معدنی شدن نیتروژن در دو خاک آهکی اصلاح شده با اصلاح کننده‌های آلی

محبوبه ضرابی[1]، محسن جلالی[2]

1و2 – به ترتیب دانشجوی دکتری و استاد دانشگاه بوعلی سینا همدان

(zarrabi7@gmail.com)

چکیده

استفاده از اصلاح کننده‌های آلی خام و تثبیت نشده جهت تامین نیتروژن مورد نیاز گیاهان در خاک‌های آهکی باعث بروز مشکلات آبشویی نیترات و آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی شده است. معدنی شدن نیتروژن در خاک‌ها تحت تاثیر عوامل مختلف از جمله بافت خاک و C:N بقایا می‌باشد. بدین منظور دو خاک شنی لومی و رسی با سه درصد از اصلاح کننده‌های مختلف با C:N متفاوت تیمار گردید و سرعت فرایند معدنی شدن خالص در یک دوره انکوباسیون آزمایشگاهی 40 هفته‌ای بررسی گردید. نتایج نشان داد کاهش نیتروژن کجلدال در پایان 40 هفته در خاک شنی لومی (15 تا 52 در صد نیتروژن اولیه خاک) بیشتر از خاک رسی (12 تا 43 در صد نیتروژن اولیه خاک) بود. بیشترین معدنی شدن نیتروژن در خاک‌های حاوی کود مرغی اتفاق افتاد در حالیکه در خاک‌های حاوی بقایای گندم و آفتابگردان ایموبیلیزاسیون نیتروژن روی داد. نیتروژن معدنی شده در خاک شنی لومی بین 214 تا 1306 کیلوگرم در هکتار و در خاک رسی بین 111 تا 1437 کیلوگرم در هکتار بود. بجز تیمار کمپوست زباله شهری در بقیه اصلاح کننده‌ها میزان نیتروژن معدنی بیشتر از حد استاندارد (200 کیلوگرم در هکتار نیتروژن) توصیه شده برای مصرف کود ازته توسط مرکز تحقیقات کشاورزی ایران بود. میزان نیتروژن معدنی تولید شده در اصلاح کننده‌ها به ترتیب زیر کاهش یافت: کمپوست زباله شهری< کود گوسفندی< سیب زمینی< لجن فاضلاب < کود مرغی. تجزیه واریانس نشان داد اثر نوع اصلاح کننده و زمان انکوباسیون بر معدنی شدن بسیار معنی‌دار ($p<0.001$) و اثر نوع خاک معنی‌دار ($p=0.266$) نبود. برهم‌کنش نوع اصلاح کننده و زمان انکواسیون بسیار معنی دار ($p<0.001$) و برهم‌کنش نوع اصلاح کننده و خاک ($p=0.019$) و زمان و نوع خاک ($p=0.030$) نیز معنی‌دار بود.

کلمات کلیدی: نیتروژن، اصلاح کننده‌های آلی، معدنی شدن، انکوباسیون

مقدمه

استفاده بی رویه از بقایای آلی در کشاورزی مدرن امروزی به یک نگرانی مهم تبدیل شده است (Tyson et al., 1990). انواع مختلفی از بقایای آلی برای بهبود شرایط فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک‌ها (Madejon et al., 2003) و افزایش عناصر قابل دسترس و تولید محصول (Hue et al., 1994) استفاده می‌شوند. بقایای آلی از نظر ترکیبات و درجه تثبیت شدگی متفاوت می‌باشند و ظرفیت رها سازی عناصر غذایی آنها غالبا صحیح ارزیابی نمی‌شود (Sikora and Szmidt, 2001). اضافه نمودن اصلاح کننده‌های آلی با نیتروژن بالا می‌تواند باعث آلودگی محیط زیست و آبشویی نیترات به آب‌های زیرزمینی شود (Neeteson and Carton 2001). امروزه اصلاح کننده‌های آلی خام به مقدار زیاد در زمین‌های کشاورزی استفاده می‌شوند. برای مدیریت بهتر و اطلاع از میزان نیتروژن فراهم در خاک لازم است سرعت و مقدار معدنی شدن آن‌ها در خاک بررسی شود. معدنی شدن و ایموبیلیزاسیون نیتروژن تحت تاثیر فاکتورهای گوناگون می‌باشد. نسبت C:N یکی از مهمترین فاکتورها می‌باشد (Sikora and Szmidt, 2001). از میان روشهای مختلف گزارش شده برای ارزیابی فراهمی نیتروژن در خاک، اندازه‌گیری نیتروژن معدنی شده در شرایط

