشر با تغییر ژرف در روند زندگی طبیعی خویش، فشاری زیاد بر طبیعت پیرامونش وارد ساخته که موجب اختلالاتی فراوان در زیست بوم شده است. افزایش میانگین دمای کره زمین، گسترش بیابان‌ها، حرکت یخچال‌ها و آلودگی آب، هوا و خاک مثال‌هایی از این دست هستند. خاک بعنوان صبورترین جزء طبیعت، دیرتر از سایر اجزاء اختلالات ناشی از آلودگی را بروز می‌دهد. آلودگی خاک از نظر ترکیبات آلوده‌کننده به آلاینده‌های آلی و معدنی تقسیم می‌شوند. از میان آلاینده‌های معدنی، فلزات سنگین، بدلیل غیر قابل تجزیه بودن و اثرات فیزیولوژیکی آنها بر موجود زنده در غلظت‌های کم، از اهمیت خاصی برخوردارند. سرب با عدد اتمی۸۲، وزن اتمی ۲۱۷/۱۹ و جرم ویژهٔ gr/cm^3 ۱۱/۳۴ جزء فلزات سنگین است. اکنون پس از آهن، مس، آلومنیوم و روی در جایگاه پنجمین فلز پرمصرف قراردارد. سرب عنصری غیرضروری در فرآیندهای متابولیکی است و می‌تواند اثراتی سمّی و مرگ‌آور برای موجودات زنده، حتی در مقادیر بسیار کم داشته باشد. براساس نظر آژانس حفاظت از محیط زیست[1] سرب، عمومی‌ترین عنصر سنگین آلوده‌کنندهٔ محیط زیست است. سرب بر روی سطوح تبادلی جذب و توسط آنیونهای خاک رسوب می‌یابد. مقدار این جذب به نوع کانی رس، میزان رس و مواد آلی خاک بستگی دارد. سرب به شکل Pb^{+2} در محلول خاک، توسط فرآیندهای پخشیدگی و جریان انبوه به سطح ریشهٔ گیاه منتقل می‌شود. همچنین، اندکی نیز به صورت جذب تماسی توسط گیاه جذب می‌شود و به سرعت به صورت فسفات سرب در سطح ریشه، بافتها، آوندهای چوبی و آبکش رسوب می‌کند. ترسیب و تثبیت سرب در آوندهای چوبی و بافت ریشه، سبب تأخیر در انتقال سرب به شاخساره و برگ‌ها می‌شود.

برای شناخت اثرات اشکال مختلف سرب بر جذب توسط گیاه در این پژوهش ما ابتدا با تجزیه جزء به جزء خاک(تسی‌یر و همکاران[2] (۱۹۸۴)) مقادیر مختلف سرب قابل دسترس را شناسایی کردیم. سپس با اندازه‌گیری میزان سرب تجمع یافته در بخشهای مختلف گیاه به ارزیابی اثرات میزان و نوع سرب موجود در خاک بر جذب توسط اندام‌های غده‌ای و هوایی پرداختیم. غلظت سرب در خاک مزرعه بدون افزایش سرب ۲۲۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم می باشد(a۱) خاک با محلول نیترات سرب ($PbNO_3$) بصورت یکنواخت آلوده گردید. آلوده‌سازی در ۳ مرحله تا رسیدن به غلظت مورد نظر ادامه یافت و پنج تیمار دیگر حاوی ۳۲۸،۴۲۸،۷۲۸،۱۲۲۸،۲۴۸ (a۲،a۳،a۴،a۵،a۶) میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب ایجاد گردید. سرب موجود در بخشهای مختلف گیاه به روش هضم با مخلوط اسید نیتریک – اسید پرکلریک و اسید سولفوریک استخراج شد و بوسیله روش جذب اتمی شعله[3]، میزان سرب تجمع یافته در بخشهای مختلف گیاه اندازه‌گیری کردید. سپس به ارزیابی اثرات میزان و نوع سرب موجود در خاک بر جذب توسط اندام‌های غده‌ای و هوایی پرداختیم.

---

[1] EPA

[2] Tessier *etal.*

[3] Flame Atomic Absorption Spectrophotometry

نتایج این پژوهش نشان می‌دهد که یک ارتباط غیرخطی میان سرب قابل دسترس و مقادیر مختلف سرب خاک وجود دارد. شکل محلول سرب قابل دسترس ترین شکل آن برای گیاه است. پس از شکل محلول، اشکال قابل تبادل و متصل به مواد آلی خاک قابل دسترس‌ترین فرم های فلزی در خاک می‌باشند. این دو شکل به عنوان منبعی برای شکل محلول محسوب می‌شوند. تقریبا سرب به شکل محلول فقط ۰/۰۱درصد از کل سرب موجود در خاک، سرب همراه با موادآلی ۰/۵ درصد، شکل قابل تبادل ۰/۸ و در مجموع اشکال قابل دسترس زیستی ۰/۶ درصد از کل سرب موجود در خاک می‌باشد. از آنجا که اشکال محلول و قابل تبادل سرب میزان قابلیت جذب زیستی این عنصر را تعیین می کنند. نتایج نشان داد که که تربچه *Rhaphanus sativus* L توانایی جذب و ذخیرهٔ ۴۴۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب را در وزن خشک غده و انباشت ۴۱,۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب را در وزن خشک ساقه خود دارد. این در حالی است که مقدار سرب در بیشتر گونه های گیاهی در حدود ۳-۰/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. بطورکلی میزان سرب تجمع یافته در اندام هوایی کمتر از غده است. نتایج نشان می‌دهد که با افزایش فراوانی سرب در خاک میزان سرب موجود در گیاه افزایش یافته است. غلظت سرب در گیاه بیش از محیط ریزوسفر بوده و در دامنه تیمارهای موجود نشانه‌ای از سمیت و کاهش جذب دیده نشده است زیرا از میزان جذب سرب توسط گیاه با افزایش غلظت سرب در خاک کاسته نشده است و این میزان یک روند ثابت و یکنواخت داشته است. میزان افزایش غلظت سرب در ریشه با افزایش غلظت سرب در خاک بیش از افزایش غلظت سرب در اندام هوایی است. سرب تجمع یافته در ریشه تیمارهای با غلظت کم سرب در خاک مزرعه تقریبا ۱۱,۵ برابر مقدار سرب تجمع یافته در ساقه این گیاهان می‌باشد. ولیکن با افزایش دامنه قابلیت دسترسی سرب در خاک میزان انتقال سرب به شاخساره کاهش می‌یابد و تقربیا به ۱۰,۵ برابر مقدار سرب تجمع یافته در ریشه می‌رسد. به نظر می‌رسد با افزایش غلظت سرب در غده از تحرک آن در گیاه کاسته شده و به میزان بیشتری در سلولهای ریشه و فضاهای بینابینی ترسیب می‌یابد. در تمامی گیاهان به علت تغییر سیستم آوندی ریشه به ساقه در محل یقه گیاه، این محل به عنوان فیلتر عمل کرده و موجب تجمع آلاینده ها و عدم انتقال آنها به ساقه می‌شود. از آنجاکه در گیاه تربچه غده هیپتیکول تغییر شکل یافته است و به بیانی ساده‌تر قسمت یقه در گیاه توسعه یافته است این اختلاف در تجمع سرب در ریشه و ساقه به اوج می‌رسد و سرب به شدت در غده تجمع می‌یابد.

منابع

[1] **Marschner, H.** 1986. Mineral nutrition of higher plants. Academic Press. Orlands. F1, 674 **pp**.

[2] **Pulford, I. D. and Watson, C.** (2003). Phytoremediation of havy metal- contamiated land by trees, Environment International **29:** 529- 540

[3] **Salt, D. E. and Kramer, U.** 2000. Mechanisms of metal hyperaccumulation in plnats. In: Phytoremediation of toxic metals-using plant clean up the Environment. **pp**. 231-246. Raskin, I. and Ensley, B. D., Eds., Wiley, New York.

[4] **Schnoor, J. L.** 2002. Phytoremediation. Technology Evaluation Report TE-98-01. GWRTAC, Pittsburg, PA.

ارزیابی توانمندی تربچه در پالایش گیاهی سرب از خاک[1]

Plant evaluation for phytoremedation of soil Lead (Pb) with Radish

مهدی همایی و محمد هادی غفاریان مقرب

به ترتیب دانشیارگروه خاکشناسی و دانش آموخته رشته خاکشناسی دانشگاه تربیت مدرس.
ghafarm@modares.ac.ir

مقدمه

خاک‌های آلوده به سرب در بخشهای وسیعی از جهان یافت می‌شوند. روشهای متعدد فیزیکی و شیمیایی برای پالایش خاک وجود دارد که این روشها اثرات مخرب فیزیکی، حاصلخیزی و بیولوژیک بر خاک دارند. افزون بر این، دارای هزینه زیاد خاک برداری و خاک‌ریزی هستند و در سطوح وسیع، کاربرد محدودی دارند. پالایش گیاهی یک روش آلودگی زدایی درجا و مستقیم برای خاک، فاضلاب، رسوبات و آبهای آلوده به آلاینده‌های آلی و معدنی است. سرب، عمومی‌ترین عنصر سنگین آلوده‌کنندهٔ محیط زیست است. پالایش سرب توسط گیاه به سه روش استخراج گیاهی، تثبیت گیاهی وتصفیه ریشه ای صورت می‌گیرد. از این روشها تنها روش استخراج گیاهی قادر به آلودگی زدایی خاک است. استخراج گیاهی یک روش از پالایش گیاهی است که طی آن گیاهان بصورت پمپ‌های خورشیدی با جذب مواد و ورود آنها به چرخه کربن موجب کاهش معنی‌دار یک ماده از پیش ماده‌اش می‌شوند. در یک فرآیند استخراج گیاهی باید سطح فلز سنگین را در ظرف ۳ تا ۵ سال به زیر حد خطر آفرین برساند. بنابراین ما به گیاهی نیاز داریم که حداقل بتواند بیش از ۱ درصد فلز سنگین را در خود انباشت نماید و محصولی بیش از ۳ تن در هکتار در سال داشته باشد. گیاهان با قابلیت جذب بالا[2] گونه‌هایی هستند که می‌توانند برخی فلزات را ۱۰۰ تا ۵۰۰ برابر بیش از سایر گونه‌ها، جذب و انباشت نمایند.

این پژوهش در قالب طرح بلوک های کاملاً تصادفی برای ارزیابی میزان کارایی و دامنه بکارگیری روش استخراج گیاهی توسط گیاه تربچه برای پالایش یک خاک شن لومی در سطح مزرعه انجام پذیرفت. در این طرح میزان سرب موجود در خاک شامل شش سطح ۲۲۸، ۲۴۸، ۳۲۸، ۴۲۸، ۷۲۸، ۱۲۲۸ (میلی‌گرم در کیلوگرم) در سه تکرار مورد ارزیابی قرار گرفت. غلظت سرب در خاک مزرعه بدون افزایش سرب ۲۲۸ میلی‌گرم در کیلوگرم بود و خاک با محلول نیترات سرب ($PbNO_3$) بصورت یکنواخت تا حدود آلودگی خاکهای تهران آلوده گردید. آلوده‌سازی در ۳ مرحله تا رسیدن به غلظت مورد نظر ادامه یافت. سپس با تجزیه جزء به جزء (تسی‌یر و همکاران[3] (۱۹۸۴))خاک مقادیر مختلف سرب قابل دسترس را شناسایی گردید. سرب موجود در بخشهای مختلف گیاه به روش هضم با مخلوط اسید نیتریک – اسید پرکلریک و اسید سولفوریک استخراج و بوسیله روش جذب اتمی شعله[4] اندازه‌گیری شد. چون سرب آلاینده فلزی است و غیر قابل تجزیه بیولوژیکی می‌باشد. پالایش آن زمانی حاصل می‌شود که غلظت آن در خاک کاهش یافته و کمتر از حد خطر آفرینش(۴۰۰ میلی گرم در کیلوگرم) شود. در این آزمایش ابتدا عملکرد و انباشت سرب دراندامهای هوایی و غدهای گیاه بطور مجزا اندازه گیری گردید سپس محاسبه زمان مورد نیاز برای پالایش از فرمول ارائه شده توسط Schnoor و همکاران که در سال ۲۰۰۲ ارائه گردیده استفاده شده است.

$$T = \frac{\mathrm{Ln}\frac{M}{M_0}}{K}$$ زمان لازم برای پالایش

$M = M_0 e^{-kt}$ تخمین جرم باقی مانده(حاصل اختلاف بین میزان مجاز و میزان موجود در خاک)

