



علوم محیطی

علوم محیطی سال هفتم، شماره دوم، زمستان ۱۳۸۸
ENVIRONMENTAL SCIENCES Vol.7, No.2, Winter 2010

۹۵-۱۰۸

بررسی میزان تجمع نیترات و آمونیوم در نیمرخ خاک تحت رژیم‌های آبی و کودی مختلف با استفاده از مدل LEACHM

امید بهمنی^{۱*}، سعید برومند نسب^۲، مجید بهزاد^۲، عبدعلی ناصری^۱

۱- گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا همدان

۲- گروه آبیاری و زهکشی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران اهواز

Evaluation of Potential Nitrate and Ammonium Accumulation in the Soil Profile under Irrigation and Manure Treatments with the LEACHM Model

Omid Bahmani^{1*}, Saeed Broomand Nasab², Majid Behzad², Abd Ali Naseri²

1- Department of Irrigation, Faculty of Agricultural, University of Bu Ali Sina, Hamedan.

2- Department of Irrigation, Faculty of Water Sciences Engineering, University of Shahid Chamran, Ahvaz.

Abstract

Nitrate (NO₃-N) and ammonium (NH₄-N) leaching from agricultural soils can represent substantial losses of nitrogen (N) fertilizer, but a large variation in N losses has been reported. The objectives of this study were to assess the accumulation and movement of nitrate and ammonium in the soil profile over the study period under different irrigation and fertilizer conditions. So, N concentration and its leaching were studied under three N fertilizer and three irrigation treatments during 2007 Khuzestan Province, Iran. The irrigation treatments consisted of full irrigation (I1) and 85 (I2) and 70 (I3) percent of I1. Also, the N treatments were 150 (N1), 250 (N2) and 350 (N3) kg/ha. Soil sampling was conducted in June, July, August and September from the soil surface to 1.2 m depth at intervals of 0.3 m depth. We used the LEACHM model for nitrate (NO₃-N) and ammonium (NH₄-N) simulation, and their comparison with measured data. The amount of application of nitrogen and irrigation treatments indicated their important role in the accumulation of nitrate and ammonium in the soil profile. In this study, a high concentration of NO₃-N was observed in I3N3 and also a high concentration of NH₄-N accrued in the I3N3 and I3N2 treatment. After some time, Nitrate leached to subsurface depths and by the end of sampling (September) the concentration at the 0-30 cm depth was zero. The model was calibrated with a change in nitrification, denitrification and N volatilization for the three N treatments and model accuracy was increased after calibration so that Willmott's index for NO₃-N and NH₄-N after calibration was 0.56 to 0.98 and 0.76 to 0.96, respectively.

Keywords: LEACHM model, Nitrate, Ammonium, Soil profile.

چکیده

شستشوی نیترات و آمونیوم از زمین‌های کشاورزی می‌تواند سبب کاهش قابل توجه کود نیتروژن گردد و تغییرات زیادی در این کاهش مشاهده و گزارش شده است. هدف از این مطالعه بررسی میزان تجمع نیترات و آمونیوم در نیمرخ خاک در طی اعمال تیمارهای مختلف آبیاری و کودی بوده است. میزان نیتروژن تجمع یافته و غلظت آن تحت سه سطح کود و سه رژیم آبیاری در منطقه خوزستان ایران مورد مطالعه قرار گرفت. تیمارهای آبیاری شامل تیمار آبیاری کامل I1 و سایر تیمارها ۸۵ درصد (I2) و ۷۰ درصد (I3) از مقدار تیمار I1 بودند. مقادیر نیتروژن شامل (N1) ۱۵۰، (N2) ۲۵۰ و (N3) ۳۵۰ کیلوگرم آورده در هکتار بود. جمع آوری نمونه‌های از خاک با فاصله زمانی یک ماه و در عمق‌های ۳۰-۶۰، ۶۰-۹۰، ۹۰-۱۲۰ سانتیمتر صورت گرفت. از مدل LEACHM جهت شبیه‌سازی مقادیر نیترات و آمونیوم در لایه‌های مختلف خاک و مقایسه آن با مقادیر مشاهده‌ای استفاده شد. میزان سطح کود و آب کاربردی تاثیر بسزایی در تجمع آمونیوم و نیترات از خود نشان دادند. بیشترین مقدار نیترات در تیمار I3N3 و در آمونیوم در تیمارهای I3N2 و I3N3 در طول مطالعه به ثبت رسید. در طول زمان نیترات به اعماق پایینتر شسته شد و در آخرین نمونه‌گیری در شهریور غلظت آن در عمق ۳۰-۶۰ سانتیمتر به صفر رسید. با تغییر مقادیر نیتروفیکاسیون، دنیتروفیکاسیون و تصعید، واسنجی مدل LEACHM برای سه سطح ازت انجام شد و کارایی مدل بعد از واسنجی به طور محسوسی افزایش یافت به طوری که دامنه ضریب و یلموت بعد از واسنجی برای نیترات و آمونیوم به ترتیب ۰/۵۶ تا ۰/۹۸ و ۰/۷۶ تا ۰/۹۶ بود.

کلیدواژه‌ها: مدل LEACHM، نیترات، آمونیوم، نیمرخ خاک.