کنترل شده انکوباسیون به عنوان مطلوب‌ترین روش شناخته شده است (Stanford et al., 1974). اطلاع از فرایندهای معدنی شدن و ایموبیلیزاسیون برای ارزیابی میزان نیتروژن فراهم حاصل از اصلاح کننده‌های آلی اضافه شده به خاک لازم است. بدین منظور هدف از این مطالعه 1- ارزیابی اثر نوع خاک بر معدنی شدن نیتروژن خاک تیمار شده با انواع اصلاح کننده‌ها 2- مقایسه میزان نیتروژن معدنی حاصل از اصلاح کننده آلی کمپوست شده با اصلاح کننده‌های خام 3- ارزیابی اثر متقابل نوع خاک و اصلاح کننده و زمان بر معدنی شدن نیتروژن می‌باشد.

مواد و روشها

دو نمونه خاک آهکی با بافت‌های شنی لومی و رسی با سه درصد از سه نوع بقایای گیاهی (گندم، آفتابگردان و سیب زمینی)، دو نوع بقایای حیوانی (کود گوسفندی و مرغی)، لجن فاضلاب و کمپوست زباله شهری با C:N متفاوت کاملا مخلوط شده و در ظروف پلاستیکی ریخته شد. دهانه ظروف به وسیله ورقه‌های پلاستیکی بسته شد تا از تبخیر شدید رطوبت از نمونه‌ها جلوگیری شود. روی ورقه‌های پلاستیکی تعدادی منافذ ریز جهت تسهیل تبادلات گازی تعبیه شد. سرعت فرایند معدنی شدن خالص در یک دوره انکوباسیون آزمایشگاهی 40 هفته‌ای در دمای 25 درجه سانتی‌گراد با نمونه برداری از خاک در روز اول و هفته اول، 2، 4، 6، 9، 12، 16، 20، 30 و 40 و اندازه‌گیری غلظت نیترات و نیتریت و آمونیوم به روش رنگ سنجی با کمک دستگاه اسکتروفتومتر (Rowell 1994) بررسی گردید. در ابتدا و انتهای انکوباسیون نیتروژن کجلدال نمونه‌ها نیز اندازه‌گیری شد (Hesse 1971). این آزمایش به صورت اندازه‌های تکرار شده در چارچوب یک طرح بلوک‌های کامل تصادفی در دو تکرار همراه با شاهد اجرا شد. رطوبت نمونه‌ها با افزودن آب مقطر در 75 در صد ظرفیت نگهداری رطوبت ثابت نگه داشته شد.

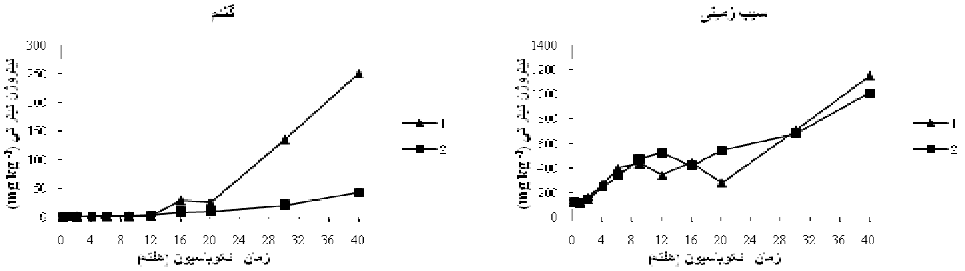
نتایج و بحث

جدول 1 نشان دهنده خصوصیات اصلاح کننده‌های مورد استفاده است. کمترین و بیشترین C:N به ترتیب مربوط به لجن فاضلاب و گندم می‌باشد. بیشترین و کمترین مقدار آمونیوم به ترتیب در کود مرغی و گندم و کمترین و بیشترین مقدار نیترات به ترتیب در لجن فاضلاب و سیب زمینی مشاهده شد.