---

[1] برگرفته از پایان نامه کارشناسی ارشد

[2] Hyperaccumulator

[3] Tessier *etal.*

[4] Flame Atomic Absorption Spectrophotometry

نتایج نشان داد که که تربچه *Rhaphanus sativus* L توانایی جذب و ذخیرهٔ ۴۴۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب را در وزن خشک غده و انباشت ۴۱,۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب را در وزن خشک ساقه خود دارد. این در حالی است که مقدار سرب در بیشتر گونه های گیاهی در حدود ۳-۰/۵ میلی‌گرم در کیلوگرم است. بطورکلی میزان سرب تجمع یافته در اندام هوایی کمتر از غده است. در تربچه غده، هیپیتیکول تغییر شکل یافته است به بیانی ساده‌تر قسمت یقه در گیاه توسعه یافته و تغییر ساختار آوندی در این قسمت موجب می گردد تا سرب به شدت در غده تجمع می‌یابد. نتایج نشان می‌دهد که با افزایش فراوانی سرب در خاک میزان سرب موجود در گیاه افزایش یافته است. استخراج گیاهی تا حدی کاربرد دارد که شدت آلودگی فراتر از تحمل گیاه نباشد پس از آنجاکه هیچ علائم سمیتی در تربچه در دامنه تیمارهای موجود دیده نشد این گیاه تا این سطح آلودگی قادر به پالایش سرب از خاک می باشد. میزان سرب تجمع یافته در گیاه از یک رابطه غیرخطی با مقادیر کل سرب موجود در خاک و سرب قابل دسترس پیروی می‌کند. نتایج نشان می‌دهد که ابتدا شیب خط اندک و با افزوده شدن بر میزان سرب خاک بر شدت جذب و تجمع افزوده می‌گردد. مقدار سرب انباشت شده در ساقه تربچه کلیه تیمارها ۲ تا ۱۴ برابر و در غده آنها ۲۴ تا ۱۴۸ برابر غلظت معمول سرب در گیاهان می‌باشد. این موارد موید آن است که گیاه تربچه، یک گیاه با قابلیت جذب بالای سرب است. اگر چه غلظت سرب تجمع یافته در تربچه کمتر از یک درصد می باشد ولی عملکرد ان در هر هکتار در حدود ۱۸ تن برای هرنوبت کشت می باشد. این گیاه دارای طول مدت رشدی در حدود یک ماه و توانایی تولید زیست توده فراوان می باشد، بطوریکه در شرایط آب و هوایی ایران در اغلب نقاط ۳ تا ۵ بار در سال کشت می شود. نتایج این پژوهش نشان داد که گیاه تربچه می تواند خاک آلوده به سرب را تا تیمار ۷۲۸ میلی‌گرم در کیلوگرم بدون نیاز به همراهی با سایر روشهای فیزیکی و شیمیایی با سیستم تک کشتی در مدت زمان ۱ تا ۴ سال خاک را پالایش نماید. سیستم تک کشتی در کوتاه مدت (۲ تا ۳ سال) برای پالایش گیاهی قابل قبول است در حالیکه برای دوره‌های طولانی‌تر استفاده از چند گونه گیاهی و تناوب کشت موردنیاز است. در تیمار ۱۲۲۸ میلی‌گرم در کیلوگرم نیاز است تا گیاه تربچه در یک سیستم چند کشتی با سایر گیاهان مناسب و به صورت تناوبی بکار گرفته شود. از آنجا که برای پالایش فلزات سنگین حذف کامل فلز در خاک لازم نمی‌باشد این روش به تنهایی می‌تواند خاک را پالایش نماید با توجه به تمایل زیاد تربچه در جذب مقادیر زیاد سرب از محیط، مصرف تربچه کشت شده در مقادیر کمتر از حد مجاز در خاک (۴۰۰ میلی گرم در کیلوگرم) نیز توصیه نمی‌گردد و باید از کشت آن در این مزارع مجاور شهرهای بزرگ جلوگیری شود.

منابع

[1] **Pendias, A. K.,** and **H. Pendias.** 1992. Trace element in soils and plants. V. Lead. 2nd edition. Boca Raton Arbor, London. **pp**.187-198.

[2] **Halim, M., Conte, P., and Piccolo, A.** 2003. Potential availability of heavy metals to phytoextraction from contaminated soils induced by exogenous humic substances. Chemosphere **52:**265-275.

[3] **Schnoor, J. L.** 2002. Phytoremediation. Technology Evaluation Report TE-98-01. GWRTAC, Pittsburg, PA.

بررسی اثر تراکم کشت بر پالایش گیاهی سرب از خاک بوسیله تربچه[1]

Investigation plant density effects on Phytoremediation of soil Lead (Pb) with Rhadish (*Rhaphanus sativa* L.)

مهدی همایی و محمد هادی غفاریان مقرب

به ترتیب دانشیار و **دانش آموخته** رشته خاکشناسی دانشگاه تربیت مدرس.

ghafarm@modares.ac.ir

مقدمه

پالایش گیاهی روشی پایدار، طبیعی، ارزان و قابل کاربرد در سطوح وسیع است. گیاه با ترسیب و تجزیه ترکیبات آلاینده در ریزوسفر، جذب انتخابی فلزات و تجمع در بافت خویش و یا تصعید آلاینده به اتمسفر، موجب کاهش محتوی و یا سمیت مواد آلاینده‌ای چون فلزات سنگین و ترکیبات آلی می‌گردد. پالایش گیاهی یک روش آلودگی زدایی درجا و مستقیم برای خاک، فاضلاب، رسوبات و آبهای آلوده به آلاینده‌های آلی و معدنی است. این روش به کلیه فرآیندهای شیمیایی، فیزیکی و بیولوژیکی همراه با کشت گیاه که باعث پالایش مناطق آلوده گردد اطلاق می‌شود. سرب عنصری غیرضروری در فرآیندهای متابولیکی است و سمّیت آن از دیرباز شناخته شده است. براساس نظر آژانس حفاظت از محیط زیست[2] سرب، عمومی‌ترین عنصر سنگین آلوده‌کنندهٔ محیط زیست است. استخراج گیاهی یک روش از پالایش گیاهی است که طی آن گیاهان بصورت پمپ‌های خورشیدی با جذب مواد و ورود آنها به چرخه کربن موجب کاهش معنی‌دار یک ماده از پیش ماده‌اش می‌شوند. استخراج گیاهی سرب از خاک بسیار دشوار است. زیرا گیاه تنها می‌تواند اشکال قابل دسترس فلزی را در محیط ریزوسفر پالایش کند و تنها کمتر از ۱ درصد از سرب خاک به شکل محلول و اشکال قابل دسترس می‌باشد. تاکنون آزمایشات مزرعه‌ای که موفق به حذف آلودگی آلاینده شده باشند به ندرت گزارش یافته است این پژوهش در سطح مزرعه انجام گرفته است.

این پژوهش در قالب طرح بلوک های خرد شده کملا تصادفی و با دو تیمار سطوح مختلف سرب در خاک و تیمار تراکم کشت در واحد سطح در جهت ارزیابی کاریایی روش استخراج گیاهی در پالایش خاک در یک خاک شن لومی انجام پذیرفت. در این طرح فاکتور (A) میزان سرب موجود در خاک شامل شش سطح ۲۲۸، ۲۴۸، ۳۲۸، ۴۲۸، ۷۲۸، ۱۲۲۸ (میلی‌گرم در کیلوگرم) و فاکتور B تراکم بوته در واحد سطح (سه سطح ۲۲۵، ۴۰۰، ۶۲۵ بوته در متر مربع) بود. غلظت سرب در خاک مزرعه بدون افزایش سرب ۲۲۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود و خاک با محلول نیترات سرب ($PbNO_3$) بصورت یکنواخت آلوده گردید. آلوده‌سازی در ۳ مرحله تا رسیدن به غلظت مورد نظر ادامه یافت سپس با تجزیه جزء به جزء (تسی‌یر و همکاران[3] (۱۹۸۴))خاک مقادیر مختلف سرب قابل دسترس را شناسایی کردیم. سرب موجود در بخشهای مختلف گیاه به روش هضم با مخلوط اسید نیتریک – اسید پرکلریک و اسید سولفوریک استخراج شد و بوسیله روش جذب اتمی شعله، میزان سرب تجمع یافته در بخشهای مختلف گیاه اندازه‌گیری کردید. چون سرب آلاینده فلزی است و غیر قابل تجزیه بیولوژیکی می‌باشد. پالایش آن زمانی حاصل می‌شود که غلظت آن در خاک کاهش یافته و کمتر از حد خطر آفرینش(۴۰۰ میلی گرم در کیلوگرم) شود. در این آزمایش ابتدا عملکرد و انباشت سرب دراندامهای هوایی و غدهای گیاه بطور مجزا اندازه گیری گردید سپس برای محاسبه زمان مورد نیاز برای پالایش از فرمول ارائه شده توسط Schnoor و همکاران که در سال ۲۰۰۲ ارائه گردیده استفاده شده است. سپس با بررسی اثر تراکم کشت بر افزایش عملکرد در واحد سطح و میزان تجمع سرب مناسب‌ترین بر هم کنش تراکم کشت و تجمع سرب را برای پالایش‌گیاهی هر تیمار پیشنهاد دادیم.

---

[1] برگرفته از پایان نامه کارشناسی ارشد

[2] EPA

[3] Tessier *etal.*

$$T = \text{زمان لازم برای پالایش} \quad \frac{\text{Ln}\frac{M}{M_0}}{K}$$

$$M = \text{تخمین جرم باقی مانده(حاصل اختلاف بین میزان مجاز و میزان موجود در خاک)} \quad M_0 e^{-kt}$$

نتایج نشان داد که شکل محلول سرب تقریباً ۰/۱ درصد، شکل تبادل کمتراز ۰/۶ درصد و سرب در ترکیب با موادآلی کمتر از ۶٪ درصد کل سرب موجود در خاک را تشکیل می‌دهند. یک ارتباط غیرخطی میان سرب قابل دسترس و مقادیر مختلف سرب خاک وجود دارد. نتایج نشان داد که که تربچه *Rhaphanus sativus* L توانایی جذب و ذخیرهٔ ۴۴۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب را در وزن خشک غده و انباشت ۴۱,۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب را در وزن خشک ساقه خود دارد. بطورکلی میزان سرب تجمع یافته در اندام هوایی کمتر از غده است. پژوهش نشان داد که مقدار سرب در ساقه تربچه ۲ تا ۱۴ برابر و در غده آن ۲۴ تا ۱۴۸ برابر غلظت معمول سرب در گیاهان می‌باشد. عملکرد تربچه در هر هکتار بطور متوسط ۱۸ تن برای هرنوبت کشت می باشد. نتایج نشان داد که با افزایش تراکم کشت بر میزان عملکرد در واحد سطح افزوده شده، از وزن هر بوته کاسته می شود و در مجموع بر میزان تجمع سرب افزوده می گردد. بنابراین تراکم ۶۲۵ بوته در متر مربع دارای بالاترین میزان تجمع در کلیه سطوح سرب در خاک می باشد. نتایج نشان داد که بالاترین مقدار تجمع سرب در گیاه، در بیشترین غلظت سرب در خاک و تراکم کشت وجود دارد. اگر چه بالاترین تجمع سرب در تیمار ۱۲۲۸ میلی‌گرم در کیلوگرم سرب درخاک در بر همکنش با ۶۲۵ بوته در هر متر مربع گیاه A6B3 دیده می شود. ولی در خاک حاوی ۷۲۸ میلی گرم در کیلوگرم سرب در بر همکنش با ۴۰۰ بوته در هر متر مربع A6B2 دارای کمترین زمان مورد نیاز برای پالایش گیاهی است و در خاک حاوی ۴۲۸ میلی گرم در کیلوگرم در بر همکنش با ۶۲۵ بوته در هر متر مربع گیاه A5B3 سرب تفاوتی در زمان مورد نیاز برای پالایش در سطوح مختلف دیده نشد.. با توجه به نتایج این پژوهش و تمایل زیاد تربچه در جذب مقادیر زیاد سرب از محیط، باید از کشت آن در این مزارع مزارع مجاور شهرهای بزرگ جلوگیری شود.

منابع

[1] **Huang, J. W.** 1997. Phytoextraction of lead contaminated soil. In: Phytoremediation of soil and water contaminants, E. L. Kruger et al., Eds. The American Chemical Society, **pp.** 283-298.