مقدمه

استفاده از کودهای شیمیایی در کشاورزی یکی از منابع مهم آلودگی محیط زیست به شمار می رود زیرا استفاده گیاهان به ندرت ۲۵ تا ۷۰ درصد از کل این کودها را شامل می شود (Allison, 1996; Hauck, 1973). از دست رفتن مواد مغذی و کاهش کارایی آنها در کشاورزی از مسائل مهم در بسیاری از نقاط جهان است (Janssen, 1998; Smaling *et al.*, 1999; Carberry *et al.*, 2002; Mosier, 2004; Sheldrick *et al.*, 2002). به طور اخص سرنوشت نیتروژن توجه خاصی را به خود جلب کرده است زیرا نقش مهمی در تولید محصولات ایفا می کند و هم چنین اثرات زیست محیطی آن نیز مورد توجه می باشد. (Mosier *et al.*, 2004). در حال حاضر کاربرد نیتروژن تقریباً به طور مساوی در کشورهای توسعه یافته و در حال توسعه مورد استفاده قرار می گیرد. (Galloway *et al.*, 1995) برآورد نمودند که در سطح دنیا استفاده از کودهای نیتروژن تا سال ۲۰۲۵ حدود ۶۰ تا ۹۰ درصد افزایش خواهد یافت و حدود ۶۵ درصد از این مقدار در کشورهای در حال توسعه به کار خواهد رفت. شناخت بیشتر شستشوی نیتروژن به چند دلیل حائز اهمیت است. اول اینکه بخش عظیمی از کودهای نیتروژنه شسته شده و از دسترس گیاه خارج می گردند و نیترات و نیتريت وارد شده به منابع آب می تواند روی سلامتی انسان و دام تاثیر گذار باشد (Mansouri and Lurie, 1993; NRC, 1978). دوم اینکه افزایش کاربرد نیتروژن سبب تغییراتی در تعادل عناصر مغذی و عملیات اکولوژیکی در رودخانه ها و دریاچه ها می شود که به طور بالقوه سبب پدیده سرشار سازی (eutrophication) می گردد (NRC, 1978)، که نتیجه آن کاهش میزان اکسیژن در اعماق آب ها خواهد بود (Justic *et al.*, 1995; Rabalais *et al.*, 1996). سوم اینکه شستشوی نیتروژن باعث کاهش معنی داری در تولید و اقتصاد کشاورزی می گردد. در نهایت بیان اثرات دیگر

زیست محیطی نیتروژن در کشاورزی نیازمند شناخت فاکتورهای مختلفی است که هر کدام می توانند به نحوی در کنترل سطح نیتروژن خاک موثر باشند. مدل های نیتروژن ترکیبی از فرمول های ساده تجربی و تبدیل آنها به مدل های پیچیده کامپیوتری هستند. مدل های مختلفی جهت شبیه سازی رفتار و انتقال نیتروژن در خاک ارائه شده است. طبق مطالعات انجام شده توسط Donald و Gillian در سال ۲۰۰۴ نزدیک به ۲۰ مدل در این زمینه وجود دارد. بیشتر این مدل ها نتیجه مطالعات مزرعه ای می باشند و قادر هستند در شبیه سازی سرنوشت نیتروژن در عمق ریشه به کار برده شوند. هر چند برخی از این مدل ها توانایی نشان دادن میزان $\text{NO}_3\text{-N}$ در زیر منطقه ریشه را نیز دارند.

مدل LEACHM که LEACHMN یکی از زیر مدل های آن است توسط (Hutson and Wagenet 1989) تهیه شده و مدلی معین و یک بعدی است که حرکت آب و املاح و همچنین مواد بیولوژیکی و شیمیایی را در محیط غیر اشباع شبیه سازی می کند.

در این مدل از تکنیک حل عددی معادله ریچاردز استفاده شده است و معادله انتشارپذیری عمودی را بوسیله روش تفاضلات محدود حل می کند. مدل LEACHMN نسبت به مدل های مشابه قوی تر است چون دارای بهترین الگوریتم شبیه سازی نیتروژن است (Donald and Gillian, 2004; Alan *et al.*, 1999) و در بسیاری از مناطق جهان با موفقیت آزمایش شده است (Ramos and Carbonell, 1991; Jemison *et al.*, 1994a). (Jabro *et al.*, 1994) با شبیه سازی شستشوی برم نتیجه گرفتند که دقت اجرای مدل تحت تاثیر وضعیت های مختلف جریان آب قرار می گیرد. (Jemison *et al.*, 1994a) دریافتند که وقتی واسنجی برای مدل صورت گرفت داده های شبیه سازی شده توسط LEACHMN و مشاهده

در این تحقیق ما شستشوی نیتروژن را در زمین‌های تحت کشت نیشکر در استان خوزستان مورد بررسی قرار دادیم و اهداف این تحقیق تعیین میزان تجمع نترات و آمونیوم در اعماق مختلف خاک و ارزیابی قابلیت شبیه‌سازی سرنوشت نیتروژن توسط مدل LEACHMN تحت تیمارهای مختلف آبیاری و کودی است و واسنجی مدل LEACHMN برای مقادیر ثابت نیتروفیکاسیون، دنیتروفیکاسیون و تصعید است.