جدول 1- خصوصیات اصلاح کننده‌های آلی استفاده شده

اصلاح کننده	pH	EC	N	C	C:N	NO_3^--N	NH_4^+-N
		($dS\ m^{-1}$)	($g\ kg^{-1}$)			($mg\ kg^{-1}$)	
کود گوسفندی	8/7	4/7	17/7	506	28/6	22/8	200/4
کود مرغی	8/7	4/1	37/0	418	11/3	185/3	2074/4
سیب زمینی	6/9	6/5	18/8	448	23/8	1026/0	393/9
آفتابگردان	5/5	4/7	6/5	432	66/5	60/8	149/4
گندم	5/9	5/7	7/5	510	68/0	30/4	88/3
کمپوست	7/9	3/7	14/1	250	17/7	38/0	218/5
لجن فاضلاب	7/3	0/5	35/1	308	8/8	11/4	984/8

در ابتدای و انتهای آزمایش انکوباسیون افزودن اصلاح کننده‌ها باعث افزایش هدایت الکتریکی خاک‌ها شد. کلارک و همکاران (Clark et al. 2007) نیز در بررسی اثر افزودن اصلاح کننده‌های آلی بر خصوصیات شیمیایی و بیولوژیکی خاک‌های رسی سدیک افزایش هدایت الکتریکی را در پایان انکوباسیون گزارش نمودند. افزودن اصلاح کننده‌ها باعث کاهش جزیی در پ-هاش خاک‌ها شد. پس از گذشت 6 هفته از انکوباسیون کمترین پ-هاش در خاک‌ها مشاهده شد که همزمان با افزایش غلظت نیترات در خاک‌ها بود. نیتریفیکاسیون آمونیوم همراه با تولید یون هیدروژن می‌باشد و تولید یون هیدروژن دلیل کاهش پ-هاش می‌باشد. از هفته 20 تا انتهای زمان انکوباسیون پ-هاش خاک‌ها ثابت ماند. اثر محدود اصلاح کننده‌ها در پ-هاش خاک را می‌توان به قدرت بافری خاک‌های آهکی نسبت داد. در ابتدا و انتهای انکوباسیون غلظت نیتروژن نیتراتی در خاک شنی لومی بیشتر از خاک رسی بود. تغییر غلظت نیتروژن نیتراتی در هر دو خاک با دو نوع اصلاح کننده در شکل 1 نشان داده شده است.



شکل 1- تغییرات غلظت نیتروژن نیتراتی در خاک (1) شنی لومی و (2) رسی در 40 هفته انکوباسیون

بجز تیمارهای آفتابگردان و گندم غلظت نیتروژن نیتراتی در طول دوره انکوباسیون افزایش یافت. افزایش غلظت نیتروژن نیتراتی وابسته به نوع اصلاح کننده و خاک بود. تجزیه واریانس نشان داد اثر نوع خاک بر تولید نیتروژن نیتراتی معنی‌دار (p=0.266) نبود. تری و همکاران (Terry *et al.*, 1979) و اسمیت و همکاران (Smith et al., 1997) نیز اثر ناچیز خصوصیات خاک بر معدنی شدن کربن و نیتروژن را در خاک گزارش نمودند. در خاکهای تیمار شده با کود مرغی، سیب زمینی و لجن فاضلاب بیشترین غلظت نیتروژن نیتراتی مشاهده شد. در خاکهای تیمار شده با بقایای گندم و آفتابگردان غلظت نیتروژن نیتراتی کمتر از خاک شاهد بود. بجز خاک‌های تیمار شده با کود مرغی غلظت نیتروژن آمونیومی در تمام تیمارها مشابه خاک شاهد و کمتر از 19 میلی گرم در کیلوگرم بود. غلظت نیتریت خاک‌ها کمتر از حد تشخیص دستگاه بود. معدنی شدن خالص نیتروژن در خاکهای تیمار شده با کم کردن غلظت نیتروژن معدنی شده (نیتروژن نیتراتی + نیتروژن آمونیومی) در خاک شاهد از خاک‌های تیمار شده بدست آمد. نیتروژن معدنی شده در خاک شنی لومی بین 214 تا 1306 کیلوگرم در هکتار و در خاک رسی بین 111 تا 1437 کیلوگرم در هکتار بود. نیتروژن معدنی شده در اصلاح کننده کمپوست در خاک شنی لومی و رسی به ترتیب 214 و 111 کیلوگرم در هکتار بود. مقدار بالای نیتروژن معدنی شده در سایر اصلاح کننده‌ها را می‌توان به خام بودن و عدم صورت گرفتن مراحل تثبیت سازی و کمپوست شدن در این ترکیبات نسبت داد. بر اساس معدنی شدن خالص نیتروژن در دو خاک می‌توان انواع اصلاح کننده‌ها را به سه گروه تقسیم نمود: گروه اول خاک‌های تیمار شده با کود مرغی، سیب زمینی، لجن فاضلاب و کود گوسفندی خام که دارای بیشترین معدنی شدن خالص نیتروژن می‌باشند و استفاده از این اصلاح کننده‌ها می‌تواند باعث آلودگی محیط زیست شود و قبل از استفاده از این اصلاح کننده‌ها لازم است فرایندهای کمپوست کردن و تثبیت سازی بر روی آنها انجام شود. گروه دوم شامل کمپوست زباله شهری می-