[2] **Piechalak, A., Tomaszewska, B., Baralkiewiez, D., and Malecka, A.** 2002. Accumulation and detoxification of lead ions in legumes. Phytochemistry. **60**:153-162.

[3] **Schnoor, J. L.** 2002. Phytoremediation. Technology Evaluation Report TE-98-01. GWRTAC, Pittsburg, PA.

پالایش خاک های آلوده به هیدروکربن های نفتی به روش های گیاه پالایی و مکانیکی

اصغر بسالت پور، محمد علی حاج عباسی، امیر حسین خوشگفتار منش و مجید افیونی

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد، دانشیار، استادیار و استاد گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان. Email: a_besalatpour@ag.iut.ac.ir

مقدمه

وجود آلاینده های نفتی درخاک، می تواند سبب بروز سمیت برای انسان ها و سایر موجودات زنده شده و موجبات آلودگی منابع آبهای زیرزمینی و سطحی را فراهم آورد [۱]. از آنجا که این دسته از آلاینده‌های آلی، ماندگاری بالایی در خاک دارند و وجود آنها در خاک، خطر انتقال به منابع آب و زنجیره غذایی انسان وسایر موجودات زنده را به دنبال دارد، باید به نحوی از محیط زیست حذف گردند[۳]. امروزه گیاه پالایی به عنوان یک تکنولوژی جدید و نوظهور، جهت کاهش اثرات مضر و زیان بار آلاینده های آلی و معدنی و نیز به عنوان یک ابزار مؤثر، بدون اثرات جانبی و ارزان قیمت و اقتصادی جهت پالایش خاک های آلوده به هیدروکربن های نفتی مورد توجه قرار گرفته است[۲].

مواد و روشها

جهت انجام این پژوهش، خاک کامل آلوده به هیدروکربن های نفتی(تیمارC_x)، از دریاچه ای که پسماندها و ضایعات پالایشگاه تهران در آن رها می شود و خاک بدون آلودگی(تیمارC_0) از مزارع اطراف همان منطقه برداشت شد و سپس برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آنها تعیین گردید(جدول۱). آنگاه جهت ایجاد سطوح متفاوت آلودگی، خاک کامل آلوده و بدون آلودگی با نسبت های وزنی ۱:۱ (تیمارC_1) و ۱:۳(خاک کامل آلوده : خاک بدون آلودگی، تیمار C_2) کاملاً با یکدیگر مخلوط شدند. سپس قابلیت پالایش خاک های مذکور توسط چهار گیاه آفتابگردان، گلرنگ، اگروپایرون و تال فسکیو، در۴ تکرار مورد بررسی قرار گرفت. در روش پالایش مکانیکی نیز از ادوات دستی جهت زیرو رو کردن خاک و سپس آبیاری در حد ظرفیت زراعی، استفاده شد. در ابتدا و انتهای دوره ۴ ماهه آزمایش، غلظت کل هیدروکربن های نفتی (TPHs) و نیز برخی از هیدروکربن های چند حلقه ای (PAHs) در هریک از تیمارهای گیاهی و مکانیکی با عصاره گیری به روش سوکسله و سپس قرائت با دستگاه GC، تعیین شد (جدول۲و شکل۱).

نتایج و بحث

نتایج نشان می دهد که وجود هیدروکربن های نفتی در خاک موجب کاهش رشد و عملکرد اندام هوایی و ریشه در همه تیمارهای گیاهی در مقایسه با تیمار شاهد شده که این کاهش رشد و عملکرد در غلظت بالاتر هیدروکربن های نفتی (تیمارC_2) مشهود تر می باشد (شکل۲). همچنین گیاه گلرنگ قادر به مقاومت در برابر وجود این آلاینده ها در خاک در تیمار C_2 نبوده و فاقد عملکرد ماده خشک گیاهی در انتهای دوره آزمایشی بوده است. بیشترین میزان کاهش در غلظت TPHs نیز، در حضور گیاهان اگروپایرون و تال فسکیو به ویژه در سطح پایین تر آلودگی (تیمارC_1) بوده که به ترتیب کاهشی حدود ۷۱ و ۶۹ درصدی در غلظت این آلاینده ها، نسبت به غلظت اولیه مشاهده شد. همچنین حضور گیاهان تال فسکیو و اگروپایرون، موجب کاهش ۴۲ تا ۴۵ درصدی در غلظت TPHs در تیمارC_2 شد، اما اختلاف معنی داری بین اثر حضور دو گیاه دیده نشد. حضور گیاه آفتابگردان نیز تأ ثیر معنی داری بر کاهش در غلظت این آلاینده های نفتی در هیچ یک از تیمارها نداشت (شکل۳). از سویی اعمال تیمار مکانیکی در همه سطوح آلودگی، موجب کاهش معنی دار در غلظت TPHs نسبت به تیمار شاهد (بدون اعمال تیمار مکانیکی) شده که این کاهش در تیمار C_x که غلظت بالاتر آلودگی است، مشهود تر است (شکل۴). اما در کل، میزان کاهش در تیمارهای گیاهی به ویژه برای گیاه اگروپایرون، نسبت به تیمارهای مکانیکی بیشتر بوده است (شکل۴و۳). بنابراین به نظر می رسد که جهت کسب موفقیت و بازدهی بیشتر در پالایش خاک های آلوده به هیدروکربن های نفتی در منطقه مورد مطالعه، استفاده از روش مکانیکی پیش از اعمال روش گیاه پالایی، مطلوب تر بوده و نیز گیاه اگروپایرون جهت گیاه پالایی خاک های

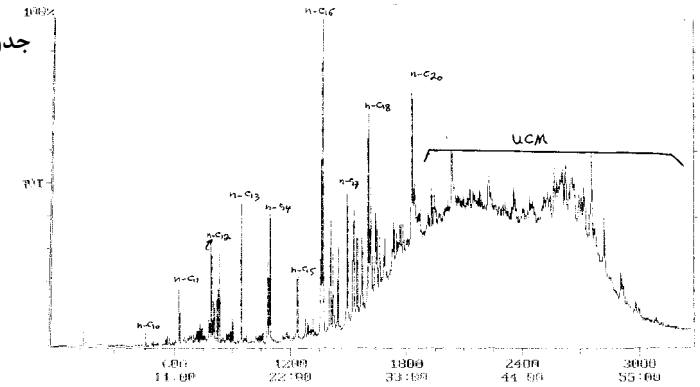
آلوده این مناطق، پیشنهاد می گردد.

جدول ۱- برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک های مورد مطالعه

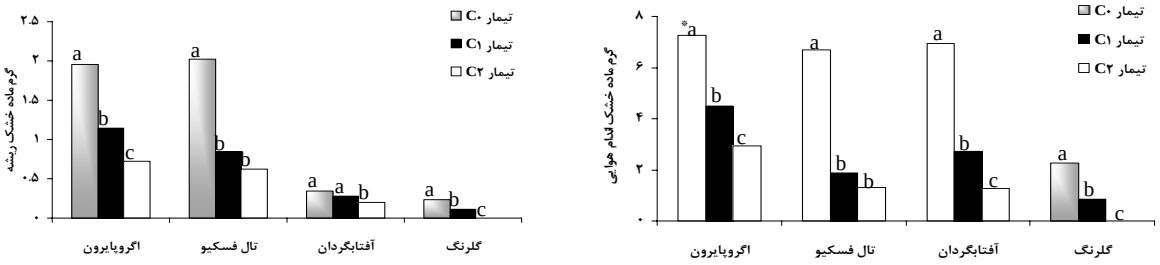
تیمار	خصوصیات فیزیکی و شیمیایی								
	رس (٪)	آهک (٪)	مواد آلی (٪)	نیتروژن کل (٪)	pH	EC (dS/m)	فسفر (mg/kg)	پتاسیم (mg/kg)	سدیم (mg/kg)
C_x	۲۲	۲۴/۵	۱۰/۲۳	۱/۲۲	۶/۹	۹/۸	۱۵۰	۴۴/۸	۳۱
C_0	۲۶	۲۹/۵	۰/۹۹	۰/۰۸	۷/۸	۷/۴	۴۵	۲۱/۵	۱۵

جدول ۲- غلظت TPHs و برخی از PAHs در خاک کامل آلوده در ابتدای دوره آزمایشی

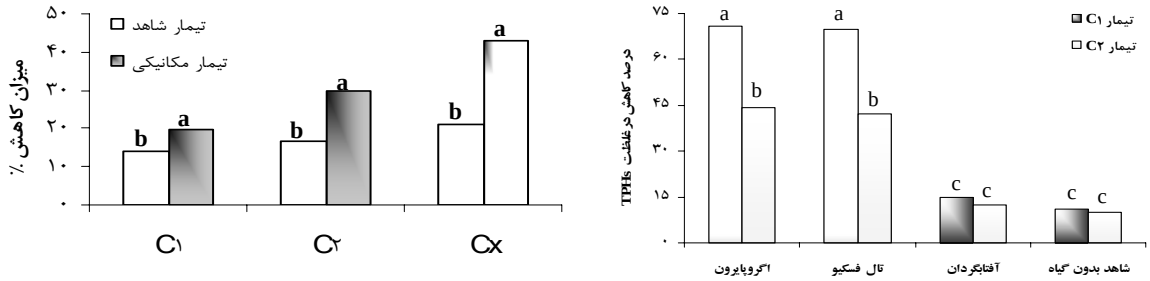
PAHs	mg kg^{-1}
Naphthalene	۴۲/۰
Phenantheren	۳۱/۷
Anthracene	۲/۸
Fluoranthene	۲۶/۷
Pyrene	۱۸/۳
Benzo[k]fluoranthene	۰/۲
Benz[a] pyrene	۰/۴
Benzo[g,h,i]perylene	۷/۰
TPHs	۱۰۲۵۸۶/۲



شکل۱- آنالیز هیدروکربن های نفتی موجود در خاک کامل آلوده به وسیله دستگاه GC در ابتدای دوره آزمایشی



شکل۲- مقایسه میانگین وزن خشک ریشه و اندام هوایی گیاهان مختلف در تیمار های مختلف



شکل ۳- میزان کاهش در غلظت TPHs در حضور گیاهان مختلف **شکل۴- میزان کاهش در غلظتTPHs در تیمار مکانیکی و شاهد**

*: حروف غیر یکسان نشان دهنده معنی دار بودن در سطح آماری ۵ درصد است.

منابع

[1] Gao YZ, Zhu LZ. 2004. Plant uptake, accumulation and translocation of phenanthrene and pyrene in soils. Chemosphere. 55:1169– 78.

[2] Gevao B, Jones KC, Hamilton TJ. 1998. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) deposition in a small rural lake Cumbria, UK. Sci Total Environ .215: 231– 42.

[3] Ryan KM, Mary K, Firestone M. 2001. Enhanced phenanthrene biodegradation in soil by slender oat root exudates and root debris. J. Environ Quall. 30: 1911 – 18.

مطالعه جذب سطحی عناصر سنگین سرب، کادمیم و مس روی چند خاک از رژیم های رطوبتی Udic، Xeric و Aridic در استان گلستان

عاطفه کشاورزی[۱]، امیر فتوت[۲]، فرهاد خرمالی[۱] و شمس الله ایوبی[۳]

۱- دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان.
۲- دانشگاه فردوسی مشهد.
۳- دانشگاه صنعتی اصفهان.

مقدمه

محتوای عناصر سنگین و توزیع در خاکها توسط فاکتورهای مختلفی تحت تاثیر قرار می گیرد، از جمله این عوامل می توان به مواد مادری، محتوای ماده آلی، کانی شناسی، توزیع اندازه ذرات، وضعیت زهکشی، حضور گیاه و تهویه خاک اشاره کرد (اسر و همکاران، ۱۹۹۱و لی و همکاران، ۱۹۹۷). تیلر(۱۹۵۸) اظهار داشت که فلدسپارها، میکاها، اکسیدهای آهن و هیدروکسیدها، کانیهای رسی و هوموس اجزاء حامل فلزات سنگین هستند و هر یک از این گروهها یک سری از فلزات سنگین را به طور انتخابی جذب بیشتر جذب می کنند. کانیهای رسی درجه آلودگیها (عناصر سنگین و مولکولهای آلی) را کنترل می کنند که این امر از طریق دو پروسه جذب و جذب سطحی صورت می گیرد (هین و همکاران، ۲۰۰۳). آلودگی صنعتی و کشاورزی مقادیر زیادی فلزات سنگین به اتمسفر، آبهای سطحی، خاک و گیاهان آزاد می کنند (لی، ۲۰۰۵). مطالعات روی پدیده جذب سطحی نشان داده است که خاکهایی با خصوصیات فیزیکوشیمیایی مختلف رفتار متفاوتی از خود نشان می دهند. به این ترتیب خاکهایی با کاربری و رژیم رطوبتی مختلف در استان گلستان انتخاب و جذب سطحی سه عنصر سنگین سرب، کادمیم و مس روی آنها بررسی شد.