مواد و روش‌ها

این تحقیق در سال ۱۳۸۶ در مزرعه تحقیقاتی مرکز تحقیقات نیشکر واقع در عرض‌های شمالی ۳۰°۴۵' و ۳۱°۱۵' انجام گرفت. میانگین حداکثر و حداقل دما در طول دوره مطالعه به ترتیب ۳۸/۷ و ۱۸/۸ درجه سانتی‌گراد بود و کل بارندگی در این مدت ۳۶/۶ میلی‌متر بود. نمونه‌های خاک گرفته شده از مزرعه پس از هوا خشک شدن، از الک ۲ میلیمتری عبور داده شدند و سپس با توجه به عمق خاک مورد تجزیه قرار گرفتند (جدول ۱)

روش‌های اعمال تنش آبی می‌تواند تغییرات در دور و حجم آب آبیاری نسبت به آبیاری کامل باشد که در این مطالعه از تغییرات در میزان حجم آب استفاده شده است. سه تیمار آبی در نظر گرفته شد که تیمار اول، آبیاری کامل (II) و بر حسب تبخیر از تشتک تبخیر

شده تقارب نزدیکی داشتند، اما عدم واسنجی سبب شد نتایج رضایت بخشی حاصل نشود. (Desmond et al., 1995) از مدل انتقال آفت کش‌ها و زهکشی در کشاورزی (ADAPT) برای مطالعه بر روی میزان خروجی نترات استفاده کردند و گزارش دادند که تخلیه NO₃-N سالیانه مشاهده شده و شبیه‌سازی شده دارای ضریب تعیین ۰/۴۹ بودند. (Sogbedji et al., 2001b) با استفاده از مدل LEACHMN نشان دادند که ضریب همبستگی داده‌های ماهیانه تخلیه NO₃-N از زهکش در فصل رشد گیاه در محدوده ۰/۶۵ تا ۰/۹۹ است. (Sogbedji et al., 2001a) تعیین نمودند که LEACHMN در شبیه‌سازی میزان زهکشی موفق عمل نموده است و وقتی واسنجی برای هر کدام از تیمارها انجام شد میزان NO₃-N تجمعی به طور قابل قبولی شبیه‌سازی شد اما وقتی واسنجی برای میانگین سالیانه کل تیمارها و انواع خاکها صورت گرفت نتایج رضایت بخشی حاصل نشد. از آنجا که تبدیل اوره به NH₄-N و هم‌چنین تبدیل NH₄-N به NO₃-N ممکن است در خلال چند روز صورت بگیرد بنابراین در مروری بر تحقیقات یک محدودده برای شستشوی نترات در زمین‌های کشاورزی مناطق گرم ارائه نشده است هر چند اطلاعات کمی برای مناطق گرمسیری و نیمه گرمسیری و سیستم‌های توسعه یافته کشاورزی موجود است (Kirchmann, 1991).

جدول ۱- مشخصات خاک منطقه مورد مطالعه برای اعماق مختلف

عمق خاک (cm)	مواد آلی (%)	وزن مخصوص ظاهری (kg/m ³)	EC (ds/m)	pH	رس (%)	سیلت (%)	شن (%)
۰-۳۰	۰/۴۴	۱/۴۱	۴/۳	۷/۷	۲۲/۶	۱۷/۸	۵۹/۶
۳۰-۶۰	۰/۱۸	۱/۵۶	۲/۶	۷/۹	۳۳/۸	۲۶	۴۰/۲
۶۰-۹۰	۰/۱۹	۱/۶۳	۲/۲	۷/۹	۳۶/۸	۳۰/۲	۳۳
۹۰-۱۲۰	۰/۲۰	۱/۶۲	۲/۴	۷/۸	۴۰/۲	۳۳	۲۶/۸

کلاس A تعیین شد، به این ترتیب که دور آبیاری، دور معمول در منطقه بود و میزان آب آبیاری با توجه به میزان تبخیر تجمعی در هر دور و ضرایب تشنگ و ضریب Kc تعیین شد و تیمارهای بعدی (I2)۸۵ و (I3)۷۰ درصد این مقدار جهت آبیاری انتخاب گردیدند. کود مورد نظر اوره بود و به صورت محلول و در دو مرحله به زمین داده شدند. تیمار اول مقدار ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار (N1)، تیمار دوم به میزان ۲۵۰ کیلوگرم در هکتار (N2) و برای تیمار سوم ۳۵۰ کیلوگرم در هکتار (N3) در نظر گرفته شدند. جهت تعیین طرح آزمایشی به این صورت عمل شد که تیمارهای آبیاری به عنوان تیمار اصلی و سطوح کود از ته به عنوان تیمارهای فرعی در نظر گرفته شدند و برای هر تیمار ۳ تکرار لحاظ شد. نوع طرح آزمایشی کرت‌های خرد شده و در قالب بلوک‌های کامل تصادفی انجام گرفت. ۲۷ کرت جهت انجام تحقیق مورد نظر لحاظ شد.

اولین کوددهی در ۳۱ اردیبهشت ۱۳۸۶ با مقادیر ۵۰، ۱۰۰ و ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار در تیمارهای N1، N2 و N3 و دومین کوددهی در دوم تیر ۱۳۸۶ با مقادیر ۱۰۰، ۱۵۰ و ۲۰۰ کیلوگرم در هکتار برای این تیمارها صورت گرفت. نمونه‌برداری خاک‌ها از اعماق ۰-۳۰، ۳۰-۶۰، ۶۰-۹۰ و ۹۰-۱۲۰ سانتی‌متری صورت گرفت و این نمونه‌برداری در سه تکرار انجام شد. جهت تجزیه و تعیین میزان نیترات و آمونیوم از روش تقطیر و عصاره‌گیری استفاده شد که به روش کج‌لدال موسوم است (Bremner, 1996).