باشد معدنی شدن خالص نیتروژن در این اصلاح کننده به دلیل کمپوست شدن به آرامی صورت می‌گیرد و خطر آلودگی محیط زیست و آبشویی وجود ندارد. گروه سوم شامل گندم و آفتابگردان می‌باشد. با اضافه کردن این نوع اصلاح کننده‌ها به خاک ایموبیلیزاسیون اتفاق می‌افتد و گیاه با کمبود ازت مواجه خواهد شد. همراه این نوع اصلاح کننده‌ها لازم است کودهای ازته به خاک اضافه شود.

منابع

Clark GJ, Dodgshun N, Sale PWG and Tang C. 2007. Changes in chemical and biological properties of a sodic clay subsoil with addition of organic amendments. Soil Biol. Biochem. 39: 2806–2817.

Hesse PR. 1971. A Textbook of Soil Chemical Analysis. Murray, London, UK. Nira R. and Nishimune A. 1993. Studies on mineralization properties of Tokachi soils by inetic analysis. Soil Sci. Plant Nutr. 39: 321–329.

Hue NV, Ikawa H and Silva JA. 1994. Increasing plant available phosphorus in an Ultisol with a yard waste compost. Commun. Soil Sci. Plan. 25: 3291-3303.

Madejon E, Burgos P, Lopez R and Cabrera F. 2003. Agricultural use of the three organic residues: effect on orange production and on properties of a soil of the Comarca “ Costa de Huelva” (SW Spain). Nutr. Cycl. Agroecosys. 65: 281-288.

Neeteson JJ and Carton OT. 2001. The environmental impact of nitrogen in ®eld vegetable production. Proceedings of ISHS/ENVEG conference 1999. Acta Horticulturae 563, 21-28.

Rowell DL. 1994. Soil Science: methods and applications. Longman Scientific and Technical.

Sikora LJ and Szmidt RAK. 2001. Nitrogen sources, mineralization rates, and nitrogen nutrition benefits to plants from composts p. 287–305. In P.J. Stoffella and B.A. Kahn (ed.) Compost utilization in horticultural cropping systems. Lewis Publ., New York.

Smith SR, Woods V and Evans TD. 1997.Nitrate dynamic in biosolids-treated soils. I. Influence of biosolids type and soil type. Bioresource Technol. 66: 139-149.

Stanford G, Carter JN and Smith SJ. 1974. Estimates of potentially mineralisable soil nitrogen based on short-term incubations. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 38: 99–102.

Terry RE, Nelson DW and Sommers LE. 1979. Decomposition of anaerobically digested sewage sludge as affected by soil environmental conditions. J. Environ. Qual. 8: 342-347.

Tyson KC, Roberts DH, Clement CR and Garwood EA. 1990. Comparison of crop yields and soil conditions during 30 years under annual tillage or grazed pasture. J. Agr. Sci. Cambridge. 115: 29-40.