مواد و روشها

پروفیلها در غرب استان گلستان به این ترتیب که خاک شماره ۱ متعلق به صحرا (از رژیم Aridic)، خاک شماره ۲ با کاربری زمین کشاورزی (از رژیم رطوبتی Xeric)، خاک شماره ۳ در حاشیه جنگل (از رژیم رطوبتی Xeric) و خاک شماره ۴ در عمق جنگل متعلق به رژیم رطوبتی Udic حفر شد. نمونه برداری از افقهای خاکها صورت گرفته و پس از هوا خشک کردن از الک ۲ میلیمتری عبور داده شد. آزمایشات فیزیکی- شیمیایی روی خاکها انجام شد. سپس مطالعه کانی شناسی از روش کیتریک و هوپ (۱۹۸۶) روی دو افق سطحی و تکامل یافته همه خاکها صورت گرفت. سپس مطالعه جذب سطحی، روی لایه سطحی همه خاکها صورت گرفت. به این ترتیب که محلولهای کمپلکس از سه عنصر با غلظتهای صفر ، ۵۰، ۱۰۰، ۲۰۰، ۴۰۰، ۶۰۰، ۸۰۰، ۱۲۰۰، ۱۶۰۰ و ۲۰۰۰ میلی گرم بر لیتر برای مس و سرب و صفر، ۵، ۱۰، ۲۰، ۴۰، ۶۰، ۸۰، ۱۲۰، ۱۶۰ و ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر برای کادمیم تهیه و به ۱ گرم از هر خاک ۱۰ میلی لیتر از این محلول ها اضافه شد و پس از مدت زمانی معین شیک (این زمان از کالیبراسیون خاکها به دست می آید) نمونه ها ۱۵ دقیقه سانتریفوژ شده و غلظت عناصر نامبرده در محلول رویی توسط دستگاه جذب اتمی شیماتزو قرائت شد.

نتایج و بحث

خاک شماره ۱ چنانچه در جدول ۱ آمده است، جزء خاکهای شور-سدیک بود. کانیهای غالب در افق سطحی این خاک شامل ایلایت، کلرایت، اسمکتایت و کائولینایت و در افق زیرسطحی شامل ایلایت، کلرایت، اسمکتایت و مقدار ناچیزی کائولینایت بود. خاک ۲ و ۳ متعلق به رژیم رطوبتی Xeric با کاربری متفاوت دارای کانیهای غالب متفاوتی بودند، چنانچه افق سطحی خاک ۲ دارای اسمکتایت، ایلایت، کلرایت و کائولینایت و افق زیر سطحی آن حاوی ایلایت، اسمکتایت، کلرایت و کائولینایت بود. در حالیکه افق سطحی خاک شماره ۳ حاوی کانیهای اسمکتایت، ایلایت، کلرایت و کائولینایت و افق زیرسطحی این خاک دارای ایلایت، اسمکتایت، کلرایت و مقدار ناچیزی کائولینایت بود. خاک

جنگلی شماره ۴ در لایه سطحی حاوی کانیهای ورمیکولایت، ایلایت، اسمکتایت، کلرایت و کائولینایت و در لایه زیر سطحی دارای HIV، ایلایت، اسمکتایت و کائولینایت بود. میزان بارندگی در منطقه خشک پروفیل شماره ۱ کمتر از ۲۰۰ میلیمتر و در منطقه جنگلی خاک شماره ۴ بیش از ۶۰۰ میلیمتر بود.

جدول شماره ۱- خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاکهای مورد مطالعه

	pH	EC dSm^{-1}	%CCE	%OC	CEC $Cmol(+)kg^{-1}$	Texture
افق سطحی خاک ۱	۷	۸۱/۸	۱۸	۱/۴	۱۱/۱	SiL
افق زیر سطحی خاک ۱	۷/۴	۸۳/۹	۲۵	۱/۷	۱۳	SiL-Si
افق سطحی خاک ۲	۷/۳	۱/۴	۱۲/۵	۲/۴	۴۶/۷	SiCL
افق زیر سطحی خاک ۲	۷/۴	۱/۸	۸/۵	۲/۳	۴۶/۲	SiCL
افق سطحی خاک ۳	۷/۴	۲/۱۳	۱۰/۵	۴/۳	۵۸/۵	Si Cl L
افق زیر سطحی خاک ۳	۷/۳	۱/۳۳	۲۷	۱/۳	۱۴/۶	Si L
افق سطحی خاک ۴	۶/۵	۲/۱	۹	۴	۶۲	SiCL
افق زیر سطحی خاک ۴	۶/۴	۲/۱	۷/۵	۱/۵	۵۱/۶	SiC

کانیهای ایلایت و کلرایت در خاکها جزء کانیهایی هستند که منشا مادری دارند (خرمالی و ابطحی، ۲۰۰۳) و هرچه میزان این کانیها در خاکها بیشتر باشد دلیل بر هوادیدگی کمتر و تکامل کمتر خاکهاست. مشابه آنچه در خاک ۱ دیده می شود، اما حضور کانی های ثانویه اسمکتایت و ورمیکولایت در خاکها بیانگر هوادیدگی بیشتر خاک تحت تاثیر رطوبت بیشتر است. افزایش رطوبت قابل دسترس خاک و به دنبال آن محیطی با آبشویی نسبی بیشتر برای آزادسازی K^+ از کانی های میکایی، مشخصا ایلایت، در محیط آهکی با Mg^{2+} بالا و تحرک Si بالا ممکن است شرایط مطلوبی برای تشکیل اسمکتایت فراهم کند (خرمالی و ابطحی، ۲۰۰۳). طبق رده بندی سیستم آمریکایی خاک شماره ۱جزء رده Aridisols، خاک ۲ متعلق به Mollisols و خاک ۳و ۴ جزء Alfisols بودند.

پس از انجام آزمایشات جذب سطحی روی لایه سطحی همه خاکها، دو ایزوترم جذب سطحی لانگ موير و فروندلیچ برای نشان دادن اختلاف بین میزان جذب سطحی خاکها انتخاب شد، که در همه موارد داده ها با معادله لانگ موير توافق خوبی نشان داده و این امکان فراهم شد تا مقادیر ثابت معادله لانگ موير (k: انرژی جذب و b: حداکثر مقدار جذب یا ظرفیت جذب) محاسبه شود. مقادیر محاسبه شده نشان داد که در مورد همه خاکها با خصوصیات مختلف عنصر سرب در جذب سطحی و اشغال جایگاههای تبادلی نسبت به عناصر دیگر موفق بود.

جدول شماره۲- مقادیر ثابت معادله لانگ موير برای خاکهای مورد مطالعه

	سرب		کادمیم		مس	
	b	k	b	k	b	k
خاک ۱	۹/۹۳۰	۰/۰۳۵	۰/۱۵۹	۰/۰۷۲	۶/۳۴۵	۰/۰۱۳۶
خاک ۲	۱۰/۸۶۹	۰/۰۴۶	۰/۳۲۴	۰/۴۴۸	۵/۲۸۳	۰/۰۴۵۵
خاک ۳	۱۰/۹۹۰	۰/۰۵۳	۰/۴۲۶	۰/۴۱۳	۶/۲۳۱	۰/۰۷۵۸
خاک ۴	۱۰/۷۳۰	۰/۰۳۶	۰/۳۵۳	۱/۱۲۵	۶/۱۲۰	۰/۰۴۸

هرچند که در مواردی سرب، انرژی جذب ضعیف تری نسبت به عناصر دیگر داشت (خاک شماره ۱). به نظر می رسد جذب سطحی سرب بیشتر وابسته به کانیهای رسی خاک باشد تا اینکه به مواد آلی مرتبط باشد. زیرا جذب سطحی این عنصر با افزایش ماده آلی روند خطی نشان نداد ولی با تغییر نوع کانی خاک میزان جذب سطحی آن تغییر کرد. یکی از دلایل جذب زیاد عنصر سرب، علاوه بر سایر فاکتورهای مربوط به خاک (میزان ماده آلی، نوع و مقدار کانی های رسی) اندازه بزرگ کاتیون عنصر سرب و در نتیجه شعاع هیدراته کوچک و انرژی آبپوشی کم آن دانست، در نتیجه این عنصر به راحتی می تواند آب هیدراته را از دست داده و به سطح کانی متصل شود (انصاری و همکاران،

۱۳۸۳). بعد از سرب، مس سهم زیادی از جایگاههای تبادلی را به خود اختصاص داد. روند افزایش ظرفیت جذب سطحی مس با افزایش ماده آلی رابطه داشت (آریاس و همکاران، ۲۰۰۵). عنصر کادمیم در اکثر موارد کمترین ظرفیت جذب را داشت اما در مقایسه با عناصر دیگر انرژی جذب سطحی بالایی داشت. جذب سطحی Cd نیز توافق خوبی با ماده آلی نشان داد. البته می توان به تأثیر نوع کانی نیز در جذب سطحی کادمیم اشاره کرد.

نهایت اینکه در مورد تمام عناصر جذب سطحی در خاک Alfisols (خاک ۳ و ۴)> Molisols (خاک ۲)> Aridisols (خاک ۱) بود.

منابع

[۱] انصاری مهابادی، آ.، م. ع. حاج عباسی و ح. خادمی. ۱۳۸۳. ارزیابی مقدار و سرعت جذب عناصر سنگین سرب، کادمیم، روی و مس از محلول های آبی توسط دو نمونه از زئولیت های طبیعی ایران. مجله علمی – پژوهشی علوم و صنایع کشاورزی. دانشگاه فردوسی مشهد. شماره ۴. صفحه ۱۱-۳.

[2] Arias, M., C. Perez- Novo, E. Lopez, and B. Soto. 2005. Geoderma. Article in press. www.sciencedirect.com. Esser, K. B., J. G. Bockheim, and P. A. Helmek. 1991. Trace element distribution in soils formed in the Indiana dunes, U.S.A Soil Sci. 152: 340- 350.

[3] Hein, J. R., J. S. Dowling, A. Schuetze and H. J. Lee. 2003. Clay-mineral suites, sources, and inferred dispersal routes: Southern California continental shelf. Marine Environmental Research. 56:79-102.

[4] Lee, B. D., B. J. Carter, N. T. Basta, and B. Weaver. 1997. Factors influencing heavy metal distribution in six Oklahoma Benchmark soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 61: 218- 223.

[5] Lee, S. G. 2005. Geochemistry and partitioning of trace metals in paddy soils affected by metal mine tailings in Korea. Geoderma. Article in press. www.sciencedirect.com.

[6] Khormali, F. and A. Abtahi. 2003. Origin and distribution of clay minerals in calcareous arid and semi-arid soils of Fars Province, southern Iran. Clay minerals. 38:511-527.

[7] Kittrick, J. A. and E. W. Hope. 1963. A procedure for the particle size separation of soils for X-ray diffraction analysis. Soil Sci. 96:312-325.

[8] Tiller, K. G. 1958. The geochemistry of basaltic materials and associated soils of south- eastern and south Australia. J. Soil Sci. 9: 225- 241.

اثر کاربرد پودر یونجه بر توزیع فرمهای کادمیوم و سرب خاکها در شرایط غرقابی

علی عباس پور، محمود کلباسی و شاپور حاج رسولیها

مقدمه

استخراج معادن، ذوب فلزات, لجن فاضلاب و مصرف سوختهای فسیلی بیشترین منابع آلودگی خاک به عناصر سنگین هستند. تجمع عناصر سنگین در خاک، بویژه در زمینهای کشاورزی , امری تدریجی بوده و غلظت عناصر میتواند به سطوحی برسد که امنیت غذایی بشر را تهدید نماید. سالانه هزاران تن از این عناصر که ناشی از فعالیتهای شهری , صنعتی و کشاورزی است وارد خاک میشود. به عنوان مثال سالانه بیش از ۳۸ هزار تن کادمیوم و ۱ میلیون تن سرب از منابع مختلف وارد خاک میشود[۱]. امینی و همکاران [۲] جهت تهیه نقشه آلودگی سرب و کادمیوم، ۲۵۵ نمونه تصادفی از ۶۸۰۰ کیلومتر مربع خاکهای نواحی استان اصفهان جمع آوری نمودند. آنها دریافتند که بیش از ۸۹ درصد کادمیوم کل خاکها بیشتر از مقدار مجاز کشور سوئیس(برای کادمیوم و سرب به ترتیب ۰/۸ و ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم) بود. برای سرب این مقدار کمتر از ۵ درصد بود.