توصیف مدل LEACHM

حرکت املاح در مدل LEACHM از فرم یک بعدی معادله جابه‌جایی پخشیدگی در محلول پیروی می‌کند:

$$\frac{\partial(\rho s)}{\partial t} + \frac{\partial(\theta c)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D(\theta, q) \frac{\partial c}{\partial z} - qc \right) \pm \phi \quad (1)$$

که در آن:

ρ وزن مخصوص ظاهری بر حسب $(g \text{ cm}^{-3})$ ، S مقدار مواد محلول جذب شده بر مقدار خاک که فرض می‌شود به طور خطی به غلظت مواد محلول وابسته است $C, (g \text{ mg}^{-1})$ غلظت ماده محلول (mg l^{-1}) ، $D(\theta, q)$ ضریب پخشیدگی ظاهری $(\text{cm}^2 \text{ h}^{-1})$ ، q فلاکس جریان آب (cm h^{-1}) ، ϕ نشان دهنده عامل ورودی یا خروجی $(\text{mg l}^{-1} \text{ h}^{-1})$ و Z عمق خاک بر حسب (cm).

مدل LEACHM حرکت فرم‌های مختلف نیتروژن در خاک را بوسیله روش تفاضل محدود به صورت یک بعدی برای انتقال جریان حل کرده است. شرایط مرزی بالادست شامل غلظت مواد محلول در آب آبیاری یا بارندگی است و شرایط مرزی پایین دست به میزان غلظت مواد محلول در نيمرخ خاک اشاره دارد.

این مدل عملیات اصلی حرکت نیتروژن در خاک را با دو مکانیسم انتقال توده‌ای جریان از محلول خاک، پخشیدگی مولکولی یا یونی به علت گرادیان غلظت شبیه سازی می‌کند. به منظور توسعه مدل فرضیاتی در آن لحاظ گردیده است به این ترتیب که عملیات نیتریفیکاسیون در یک گام صورت می‌پذیرد و تغییر در محتوای نیتروژن آلی و میزان تحرک پذیری آن بسیار کم و ناچیز است.

ورودی‌های اصلی مورد نیاز مدل شامل

داده‌های خاک: لایه‌های مختلف با ضخامت‌های مساوی، مقدار و پتانسیل اولیه آب، ثابت‌های هیدرولوژیکی نگره‌داری رطوبت و منحنی هدایت هیدرولیکی (مدل می‌تواند این منحنی را با توجه به اندازه ذرات خاک تخمین بزند)، مقدار اولیه نیتروژن معدنی خاک.

وضعیت مرزی سطح خاک: میزان آب آبیاری و بارندگی و مقدار کاربرد آن‌ها، میزان کود نیتروژن معدنی به کار رفته و تاریخ کاربرد آن، میانگین دما و نوسانات آن برای هر دوره مورد نظر، تبخیر هفتگی تشتک.

داده‌های گیاهی: زمان کشت، زمان توسعه ریشه گیاه و تاریخ برداشت، ضریب تشتک برای تبدیل تبخیر تشتک به تبخیر و تعرق پتانسیل گیاه، کم‌ترین پتانسیل گیاه و خاک برای استخراج آب توسط گیاه از خاک.

ضرایب ثابت: که شامل مقادیر ثابت در انتقال نیتروژن از قبیل هیدرولیز اوره، تصعید آمونیاک، نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون و معدنی شدن است. در جدول ۲ برخی از ضرایب مورد نیاز که در ورودی مدل کاربرد دارند و از منابع مختلف استخراج شده‌اند نشان داده شده است. اکثر این داده‌ها از مطالعات (Ramos and Carbonell, 1991; Lotse et al., 1992; Jansson and Andersson, 1988; Hutson and Wagenet, 1992) به دست آمده‌اند.

واسنجی مدل

واسنجی شامل تغییرات جزئی در افزایش و یا کاهش هر یک از مقادیر ثابت با توجه به محدوده قابل انتظار است که در خلال هر بار اجرای مدل برای هر ضریب انجام می‌شود و زمانی این کار پایان می‌یابد که ضریب مورد نظر اصلاح شده باشد و میانگین اندازه‌گیری‌ها با مقدار

شبیه‌سازی شده کم‌ترین اختلاف را داشته باشد و یا ضریب همبستگی افزایش یافته باشد. بر پایه آنالیز حساسیت توسط (Hutson and Wagenet, 1992) و ارزیابی‌های دیگری که روی مدل LEACHMN صورت گرفته است (Lotse et al., 1992; Jemison, 1991; Sogbedji et al., 2001a,b; Jemison et al., 1994b;) واسنجی مدل با چندین بار اجرا کردن و به طور متناوب تغییر دادن و اصلاح داده‌های ورودی زیر انجام گرفت: مقدار ثابت دنیتریفیکاسیون، نیتریفیکاسیون، معدنی شدن و تصعید.