به منظور انجام مطالعات طولانی مدت بر روی سینتیک تغییر و تحول مجدد عناصر سنگین در خاکهای مختلف نیاز است تا تحرک و قابلیت دسترسی عناصر سنگین در شرایط غرقاب نظیر باتلاقها و مزارع برنج تعیین گردد تا با مدیریتی صحیح کمترین سمیت برای گیاهان و حداقل پتانسیل آلودگی آبهای زیرزمینی را به دنبال داشته باشد. هدف این تحقیق بررسی غرقابی کردن خاکهای با پ هاش مختلف و افزودن پودر یونجه بر روند تغییرات پتانسیل احیایی و توزیع فرمهای مختلف کادمیوم و سرب در طول زمان نگهداری است.

مواد و روشها

در این مطالعه ۲ نمونه خاک از استان گیلان (۱ نمونه خاک اسیدی از مزرعه توتون در شهر رشت و نمونه خاک دیگر از مزرعه برنج در شهر بندر انزلی) و ۱ نمونه خاک آهکی از استان چهارمحال و بختیاری (مزرعه گندم) انتخاب شدند. تیمارهای آزمایش شاهد, پودر یونجه (۲٪ وزن خاک), کادمیوم و سرب (به ترتیب ۲۰ و ۱۵۰ میلیگرم در کیلوگرم خاک) و مخلوط پودر یونجه وکادمیوم و سرب بودند. نمونه ها در شرایط سوسپانسیون ۱:۲/۵ خاک به آب به مدت ۱۲ هفته اشباع شدند.

با اندازه گیری مداوم پتانسیل احیایی (pe) نمونه ها، در فواصل زمانی ۱ و ۱۲ هفته نمونه های فرعی برداشته شد. در نمونه های فرعی علاوه بر پ-هاش, بخشهای مختلف عناصر کادمیوم و سرب به روش عصاره گیری متوالی تعیین گردید. در این روش عناصر سنگین موجود در خاک به ۶ فرم تبادلی , جذب ویژه, پیوند شده به اکسیدهای منگنز, پیوند شده به اکسیدهای آهن, کمپلکس شده با مواد آلی و باقیمانده تقسیم گردید[۳]. غلظت عناصر کادمیوم و سرب با دستگاه اسپکترومتر جذب اتمی (مدل Perkin Elmer, AAnalyst 200) اندازه گیری گردید.

به منظور کمی کردن فرایند توزیع مجدد عناصر سنگین در خاک شاخص تفکیک کاهشی(I_R) که بیان کننده شدت نسبی پیوند عناصر سنگین با ذرات خاک و شاخص انطباق تعادلی(Uts) که نشان دهنده تمایل یک عنصر اضافه شده به خاک برای به تعادل رسیدن با فاز جامد خاک است توصیف شد[۴].

$$I_R = \sum_{i=1}^{k} (F_i \times (i)^n)/ (k^n)$$

$$U_{ts} = \sum_{i=1}^{k} (F_i \times F_a / F_c)$$

که در آن k شماره مرحله عصاره گیری که مقدار آن مطابق با قدرت و شدت عصاره گیر در استخراج عناصر سنگین افزایش می یابد. n عدد صحیح و مقدار آن برابر با ۲ است.F غلظت عنصر عصاره گیری شده در یک مرحله به

کل غلظت آن عنصر در خاک و i شماره مرحله عصاره گیری می‌باشد. F_a عنصر پیوند شده به هر بخش در خاک آلوده شده پس از گذشت یک دوره زمانی مشخص و F_c عنصر پیوند شده به همان بخش در خاک آلوده نشده پس از گذشت همان دوره زمانی مشخص می‌باشد.

نتایج و بحث

افزودن پودر یونجه به خاک اسیدی تاثیرقابل ملاحظه ای بر پ هاش در هفته اول دوره نگهداری نداشت اما با گذشت زمان، پ هاش این خاک شدیداً افزایش یافت به طوری که در انتهای دوره نگهداری پ هاش این خاک نسبت به شاهد حدود ۲/۱ واحد افزایش نشان داد. این تیمار، پ هاش خاک خنثی را نسبت به شاهد ابتدا کاهش و سپس افزایش داد. در خاک آهکی نیز تیمار مذکور پ هاش را نسبت به شاهد ۱/۷ واحد کاهش داد و مقدار کاهش پ هاش در انتهای دوره نگهداری حدود ۰/۷ واحد بود. با غرقابی کردن خاکها، پتانسیل احیایی کاهش یافت که بیشترین کاهش آن در ۲۰ روز اولیه دوره نگهداری اتفاق افتاد و پس از آن پتانسیل احیایی خاکها کاهش محسوسی نداشت. کاربرد پودر یونجه باعث کاهش بیشتر بر پتانسیل احیایی خاکها نسبت به شاهد شد به طوری که در انتهای دوره نگهداری تیمار مذکور، پتانسیل احیایی خاکهای اسیدی, خنثی و آهکی را نسبت به شاهد به ترتیب ۲ ، ۲/۷ و ۱ ولت کاهش داد.

عمده کادمیوم و سرب افزوده شده به خاکها به ترتیب در فرم جذب ویژه و پیوند شده به اکسیدهای آهن متمرکز شد. شاخص $\mathbf{I_R}$ کادمیوم در همه خاکها خصوصاً خاک اسیدی در اثر کاربرد پودر یونجه در انتهای دوره نگهداری افزایش یافت که نشاندهنده کاهش قابلیت دسترسی کادمیوم خاکها میباشد. کاربرد پودر یونجه باعث کاهش شاخص **Uts** در خاکهای آهکی و اسیدی شد، اما حالت عکس برای خاک خنثی مشاهده شد. این بدان معناست که پودر یونجه افزوده شده باعث غیر یکنواختی بیشتر کادمیوم در خاک مذکور شد. در طول دوره نگهداری شاخص **Uts** تنها در خاک اسیدی افزایش یافت. تجمع بیش از حد کادمیوم در فرم پیوند شده به اکسیدهای آهن (بیش از ۵۰ درصد کادمیوم افزوده شده) در انتهای دوره نگهداری به احتمال زیاد عامل اصلی این افزایش است. شاخص $\mathbf{I_R}$ سرب درخاک آهکی در اثر کاربرد پودر یونجه و نیز در طول دوره نگهداری شدیداً کاهش یافت که نشاندهنده افزایش تحرک و قابلیت دسترسی سرب در اثر کاربرد پودر یونجه بود. این تیمار سبب کاهش شاخص **Uts** در همه خاکها شد. گذشت زمان نیز باعث کاهش این شاخص در همه خاکها شد. نکته قابل توجه در تحقیق حاضر این بود که انحلال اکسیدهای آهن در شرایط غرقاب سطوح مناسبتری برای جذب کادمیوم نسبت به سرب فراهم ساخت.

منابع

[1] Alloway. B.J. 1990. Heavy metals in soils. John Wiley & Sons. Inc. New York.

[2] Amini, M., Afyuni, M., Khademi, H., Abbaspour, K.C., and Schulin, R., 2005. Mapping risk of cadmium and lead contamination to human health in soils of Central Iran. *Sci. Total Environ*., 347: 64- 77.

[3] Han, F.X., and Banin, A., Long- term transformation and redistribution of potentially toxic heavy metals in arid-zone soils: II. 1999. Incubation at the field capacity moisture content. *Water Air and Soil Pollut*. 114: 221-250.

[4] Han, F.X., Banin, A., Kingery, W.L., Triplett, G.B., Zhou, L.X., Zheng, S.J. and Ding, W.X., 2003. New approach to studies of heavy metal redistribution in soil. Adv. Environ. Res. 8**:** 113-120.

بررسی وضعیت نیترات و فسفات در رودخانه زاینده رود

حمیدرضا رحمانی و علیرضا مامن پوش

اعضای هیات علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی اصفهان.

hr_rahmani@yahoo.com

مقدمه

امروزه آلودگی در بسیاری از نقاط دنیا، منابع آبی را از وضعیت قابل استفاده خارج ساخته است. در حال حاضر آلودگی آب سلامتی و حیات انسان و سایر موجودات زنده در کره زمین را تهدید میکندو اکوسیستم ها و زیستگاههای طبیعی را با خطر نابودی مواجه ساخته است. بنابراین بازنگری در وضعیت استفاده از آب و حفاظت از منابع آب در برابر آلودگی ها بخصوص در آستانه مواجه جهانی با بحران آب لازم و ضروری است. با اعمال ضوابط کنترل آلودگی و بکاربردن شیوه های حفاظت از منابع آب و بازیابی آبهای آلوده می‌توان بر مشکل کمبود آب و آلودگی آن فایق آمد.

رشد روزافزون جمعیت و توسعه صنعت تاثیر زیادی در افزایش مصرف آب داشته است. تغییر کاربری اراضی همراه با موارد ذکر شده سبب تنزل کیفی آب رودخانه شده، بطوریکه وضع کیفی آب در پایین دست رودخانه بسیار نامطلوب می گردد. محل تخلیه جریان رودخانه زاینده رود، تالاب گاوخونی می باشد. رودخانه زاینده رود تحت تاثیر ۳ نوع منبع آلاینده اصلی شامل آلاینده های کشاورزی ، صنعتی و شهری قرار می گیرد[۴].

در تایوان بیش از ۴۰ درصد رودخانه‌ها بطور متوسط تا شدید توسط پسابهای صنعتی آلوده شده اند و دارای استفاده مفید نیستند [۶]. همچنین استفاده از آب آبیاری آلوده در ژاپن با غلظت کادمیم ۰/۵ تا ۵ میلی گرم در لیتر سبب ایجاد بیماری ایتای - ایتای شده است . طبق این بررسی غلظت کادمیم در خاک بیش از یک میلی گرم بر کیلوگرم و دربرنج کشت شده بر این خاکها ۰/۴ تا ۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم بوده است[۳]

با مطالعه ۵ رودخانه منتهی به تالاب انزلی مشخص شد که تراکم جمعیت شهری، کاشت محصولات کشاورزی، استفاده بیش از ۵۰۰ هزار تن کود شیمیایی در سال و پساب صنایع پراکنده منطقه در افت کیفیت این رودخانه بسیار موثر بوده است(۲). همچنین طی گزارشی در سال ۲۰۰۶ عامل کاربری کشاورزی ۴۶ درصد و پساب‌های شهری و صنعتی ۲۰ درصد از عوامل آلودگی رودخانه‌ها و دریاچه‌های ایالت تنسی ایالات متحده آمریکا عنوان شده است[۷].

یکی از منابع آلاینده که توسط فعالیتهای کشاورزی به محیط وارد می شود کود های شیمیایی است. زاینده رود بزرگترین جریان دائمی آب شیرین فلات مرکزی ایران تامین کننده آب مورد نیاز بیش از ۲/۵ میلیون نفر از جمعیت ساکن در استانهای اصفهان و چهار محال بختیاری است. میزان مصرف کودهای شیمیایی مختلف در اراضی آبخور حوضه زاینده رود (۲۲۰ هزار هکتار) بالغ بر صد هزار تن است . از طرفی حجم آب مصرفی توسط بخش کشاورزی از زاینده رود شامل آبها ی سطحی وزیر زمینی بالغ بر ۴۴۰ میلیون متر مکعب در سال است[۱] که بخشی از آن به صورت زه آب کشاورزی که حاوی املاح محلول فسفر، ازت، سموم کشاورزی و عناصر سنگین است به آبهای سطحی می پیوندد.نیترات و فسفات دو ترکیب مهمی هستند که توسط کودهای شیمیائی ایجاد و موجب آلودگی محیط از جمله منابع آب می شوند. غلظت نامطلوب نیتروژن که نهایتا به منابع آب وارد می شود از دو جنبه بهداشتی و بوم شناختی مشکل آفرین است. مشکلات ناشی از فرم انحلال ناپذیر فسفر عمدتا به وجود غلظتهای نامطلوب آن در آب زهکش مربوط می شود .بنابر این اثر آلوده کنندگی فسفات محدود به اثر غنی شدن آبها می شود .با توجه به اینکه بخش عظیمی از ترکیبات فسفاته و ازته توسط رواناب و زهکش کشاورزی وارد می شود، می توان انتقال مقدار زیادی از این ترکیبات را به پایین دست رودخانه و تالاب گاوخونی انتظار داشت[۴ و ۵] .

مواد و روشها

در این بررسی آمارهای کیفیت آب در ایستگاهای مختلف در طول مسیر رودخانه زاینده رود مورد بررسی قرار گرفته است.این ایستگاهها به ترتیب شامل سد تنظیمی، پل مورگان، پل کله، سد انحرافی نکوآباد، لنج ،پل فلاورجان، موسیان، پل وحید ،پل خواجو ،سد انحرافی آبشار، پل چوم ،پل زیار، ازیه، ورزنه، گاوخونی می باشد.

نتایج و بحث

نتایج حاصله از بررسی وضعیت فسفات و نیترات در طول مسیر رودخانه زاینده رود نشان داد مقادیر نیترات و فسفات تا ایستگاه سد آبشار ناچیز بوده و مقدار نیترات بین ۱/۵ تا ۳/۲ میلی گرم در لیتر وفسفات بین ۰۳/ تا ۰/۶۴ میلی گرم در لیتر متغیر بوده است . در ایستگاه پل چوم مقادیر نیترات و فسفات به ترتیب به ۴ و ۰/۶ میلی گرم در لیتر ودر ایستگاه پل زیار به ترتیب به ۴/۳ و ۰/۶ میلی گرم در لیتر رسیده و سپس مقادیر آنها کاهش یافته و در ایستگاه ورزنه به ترتیب مقادیر آنها به ۲/۲ و۰/۲ میلی گرم در لیتر می رسد. حداکثر مجاز نیترات و فسفات در آب آشامیدنی به ترتیب۴۵ و ۵ میلی گرم درلیتر است که مقادیر نیترات وفسفات آب رودخانه به مراتب کمتر از آن است اما غلظت فسفر و ازت در رودخانه می تواند سبب غنی شدن رودخانه و مشکلات مربوط به آن گردد.

در مجموع میتوان نتیجه گیری نمود که استفاده بیش از حد مجاز و عدم اعمال مدیریت مناسب در مصرف کودهای شیمیایی و سموم دفع آفات در مزارع کشاورزی عامل عمده در آلودگی آب و رودخانه می باشد. در بیشتر موارد فسفر و نیتروژن موجود در آب رودخانه ناشی از فعالیتهای کشاورزی است. نیتروژن و فسفر دو عامل عمده در تشدید پدیده یوتریفیکاسیون می باشند و سبب رشد بیش از حد جلبکها و تخریب اکوسیستم های آبزی می گردند و سبب تنزل وضع کیفی آب می گردند. تغییرات غلظت این دو عنصر در آب رودخانه متغیر است و رابطه نزدیکی با فصل کشت و مصرف انواع کودهای شیمیایی دارد. گسترش اراضی کشاورزی تا لبه حاشیه رودخانه و تجاوز به حریم رودخانه با توجه به مصرف بالای کودهای شیمیایی و آفت کشها، تراکم کشت بالا و عدم مدیریت مناسب زراعی بوضوح سبب تخلیه این آلاینده ها به رودخانه می گردد. ورود پسابهای صنعتی و شهری و زه آبهای کشاورزی، تغییر کاربری اراضی، عدم مدیریت صحیح عوامل آلاینده در پاره ای موارد از جمله عواملی است که سبب شده وضع کیفی رودخانه در طبقه نامطلوب قرار گیرد.

منابع

[۱] آمارنامه کشاورزی استان اصفهان سال زراعی ۱۳۸۲-۱۳۸۱. ۱۳۸۳. سازمان کشاورزی استان اصفهان، وزارت جهاد کشاورزی.

[۲] توکلی، ب. و ک. ثابت رفتار. ۱۳۸۱. مطالعه تاثیر فاکتورهای مساحت، جمعیت و تراکم جمعیت حوزه آبخیز بر روی رودخانه‌های منتهی به تالاب انزلی. مجله محیط شناسی، ویژه نامه تالاب انزلی، شماره ۲۶، صفحه ۵۱-۵۷.

[۳] رحمانی .حمید رضا ، ۱۳۸۲ ، خصوصیات شیمیایی و غلظت عناصر سنگین سرب ، کادمیم و نیکل در پساب واحدهای صنعتی شهر یزد ، مجله محیط شناسی ، سال ۲۹ ، شماره۳۱ ، صفحات ۳۱ تا ۳۶.

[۴] کلباسی، م.۱۳۷۶. مدیریت زیست محیطی منابع آب ،گزارش نهایی پروژه ، اداره کل محیط زیست استان اصفهان.

[۵] موسوی، ف .۱۳۷۶. بررسی آلودگی و منابع آلوده کننده آب، گزارش نهایی پروژه، اداره کل حفاظت محیط زیست استان اصفهان.

[6] EPA/ ROC , 1998 , Environmental information of Taiwan , ROC , Environmental Protection Agency (EPA) , Taipei , Taiwan , ROC.

[7] TDEC. 2006. Report The Status of Water Quality in Tennessee. Tennessee Department of Environment and Conservation, No. 305(b), 157 p.

بررسی اثرات آلودگی حاصل از مواد زائد جامد شرکت فولاد مبارکه بر اراضی کشاورزی تحت کشت گندم مجاور

حمیدرضا رحمانی و اکبر قندی

اعضای هیات علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی اصفهان.

hr_rahmani@yahoo.com

مقدمه

در سالهای اخیر صنعتی‌شدن در کشورهای در حال توسعه ازجمله ایران بتدریج سبب از بین رفتن یا آلودگی محیط طبیعی از جمله خاک و آب شده است. رشد صنعت مشکل مواد زائد جامد را زیادتر نموده‌است. بسیاری از مواد جامد زائد تولید شده از فعالیت صنعتی وارد هوا، خاک و نهایتاً آب شده و سبب آلودگی گردیده‌اند. این مواد حاوی ترکیبات سمی و خطرناک از جمله عناصر سنگین می‌باشند . از طرف دیگر اضافه سازی مواد معلق به خاک به‌صورت پیوسته می‌تواند علاوه بر تأثیر بر خصوصیات شیمیایی بر خصوصیات فیزیکی خاک نیز اثر گذارد. همچنین جذب عناصر سنگین توسط گیاه هم از طریق ریشه و هم از طریق اندام هوایی در این مناطق سبب ورود مقادیر قابل توجه از این عناصر و سایر ترکیبات سمی به زنجیره غذایی شود[۱].

در یک تحقیق متوسط غلظت سرب در خاکهای کشاورزی که در فاصله ۱۰۰ متری از یک مرکز قدیمی ذوب فلزی قرار داشتند برابر ۳۰۰۹۰ میکروگرم بر گرم اندازه‌گیری گردید که در مقایسه با غلظت زمینه این عنصر در خاک در همان منطقه(۲۴ تا ۲۵ میکروگرم بر گرم) بسیار بالاتر بود[۲]. در تحقیقی دیگر در ۳۳۰ متری شمال شرقی مرکز یک ذوب فلزی سرب سطح خاک ۱۶۰۰ میکروگرم بر گرم و در فاصله ۱۶۷۰ متری غلظت سرب ۴۲۸ میکروگرم بر گرم گزارش شده است[۳]. در تحقیقاتی دیگر تجمع عناصر سنگین در سطح ۲ سانتیمتری خاک با رسوب یا فرونشست مقادیر متفاوتی از این عناصر با توجه به جهت باد گزارش شده است. در جهت باد غالب در این تحقیق در ۳/۲ کیلومتری از ذوب کننده مقادیر بالایی از عناصر سنگین اندازه‌گیری شده است[۳]. آلوگی سبزیجات ، خاک و گیاهان اطراف صنایع در کشورهای مختلف گزارش شده است اگر چه گزارشاتی محدود از مناطق حاره‌ای و کشور نیجریه نیز وجود دارد[۴].

با پیشرفت صنعت ضرورت توجه به عوامل آلاینده از جمله اضافه سازی مواد زائد جامد صنایع بزرگ بر اراضی کشاورزی وجود دارد. هدف از انجام این تحقیق بررسی غلظت عناصر سنگین در خاک و گیاه تا شعاع ۲۰ کیلومتری از مراکز صنعتی مورد نظر در اراضی کشاورزی می‌باشد.

مواد و روشها

جهت اجرای طرح تحقیقاتی حاضر از کنار صنعت مجتمع فولاد مبارکه دو ترانسکت به طول۲۰ کیلومتر در دو جهت متفاوت در نظر گرفته شد. نمونه‌گیری خاک از اعماق ۰ تا ۱۰و ۱۰ تا ۲۰ سانتیمتر در طول هر ترانسکت در فواصل ۱۰۰۰، ۲۰۰۰ ،۳۰۰۰، ۵۰۰۰، ۱۰۰۰۰ و ۲۰۰۰۰ متری از کنار صنعت مربوطه انجام شد.نمونه‌گیری گیاه گندم از اندام هوایی ، ریشه و دانه صورت گرفت.نمونه‌های خاک و گیاه به آزمایشگاه منتقل و مورد تجزیه‌های لازم (در خاک درصد اندازه‌ذرات ، درصد مواد آلی، کاتیونها، آنیونها ، pH,EC و غلظت عناصر سنگین Pbو Mn,Cu,Zn,Fe و در گیاه درصد ماده خشک و غلظت عناصر سنگین ذکر شده در نمونه‌های شستشو شده و شستشو نشده) قرار گرفتند و بعد از بدست آمدن نتایج تجزیه و تحلیل داده‌ها انجام شد.

نتایج و بحث

نتایج نشان داد با فاصله از آلاینده غلظت عناصر کادمیم(کلیه نمونه‌ها) و روی (در نقطه آخر ترانسکت) دارای وضعیت بحرانی بود اما غلظت عنصر منگنز در بسیاری از نقاط حتی در نقطه آخرترانسکت دارای غلظت فراتر از غلظت

معمول بود و سایر عناصر محدودیتی نداشتند.مقایسه داده‌ها با غلظت معمول و بحرانی عناصر سنگین [۲ و ۵] نشان داد غلظت عناصر کادمیم (کلیه نمونه‌ها) و روی (تا فاصله ۳۰۰۰ متری) در دامنه بحرانی قرار داشت اما عناصر مس (در فاصله ۳۰۰۰متری) و منگنز (در کلیه نمونه‌ها) دارای غلظت فراتر از حد معمول بودند.

نتایج حاصل از اندازه‌گیری غلظت قابل جذب عناصر سنگین در نمونه‌های خاک نشان داد از کنار منبع آلاینده با فاصله از آن در ترانسکت ۱ غلظت Fe،Cu, zn کاهش نشان دادند، کادمیم تغییری نداشت و Mnو Fe دارای روند تغییرات نامشخص بودند. در ترانسکت ۲ غلظت عناصرMn،Fe,Cu,Zn,pb به سمت آخر ترانسکت دارای کاهش مشخص بودند و کادمیم تغییری نداشت . در مجموع نتایج در خاکهای مورد بررسی نشانگر کاهش غلظت قابل جذب عناصر سنگین از کنار صنعت آلاینده با فاصله از آن در آخر ترانسکت بود.

کاهش غلظت کل عناصر سنگین با فاصله از منبع آلاینده در ترانسکت ۱ شامل Fe,Cu,Zn,Mn و در ترانسکت ۲ شامل عناصر Fe،Zn بود.بررسی میانگین غلظت قابل جذب و کل عناصر سنگین در خاکهای مورد بررسی نشان داد غلظت قابل جذب و غلظت کل عناصر سنگین مورد بررسی با عمق خاک کاهش یافته و تجمع عناصر سنگین با توجه به تحرک ناچیز در سطح خاک اتفاق افتاده است. کاهش غلظت قابل جذب و غلظت کل عناصر سنگین با عمق خاک نشانگر آلودگی یا افزایش غلظت این عناصر به سطح خاک است.