بررسی و مقایسه داده‌های شبیه‌سازی مدل با اندازه‌گیری‌های مزرعه‌ای

جهت تعیین این موضوع که یک مدل تا چه حد مناسب است معمولاً به مقایسه داده‌های اندازه‌گیری شده و شبیه‌سازی شده می‌پردازند که شامل تست‌های میانگین‌ها و واریانس‌ها می‌باشد که در این مطالعه از روش میانگین خطا استفاده شد.

$$AE = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} (P_i - O_i)}{n} \quad (2)$$

AE میانگین خطا بر حسب mg N. kg^{-1} تعداد مشاهدات، O_i مقادیر مشاهده شده در مزرعه mg N. kg^{-1} P_i مقادیر شبیه‌سازی شده mg N. kg^{-1}

جدول ۲- برخی از پارامترهای مورد استفاده در شبیه‌سازی مدل LEACHM

پارامتر	ضریب انتشار پذیر (mm)	شدت هیدرولیز اوره (day^{-1})	ضریب تقسیم نترات (Lkg^{-1})	ضریب تقسیم آمونیوم (Lkg^{-1})	مقدار ثابت معدنی شدن (day^{-1})	نیتریفیکاسیون (day^{-1})	دنیتریفیکاسیون (day^{-1})	تصعید (day^{-1})
مقدار	۱۰۰	۰/۵۶	۰	۳	۰/۰۱	۰/۲	۰/۱	۰/۲

اگر میانگین خطا صفر و نزدیک صفر باشد بیانگر پیش بینی خوب مدل است و اگر این مقدار بالای صفر باشد نشان دهنده بیش برآوردی و زیر صفر نشان دهنده کم برآوردی مدل می باشد.

شاخص دیگری که به کار می رود RMSE یا ریشه میانگین مربعات خطاست که نشان دهنده پراگندگی داده هاست و هر چه مقدار آن کمتر و به صفر نزدیک تر باشد بیانگر کارایی خوب مدل است.

$$RMSE = \left[\frac{\sum_{i=1}^{i=n} (O_i - P_i)^2}{n} \right]^{0.5} \quad (3)$$

از شاخص ویلموت هم جهت آنالیز آماری داده های مشاهده شده و شبیه سازی شده استفاده گردید. D بیانگر درجه دقت مدل در شبیه سازی می باشد و اگر مقدار آن ۱ شود نشان دهنده تطابق کامل بین شبیه سازی و اندازه گیری است.

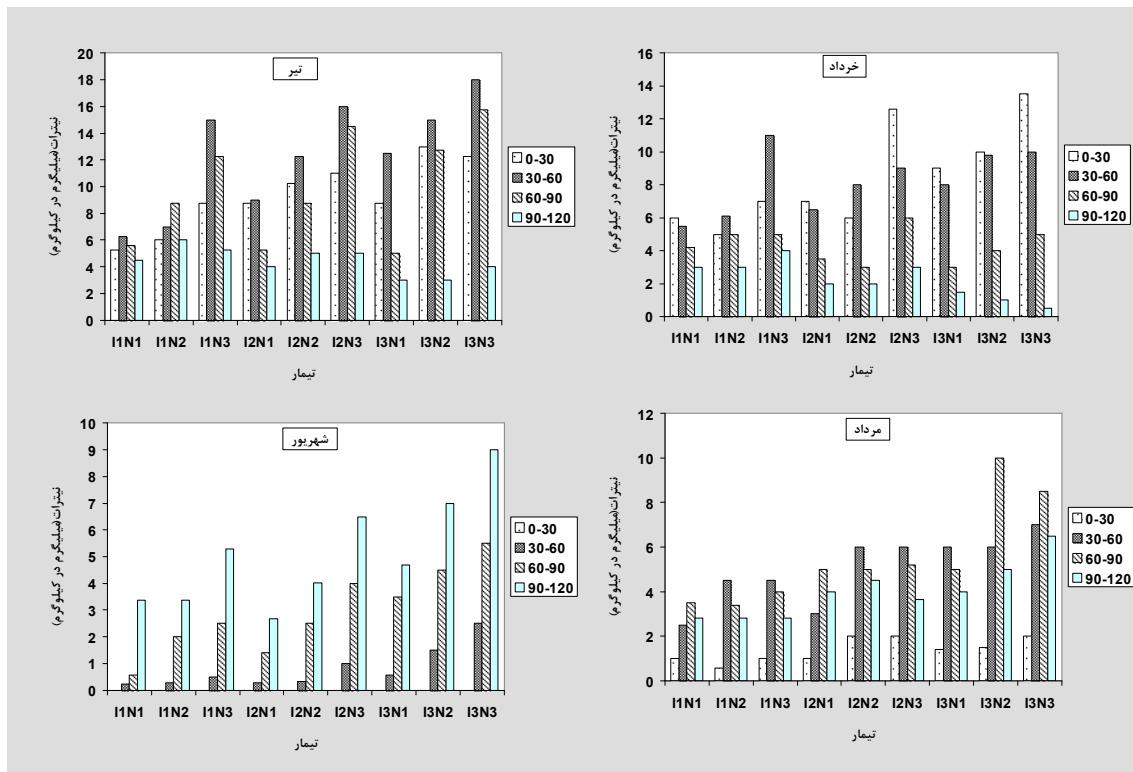
$$d = 1 - \left(\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (|O_i| + |P_i|)^2} \right) \quad (4)$$

که در آن: $O_i' = O_i - \bar{O}$ ، $P_i' = P_i - \bar{O}$; میانگین داده های اندازه گیری شده ، n تعداد داده های مشاهده شده.