بررسی میانگین و دامنه غلظت عناصر سنگین درگیاه گندم مورد بررسی در مقایسه با حدود معمول و بحرانی عناصر سنگین در گیاه[۲ و ۵] نشان داد غلظت عناصر کادمیم، مس، منگنز و روی دارای محدودیت نبوده اما غلظت سرب در اندامهای ساقه و خوشه فرا تر از غلظت معمول و در دامنه غلظت بحرانی این عنصر قرار دارد.غلظت کلیه عناصر (به استثنای عنصر روی) در کلیه نمونه های شستشو نشده ساقه نسبت به نمونه های شسته شده بالا تر بود. در بررسی سطح کفایت عنصر آهن در گیاه گندم مشخص گردید غلظت آهن در اندام هوایی ساقه فرا تر از سطح کفایت ذکر شده قرار دارد.

مقایسه غلظت عناصر سنگین در نمونه‌های شسته شده با نمونه‌های شسته نشده گیاه گندم نشان داد که غلظت این عناصر در نمونه‌های شسته نشده بالاتر از نمونه‌های شسته شده بود. این نتایج نشانگر فرونشست آلاینده‌ها بر سطح گیاهان و آلودگی از طریق هوا می‌باشد.

منابع

[۱] رحمانی . ح.ر، ۱۳۷۴،آلودگی خاک توسط سرب حاصل از وسائط نقلیه در محدوده برخی از بزرگراههای ایران، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان.

[2] Alaway. B.J, 1990, Heavy metals in soils , Glassgow London, PP. 177-196.

[3] Kozlov, M.V, E.Haukioja, A.V.Bakhtiarov and D.N. Stroganov, 1995, Heavy metals in birch leaves around a Nichel – Copper Smelter at Monchegorsk, Northwestern. Russia, Environmental Pollution, Vol. 90, No.3, PP.291-299.

[4] Ndiokwere. C.L and C.A. Fzihe, 1990, The occurance of heavy metals in the vicinity of industrial complexes in Nigeria, Environment International , Vol. 16, PP.291-295.

[5] Pendias. A.K and H. Pendias, 1992, Trace elements in Soils and Plants , 2nd ed. Boca Raton Arbor, London, PP.187-1980.

بررسی تاثیر درازمدت کودهای فسفره بر میزان کادمیم خاک و گیاه گندم در منطقه برااان اصفهان

اسماعیل بغوری و حمیدرضا رحمانی

اعضای هیات علمی بخش تحقیقات خاک و آب موسسه خاک و آب و مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی اصفهان.

hr_rahmani@yahoo.com

مقدمه

مساله نگران کنندۀ ناشی از مصرف کودهای فسفره وجود کادمیم و برخی فلزات سنگین دیگر نظیر نیکل ، سرب وجیوه میباشد .در سالیان اخیر به دنبال تغییرات بنیادین در میزان مجاز کادمیم در محیط زیست ،تقاضا برای کودهای فسفره عاری از کادمیم ویا با میزان کم افزایش یافته است. بنابر گزارشهای موجود تولید کودهای فسفره در سال ۱۹۹۵ در سطح ۴۰ کشور تا حدود ۱۳۱ میلیون تن بوده است که با فرض مقدار متوسط کادمیم ۲۰ میلی‌گرم در کیلوگرم بالغ بر ۲۶۰۰ تن کادمیم تنها به اراضی کشاورزی تخلیه شده است [۱].

هاروات و همکاران دریافتند که غلظت کادمیم در کانالهای زهکشی اراضی جنوب فلوریدا ۷ برابر بیشتر از غلظت کادمیم در زه آب زمینهای شاهد (بدون مصرف کودهای فسفره) بوده است (۴). اسمیدل و ون لویت در هلند ازدیاد کادمیم را درخاکی که به مدت ۱۸ سال کود فسفره دریافت داشته بود را با خاک شاهد مقایسه کرده وچنین نتیجه گرفتند که با مصرف سالانه۲۰۰کیلو گرم P_2O_5 در هکتار تجمع کادمیم از ۰/۰۰۲ تا ۰/۰۱ میلی‌گرم در کیلوگرم بوده است[۶]. گودرود در سال ۱۹۷۹ گزارش کرده است که استفاده طولانی مدت از کودهای فسفره مقادیر قابل توجهی کادمیم را به خاک اضافه خواهد کرد [نقل از ۱]. اشرودر و بالاسا در زمره نخستین افرادی بودند که در مورد امکان عرضه کادمیم به سبزیجات به واسطه مصرف کودهای فسفاته اشاره کردند ولی استنتاج آنها براین بوده است که مقدار کادمیم که از این طریق جذب سبزیها میشود بسیار اندک است[نقل از ۱]. بررسی‌های طولانی مدت زیادی پیرامون برآورد افزایش آلودگی خاکها به کادمیم در نتیجه مصرف کودهای فسفره در سطح دنیا صورت گرفته است.

مواد و روشها

برای اجرای این تحقیق محصول گندم و سری غالب خاک اصفهان انتخاب شد و بررسی به مدت ۳ سال انجام شد. در اطراف منطقه انتخابی نقاطی که سابقه استفاده از کودهای فسفره را نداشت به عنوان قطعات شاهد در نظر گرفته شد . در سری خاک غالب انتخابی سطحی به وسعت سه هکتار به عنوان محل دایم(کرتهای دایم) انتخاب شد و این سطح به سه قسمت (هر قسمت یک هکتار) تقسیم گردید در هر قسمت قطعاتی به صورت کرتهای دائم انتخاب ونمونه‌گیری خاک (بصورت مرکب) از عمق ۲۰-۰ سانتیمتری از چندین نقطه بصورت تصادفی صورت گرفته و در آزمایشگاه اندازه‌گیری مقدار فسفر، درصد ماده آلی، هدایت الکتریکی، و غلظت کل و قابل جذب کادمیم، آهک و بافت خاک بر نمونه‌ها انجام شد. نمونه‌گیری از گیاه گندم نیز در قطعات انتخابی از سطح یک هکتاری از اندام هوایی و دانه از چندین نقطه انجام و غلظت کادمیم در آنها اندازه‌گیری گردید .

نتایج و بحث

جدول۱ میانگین برخی خصوصیات فیزیکوشیمیایی مورد اندازه‌گیری را در خاکهای مورد بررسی منطقه مورد مطالعه نشان می‌دهد.جدول ۲ نشان می‌دهد میزان فسفر قابل جذب نمونه‌های خاک فراتر از ۲۰ میلی‌گرم در کیلوگرم قبل از کشت محصول است بنابراین اضافه سازی کود فسفره در کلیه مناطق مورد بررسی نیاز نمی‌باشد و خاک دارای فشفر کافی برای رشد گیاه می‌باشد (حداقل میانگین فسفر در نمونه‌های خاک حدود ۳۰ میلی‌گرم در کیلوگرم است). فسفر قابل جذب نمونه‌های خاک نسبت به نمونه‌های خاک شاهد هر منطقه فراتر است و اختلاف قابل توجهی را

داراست. کادمیم قابل جذب خاک در مقایسه با شاهد دارای اختلاف بوده و مقادیر بالاتری را در نمونه‌ها داراست. نتایج نشان می‌دهد کادمیم خاک حاصل از افزایش کود فسفاته بوده که با گذشت زمان در خاک تجمع یافته است(جدول ۲).

جدول ۱- میانگین برخی خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاکهای مورد بررسی

عمق خاک (cm)	pH	EC (dS/m)	O.C (%)	ازت کل (%)	پتاسیم قابل جذب mg/kg	درصد اندازه‌ذرات			تعداد نمونه
						رس	سیلت	شن	
۰-۲۰	۷/۲	۲/۴۸	۰/۹۷	۰/۰۹۷	۱۹۳/۸	۳۳/۸	۴۰/۷	۲۵/۵	۱۲

جدول ۲- میانگین و دامنه مقادیر فسفرقابل جذب وکادمیم کل وقابل جذب نمونه‌های خاک در مقایسه با شاهد

عمق خاک	فسفر قابل جذب(mg/kg)		کادمیم کل(mg/kg)		کادمیم قابل جذب(mg/kg)	
	نمونه‌ها	شاهد	نمونه‌ها	شاهد	نمونه‌ها	شاهد
۰-۲۰	۳۰/۴ (۲۶-۳۴/۶)	۱۸/۴	۲/۵ (۰/۵ -۴/۵)	۱/۰	۰/۰۳ (۰/۰-۰/۱۶)	۰/۰

طبق جدول ۲ غلظت کل کادمیم در نمونه‌های خاک نسبت به شاهد مقادیر بالاتری را نشان داد و نشانگر وجود غلظت کادمیم کل بالاتر در خاکهای تحت کشت نسبت به خاک بکر بود. مقایسه داده‌ها با حد مجاز کادمیم در خاک[۳و۵] نشان داد بسیاری از نمونه‌ها دارای غلظت کادمیم در محدوده بحرانی (۸-۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بوده و دارای محدودیت می‌باشند اما غلظت کادمیم در خاک بکر زیر حد مجاز قرار دارد(غلظت معمول کادمیم در خاک ۲-۰/۰۱ میلی گرم در کیلوگرم است). در مجموع نمونه‌های خاک دارای غلظت کادمیم فراتر از غلظت معمول و در دامنه غلظت بحرانی این عنصر در خاک بودند.

غلظت کادمیم در دانه و اندام هوایی گندم کمتر از حد تشخیص دستگاه جذب اتمی بود و نشانگر کمتر بودن کادمیم از حد بحرانی آن در گیاه (کادمیم دارای غلظت معمول ۲/۴-۰/۱ و غلظت بحرانی ۳۰-۵ میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک گیاه می باشد [۳ و ۵]) می باشد و جهت استفاده محدودیت ندارد.مقدار غلظت کادمیم در اندام گیاه در صورتی که برای سلامتی انسان زیان آور نباشد برابر۰/۱ میلی‌گرم در کیلوگرم است[۲] . با توجه به نتایج بدست آمده غلظت کادمیم در اندام هوایی و دانه گندم فراتر از حد ذکر شده نبوده و برای استفاده از آن در زنجیرهٔ غذایی انسان دارای محدودیت نیست.

منابع

[۱] بغوری، اسماعیل ،۱۳۷۰،مروری بر نتایج حاصل از کاربرد کودهای فسفره بر کادمیم خاک و گیاه وبررسی میزان کادمیم درکودهای وارداتی ، موسسه تحقیقات خاک‌وآب،نشریه فنی شماره ۸۲۲.

[2] Allaway, W.H , 1968 , Environmental cycling of trace elements. Adv. Agron,20: 255-262.

[3] Allaway .B.J,1990,Heavy metals in soils: Lead ,Blackie and sonltd , Glassgow , London , pp .177-196.

[4] Laws,E.A.,1981,Aquatic pollution, an introductory text,by John wiley &sons Inc.

[5] Pendias. A.K, and H.Pendias,1992,Trace elements in soils and plants ,V.lead ,Lnd ed.,Boca Raton Arbor.London, pp .187-198.

[6] Us Environmental protection Agency , 1983 ,Process design for land application of municipal sludge, EPA-625/1-83-016, Center for Environmental Research Information,Cincinnat.

بررسی خصوصیات شیمیایی و غلظت عناصر سنگین پساب خروجی چند واحد صنعتی مهم اصفهان

حمیدرضا رحمانی

عضو هیات علمی بخش تحقیقات خاک و آب مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی اصفهان.
hr_rahmani@yahoo.com

مقدمه

آلودگی حاصل از پساب مشکل اصلی استفاده از آبهای نامتعارف در سراسر دنیاست.با توجه به کمبود آب به ویزه مناطق خشک و نیمه خشک یافتن روشهای مناسب و بازیافت آبهای آلوده یک هدف اصلی در نگهداری منابع آب محدود است. برای مثال می توان به بحران آلودگی آب در کشور چین اشاره کرد. در این کشور در اثر افزایش فعالیتهای شهری، کشاورزی و به ویزه صنعتی بحران آلودگی آب در بسیاری نقاط بوجود آمده است. این امر سبب شده که محققان به دنبال راهکارهای موثر و کارآمد بگردند. از جمله مناطق با بحران آلودگی آب در چین شهر تیانجین، دریاچه های چائو و شهر زیان می باشد[۸].

در بررسی عناصر سنگین در رودخانه می سی سی پی در سالهای ۱۹۹۱ و ۱۹۹۲ مشخص شد تغییرات کمی در غلظت عناصر سنگین با تغییرات فصلی وجود دارد . از ۳۶ نمونه جمع آوری شده در مدت تحقیق ، غلظت کادمیم در ۱۱ نمونه از حد ۰/۱ ، غلظت کرومیوم در ۲۰ نمونه از ۳۶ نمونه از حد ۰/۲ و غلظت سرب نمونه ها از حد ۰/۰۶ میکرو گرم در لیتر کمتر بود . همچنین همه نمونه ها دارای غلظتهای قابل اندازه گیری از مس و اورانیوم بودند[۷].

در تایوان بیش از ۱۰۰۰۰۰ واحد صنعتی وجود دارد که ۲۰ درصد آنها پساب تولید می کنند . این پسابها مورد استفاده کشاورزی قرار می گیرند. همچنین در تایوان بیش از ۴۰ درصد رودخانه‌ها بطور متوسط تا شدید توسط پسابهای صنعتی آلوده شده اند و دارای استفاده مفید نیستند [۵].

هینزلی در این راستا اظهار می‌دارد که اگر چه دفع فاضلاب در زمین در حال حاضر از کمترین هزینه برخوردار است ولی اثرات سوء آن می‌تواند تجمع فلزاتی نظیر کروم، نیکل و کادمیم باشد که این عناصر ابتدا خاک را آلوده خواهند ساخت[۱].

برای بهره‌گیری دوباره از آب نیاز است که به کیفیت آن آگاهی داشته و برای کاربرد آن در بخشهای گوناگون روال درستی در نظر گفته شود. در این راستا هدف از انجام این تحقیق بررسی کیفیت پسابهای صنعتی و قابلیت آنها برای استفاده در اراضی کشاورزی است.

مواد و روشها

جهت انجام تحقیق حاضر، از بین صنایع مهم آلاینده، ۴ صنعت بسته به اهمیت و نوع فعالیت شامل ذوب آهن اصفهان(واحد ۱) ، مجتمع فولاد مبارکه(واحد ۲) ، پلی اکریل ایران(واحد ۳) و رنگرزی زهره(واحد ۴) انتخاب گردید. برای بررسی پساب واحدهادر طول یک سال ، درهر فصل در یک دوره ۲۴ ساعته هر ۶ ساعت یکبار نمونه‌گیری از پساب هر واحد صورت گرفت. در نمونه‌های پساب pH,EC,BOD,COD,TSS,TDS NO_3,SAR،سختی کل، کاتیونها، آنیونها، RSC و غلظت عناصر سنگین Fe,Zn,Cu,pb,Cd,Mn, Ni,Cr,COمورد اندازه‌گیری به روش استاندارد[۳] قرار گرفت.

نتایج و بحث

نتایج نشان داد پسابهای مورد مطالعه در مقایسه با حدود مجاز [۴،۲ و ۶]جهت تخلیه به آب سطحی یا چاه جاذب از نظر پارامترهای EC,TSS,N-NO_3,BOD,COD,Cl^-,SO_4^{2-} در واحد ۱ ، NO_3,,BOD,COD,Cl^-,SO_4^{2-} در واحد ۲، TSS,NO_3,,BOD,COD,Cl^-, SO_4^{2-} و غلظت عنصر Zn در واحد ۳ و TSS, NO_3,,Cl^- SO_4^{2-} در واحد

۴ محدود کننده می‌باشند.برایبهره‌برداری از پسابها برای آبیاری پارامترهای $EC,TSS,TDS, NO_3,BOD,COD,Cl^-$ $SO4^{2-}$,و HCO_3^- و همچنین غلظت غناصر سنگین ،Zn وCd,Co,Cr,Mn,Cu در پساب واحدها بیش از حد مجاز بوده و محدودیت دارند.

با توجه به تخلیه پسابهای واحدهای ۱و۳و۴ به زاینده رود و نتایج بدست آمده می‌توان گفت پساب واحدهای مذکور دارای محدودیت زیاد برای رها سازی آنها به زاینده رود وجود دارد و تخلیه آنها به زاینده رود سبب کاهش کیفیت آب زاینده رود و همچنین غنی‌سازی آن برای رشد گیاه از جمله جلبک خواهند شد. همچنین استفاده از پسابها برای آبیاری نیز دارای محدودیت زیاد بوده که میتواند سبب آلودگی اراضی و در نهایت آلودگی گیاه و آب زیر زمینی شود. در مجموع می‌توان گفت پساب واحدهای صنعتی مورد بررسی از نظر تصفیه کامل نبوده و دارای غلظت فراتر از حد مجاز برای بسیاری از پارامترها برای تخلیه به‌آب سطحی یا چاه جاذب و یا استفاده برای آبیاری می‌باشند.

منابع

[۱] ترابیان . ع ، الف . بغوری ، ۱۳۷۵ ، بررس آلودگیهای ناشی از کاربرد پسابهای شهری و صنعتی در اراضی کشاورزی جنوب تهران ، مجله محیط شناسی ، سال ۲۲، شماره ۱۸ ، صفحات ۳۳ تا ۴۵.

[۲] سازمان حفاظت محیط زیست (معاونت تحقیقاتی) ، ۱۳۷۳ ، استاندارد خروجی فاضلابها ، دفتر محیط انسانی سازمان حفاظت محیط زیست .

[3] APHA , 1995 , Standard methods for the examination of water and wastewater, prepared and published by APHA , AUWA and WEF , 19th ed .

[4] Ayers. R.S and D.W. Westcot, 1985,Water quality for agriculture, F.A.O. Paper.No.29.

[5] EPA/ ROC , 1998 , Environmental information of Taiwan , ROC , Environmental Protection Agency (EPA) , Taipei , Taiwan , ROC.

[6] EPA/ROC , 1989, Final reports of heavy metals contents in Taiwan Agricultural soils , 4 vols . Taiwan , ROC.

[7] U.S. Geological Survey Circular 1133 , 1995 , Contaminants in the mississippi River : Heavy metals in the Mississippi River , by Garbari on G. R et al , Reston Virginia , Edited by Robert . H. Meade .

[8] Wu,X.Ching.N/D."Wastewater Improvement Project in China". http://ce.ecn.purdue.adu/~alleman/w3-picwc/papers/wu.html

اثر زمان پس از تهیه بر توان نوارهای کاغذی پوشیده شده با اکسید آهن در تعیین فسفر قابل استفاده خاک

علیرضا حسین پور

دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه بوعلی سینا همدان.

مقدمه

در روش نوارهای کاغذی پوشیده شده با اکسید آهن و روش رزین محلول خاک با مقداری گیرنده یون تکان داده می شود. این دو روش که به روشهای گیرنده یون شناخته می شوند شبیه ریشه های گیاه عمل می کنند و یون فسفررا از بخش فسفر لبایل خاک جذب می کنند(۴). در مقابل در آزمونهای شیمیایی برای فسفر خاک ممکن است فسفر غیر لبایل که برای گیاه قابل جذب نیست را جذب کند.

روشهای گیرنده یون برای برآورد فسفر قابل جذب برای خاکهایی با تغییرات زیاد در ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی خاک به صورت رضایت بخشی به کار رفته است (۱ و ۲). تا به حال در مورد اثر زمان بر توان نوارهای کاغذی پوشیده شده با اکسید آهن بر فسفر عصاره گیری شده مطالعه ای انجام نشده است. هدف این مطالعه بررسی اثر زمان بعد از تهیه بر فسفر عصاره گیری شده به روش نوارهای کاغذی پوشیده شده با اکسیدآهن بود.

مواد وروشها

برای انجام این پژوهش ۲۹ نمونه خاک سطحی (صفر تا ۳۰ سانتیمتر) از نواحی کشاورزی استان همدان که از نظر ویپگیهای خاک متنوع بودند انتخاب شدند. نمونه های جمع آوری شده در هوای آزاد خشک و از الک ۲ میلی متری عبور داده شدند. ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی خاکها با روشهای معمول آزمایشگاهی تعیین شدند.

برای تهیه نوارهای کاغذی پوشیده شده با اکسید آهن از روش چاردون و همکاران (۳) استفاده شد. پس از تهیه نوارهای کاغذی در آزمایشگاه فسفر قابل استفاده خاکها با این روش بلافاصله پس از تهیه، یک ماه، شش ماه، دوازده ماه و هجده ماه پس از تهیه به روش چاردون و همکاران(۳) عصاره گیری شد. غلظت فسفر عصاره ها به روش رنگ سنجی با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر تعیین شد. میانگین فسفر قابل استفاده در زمانهای مختلف با روش LSD مقایسه شد.

نتایج و بحث

بر اساس نتایج ارائه شده می توان گفت دامنه تغییرات ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی خاکهای مورد مطالعه نسبتا زیاد است. نتایج تجزیه واریانس اثر زمان بر فسفر عصاره گیری شده به روش نوارهای کاغذی نشان دادکه اثر زمان پس از تهیه بر فسفر عصاره گیری شده در سطح ۱ در صد معنی دار می باشد.

دامنه تغییرات فسفر عصاره گیری شده به روش نوارهای کاغذی بلافاصله پس از تهیه ۸۶/۲-۳۱/۷ با میانگین ۵۰/۱ میلی گرم در کیلو گرم بود. دامنه تغییرات فسفر عصاره گیری شده به روش نوارهای کاغذی یک ماه پس از تهیه ۲۸/۱-۷۴/۱ با میانگین۴۸/۲ میلی گرم در کیلو گرم بود. دامنه تغییرات فسفر عصاره گیری شده به روش نوارهای کاغذی شش ماه پس از تهیه ۱۰/۹-۴۴/۸ با میانگین۲۲/۹ میلی گرم در کیلو گرم بود. دامنه تغییرات فسفر عصاره گیری شده به روش نوارهای کاغذی دوازده ماه پس از تهیه ۳/۵-۳۴/۸ با میانگین۱۶/۴ میلی گرم در کیلو گرم بود. دامنه تغییرات فسفر عصاره گیری شده به روش نوارهای کاغذی هجده ماه پس از تهیه ۲۶/۱- ۳/۹ با میانگین ۱۲/۱ میلی گرم در کیلو گرم بود.

مقایسه مقادیر فسفر عصاره گیری شده در خاکهای مختلف نشان می دهد که فسفر عصاره گیری شده در خاکهای مختلف متفاوت می باشد. این امر نشان دهنده تفاوت فسفر قابل جذب در خاکهای مختلف و همچنین تاثیر خصوصیات خاک بر مقدار فسفر عصاره گیری شده می باشد.

مقایسه نتایج نشان می دهد فسفر عصاره گیری شده به روش نوارهای کاغذی یک ماه پس ازتهیه با فسفر عصاره گیری شده بلافاصله پس از تهیه تفاوت معنی داری ندارد. به عبارت دیگر نوارهای کاغذی یک ماه پس از تهیه توان خود در عصاره گیری فسفر قابل استفاده را حفظ کرده اند. در حالیکه فسفر عصاره گیری شده به روش نوارهای کاغذی شش ماه، دوازده ماه و هجده ماه پس ازتهیه با فسفر عصاره گیری شده بلافاصله پس از تهیه تفاوت معنی داری دارند. در نوارهای کاغذی مکانیسم عصاره گیری فسفر، جذب فسفر از محلول خاک به وسیله اکسیدها یا هیدروکسیدها آهن بی شکل می باشد. نتایج این پژوهش نشان می دهد یک ماه پس از تهیه نوارهای کاغذی، اکسیدها یا هیدروکسیدها به صورت بی شکل باقی مانده اند و می توانند فسفر را از محلول خاک جذب کنند. به عبارت دیگر یک ماه پس از تهیه نوارهای کاغذی این نوار ها می توانند به عنوان عصاره گیر فسفر قابل استفاده به کار روند.

منابع

[۱] قانعی، ا.ح.، و ع.ر. حسین پور. ۱۳۸۳. ارزیابی نوارهای کاغذی پوشیده شده با اکسید آهن در تعیین فسفر قابل جذب خاک تعدادی از خاک های ایران. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. س. ۸: ش.۱. ۱۰۷-۹۵

[2] Bissani, C.A., M.J. Tedesco, F.A. Camarge, G. L Miola, and C. Gianello.2002. Anion-exchange resin and iron oxide-impregnated filter paper. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 33:1119-1130.

[3] Chardon, W. J., R.G. Menon, and S. H. Chien. 1996. Iron oxide impregnated filter paper (P test): A erview of its development methodological research. Nutr. Cycling Agroecosyst. 46:41-51.

[4] Menon, R. G., I.I. Hammond, and H.A. Sissingh.1989. Determination of plant available phosphorus by iron hydroxide-impregnated filter paper (P_i) soi test. Soil Sci. Soc. Am. J. 53:110-115.