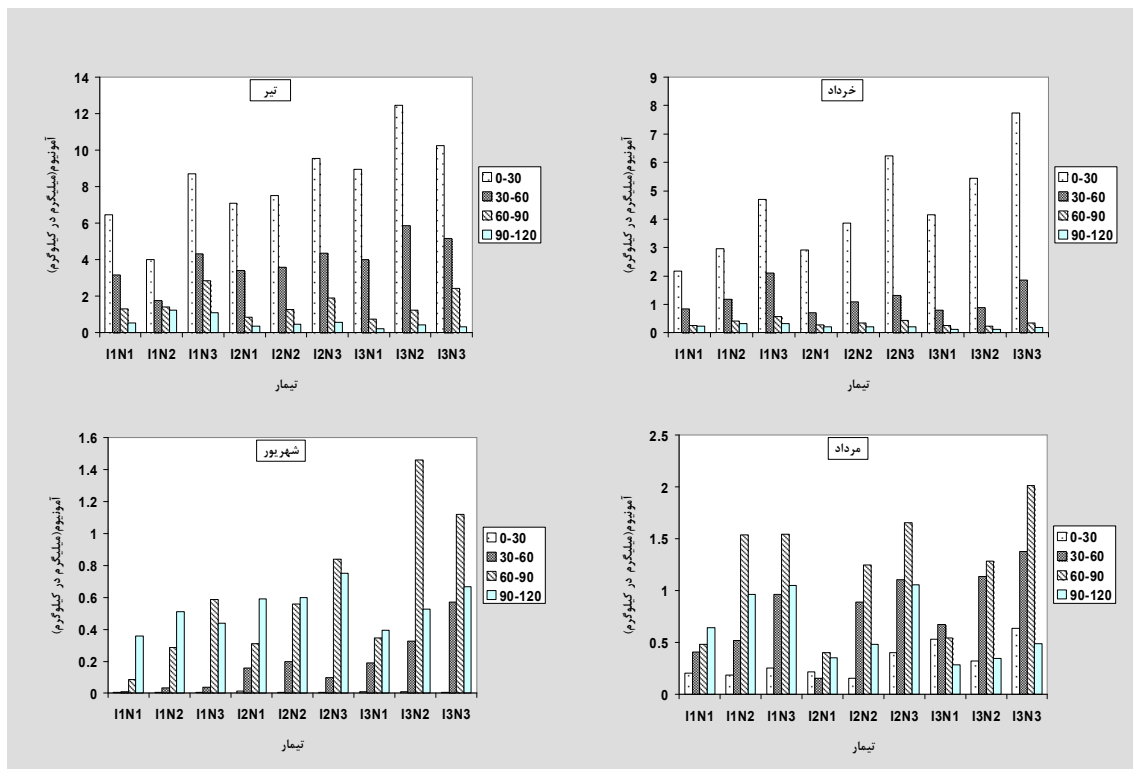
نتایج

در شکل ۱ اثرات تیمارها بر سطوح مختلف NO₃-N در لایه های خاک و در زمان های نمونه گیری دیده می شود. با افزایش سطح نیتروژن در کلیه تیمارهای کودی، افزایش در میزان غلظت نیترات مشاهده می شود. در تیمارهای آبیاری نیز به ازای کاهش میزان سطح آب کاربردی، نیترات بیشتری در خاک تجمع یافته است. بیشترین مقدار نیترات در طول مطالعه در تیمار I3N3 به ثبت رسید. در خرداد، تیر، مرداد و شهریور حداکثر غلظت نیترات به ترتیب ۱۳/۵، ۱۸، ۱۰ و ۹ میلی گرم در کیلوگرم در اعماق ۰-۳۰، ۳۰-۶۰، ۶۰-۹۰ و ۹۰-۱۲۰

سانتی متری به ثبت رسید که بیانگر این امر است در طی زمان، نیترات از لایه های بالایی شسته شده و به سمت لایه های پایینی خاک حرکت کرده است. در آخرین نمونه گیری میزان غلظت NO₃-N به خصوص در لایه های بالایی کاهش یافت چون میزانی از نیتروژن خاک به وسیله گیاه جذب شد و مقداری از آن بوسیله عمل دنیتریفیکاسیون به صورت گاز نیتروژن از خاک خارج شد و قسمتی از آن نیز به لایه های زیرین (زیر منطقه ریشه) نفوذ کرده است همان طور که در شکل ۱ دیده می شود در شهریور ماه میزان نیترات در عمق ۰-۳۰ به صفر رسیده است. شکل ۲ تاثیر سطوح مختلف ازت بر میزان NH₄-N موجود در نیمرخ خاک را نشان می دهد. بیشترین مقدار غلظت آمونیوم ۷/۷۴ میلی گرم در کیلوگرم در عمق ۰-۳۰ در خرداد و در تیمار I3N3، ۱۲/۴۶ میلی گرم در کیلوگرم در عمق ۰-۳۰ در تیر و در تیمار I3N2 و به ترتیب ۲/۰۱۴ و ۱/۴۶ میلی گرم در کیلوگرم در عمق ۶۰-۹۰ در مرداد و شهریور و در تیمار I3N3 بود. به ازای افزایش سطوح ازت و کاهش میزان آب کاربردی غلظت آمونیوم در اعماق مختلف خاک افزایش یافت. میزان غلظت آمونیوم در نیمرخ خاک خیلی کمتر از میزان غلظت نیترات مشاهده شد. در خرداد و تیر ماه با افزایش عمق، غلظت آمونیوم کاهش یافت و در لایه های فوقانی آمونیوم بر اثر پدیده نیتریفیکاسیون به نیترات تبدیل گردید و نیترات به وجود آمده در لایه های بالایی، در نهایت به سمت پایین حرکت کرده و در لایه های زیرین تجمع یافت (Miller and Gardiner, 2001; Pierzynski et al., 2005). در انتهای نمونه گیری در مرداد و بخصوص شهریور آمونیوم شسته شد و به لایه های زیرین انتقال یافت و بیشترین غلظت آمونیوم در اواخر دوره رشد در عمق ۶۰-۹۰ سانتی متری مشاهده گردید البته با توجه به مثبت بودن یون آمونیوم حرکت به عمق تدریجی و کند صورت گرفت.



شکل ۱- میزان نیتروژن مشاهده شده در اعماق مختلف نیرمخ خاک طی زمان نمونه‌گیری از مزرعه برای تیمارهای نیتروژن و آبیاری



شکل ۲- میزان آمونیم مشاهده شده در اعماق مختلف نیرمخ خاک طی زمان نمونه‌گیری از مزرعه برای تیمارهای نیتروژن و آبیاری

در جداول ۳ و ۴ مقادیر AE، RMSE و d در مورد تیمارهای مختلف در نیمرخ خاک قبل و بعد از واسنجی نشان داده شده است و مشاهده می‌شود که به ازای تصحیح ضرایب ثابت نیتروفیکاسیون، دنیتروفیکاسیون و تصعید، در میزان AE، RMSE و d تغییراتی حاصل شده است که بیانگر بهبود مثبت در افزایش ضریب ویلموت و کاهش خطا می‌باشد. در جدول ۳ دیده می‌شود که قبل از واسنجی نیز میزان ضریب ویلموت در شبیه سازی نیترات رضایت بخش بوده و واسنجی به صورت نسبتاً محسوسی در افزایش آن نقش داشته است و مقادیر خطای متوسط نشان می‌دهد که مدل تخمین کمتری از حد واقعی داده‌های اندازه گیری داشته است.

در جدول ۴ و در برآورد میزان آمونیوم توسط مدل با توجه به خطای متوسط دیده می‌شود که مدل در تخمین میزان آمونیوم موجود در خاک نیز برآورد کمتری از میزان واقعی داشته است و با واسنجی مدل این امر تا حدی رفع شد و ضریب ویلموت در محدوده ۰/۷۶ تا ۰/۹۶ در تیمارهای مختلف به ثبت رسید. دلیل برآورد کمتر نیترات و آمونیوم توسط مدل را می‌توان ناشی از محدودیت‌های ذاتی مدل دانست چون طبق فرضیات مدل تغییر در محتوای نیتروژن معدنی و میزان تحرک پذیری آن بسیار کم و ناچیز است.

جدول ۳- بررسی آماری شبیه سازی نیترات توسط مدل LEACHM در نیمرخ خاک برای تیمارهای مختلف نیتروژن

تیمار ازت	AE		RMSE		d	
	قبل از واسنجی	بعد از واسنجی	قبل از واسنجی	بعد از واسنجی	قبل از واسنجی	بعد از واسنجی
۰-۳۰ (cm)						
N1	-۰/۷۱۴	-۰/۵۸۷	۱/۵۱	۱/۳	۰/۹۶	۰/۹۸
N2	۰/۹۹۱	۱/۵۳۵	۲/۲۲	۲/۷۲	۰/۹۴	۰/۹۲
N3	۲/۲۱۳	۳/۱۹۴	۴/۰۸	۵/۲۲	۰/۸۹	۰/۸۵
۳۰-۶۰ (cm)						
N1	-۲/۰۶۴	-۱/۶۶۹	۲/۹۴	۲/۸۲	۰/۸۶	۰/۸۶
N2	-۱/۰۶۳	-۰/۰۶۵	۲/۱۲	۲/۰۶	۰/۹۴	۰/۹۴
N3	-۰/۴۷۲	۱/۰۱۱	۱/۷۳	۲/۸۱	۰/۹۸	۰/۹۴
۶۰-۹۰ (cm)						
N1	-۲/۰۲۴	-۰/۹۲۷	۱/۹۵	۱/۶۷	۰/۷۵	۰/۸۰
N2	-۱/۵۵	-۱/۰۶۴	۲/۶۳	۲/۶۲	۰/۹۴	۰/۹۵
N3	-۱/۶۸	-۰/۲۵۹	۳/۸۷	۳/۶۱	۰/۶۹	۰/۷۰
۹۰-۱۲۰ (cm)						
N1	-۲/۷۸۲	-۱/۳۸۲	۲/۵۹	۱/۸۱	۰/۴۳	۰/۵۶
N2	-۲/۰۰۶	-۰/۹۷۴	۲/۳۷	۱/۵۷	۰/۵۷	۰/۷۵
N3	-۱/۹۹۶	-۰/۵۵۶	۲/۷۱	۱/۸۴	۰/۵۵	۰/۷۹

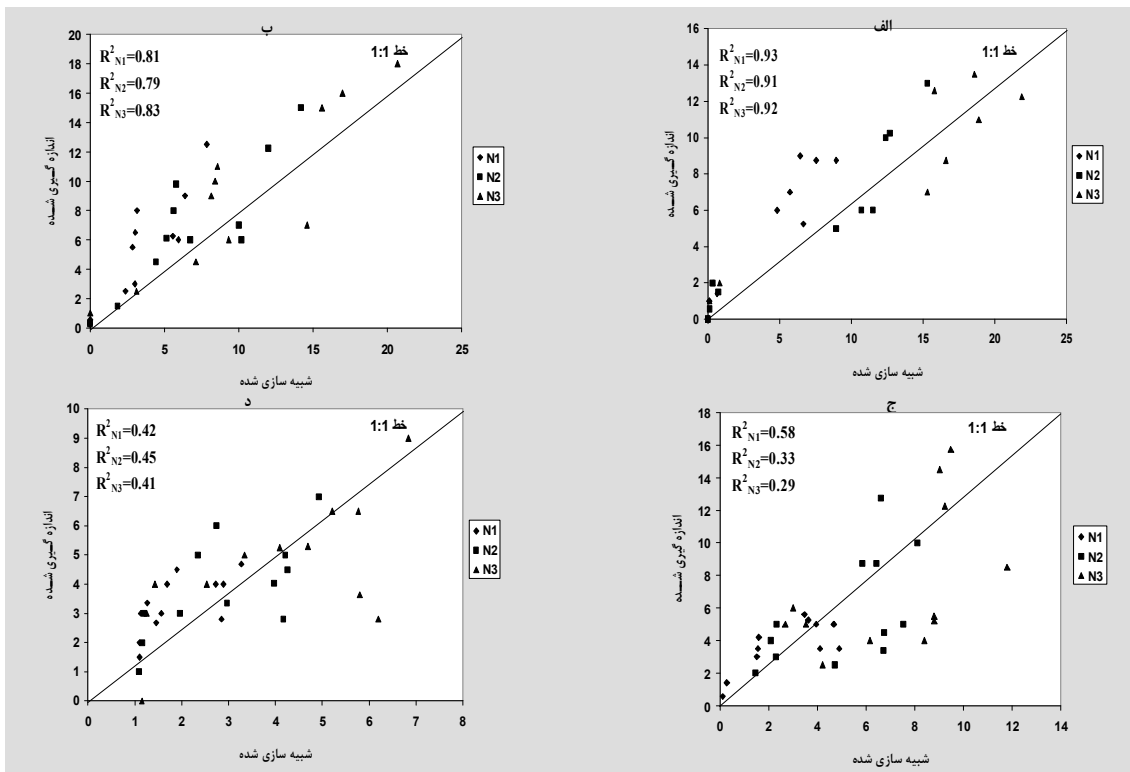
جدول ۴- بررسی آماری شبیه سازی آمونیوم توسط مدل LEACHM در نیمرخ خاک برای تیمارهای مختلف نیتروژن

تیمار ازت	AE		RMSE		d	
	قبل از واسنجی	بعد از واسنجی	قبل از واسنجی	بعد از واسنجی	قبل از واسنجی	بعد از واسنجی
۰-۳۰ (cm)						
N1	-۲	-۰/۸۴۴	۳/۴۹	۱/۴	۰/۶۱	۰/۹۳
N2	-۱/۹	-۱/۱۶	۳/۲۷	۲/۱۲	۰/۴۷	۰/۸۷
N3	-۲/۳۲	-۱/۲۱	۳/۲۵	۱/۷۹	۰/۶۱	۰/۹۴
۳۰-۶۰ (cm)						
N1	-۰/۶۸۷	-۰/۳۰۴	۱/۳۱	۰/۶۷	۰/۶۷	۰/۹۱
N2	-۰/۵۵۵	-۰/۳۰۱	۱/۱۷	۰/۹۰	۰/۷۶	۰/۸۷
N3	-۰/۶۳	-۰/۱۷۴	۰/۹۳	۰/۵۹	۰/۸۹	۰/۹۶
۶۰-۹۰ (cm)						
N1	۰/۲۲۳	۰/۰۰۶	۰/۳۰	۰/۱۷	۰/۷۷	۰/۹۰
N2	-۰/۲۴۰	-۰/۲۰۸	۰/۳۸	۰/۳	۰/۸۵	۰/۸۷
N3	-۰/۵۸۳	-۰/۲۸	۰/۷۲	۰/۵۳	۰/۷۴	۰/۸۴
۹۰-۱۲۰ (cm)						
N1	۰/۲۷۱	-۰/۰۹۵	۰/۳	۰/۱۳	۰/۴۵	۰/۷۷
N2	-۰/۲۸۵	-۰/۱۸۶	۰/۳۸	۰/۲۴	۰/۵۰	۰/۷۷
N3	-۰/۲۸۵	-۰/۲	۰/۳۵	۰/۲۶	۰/۶۵	۰/۷۶

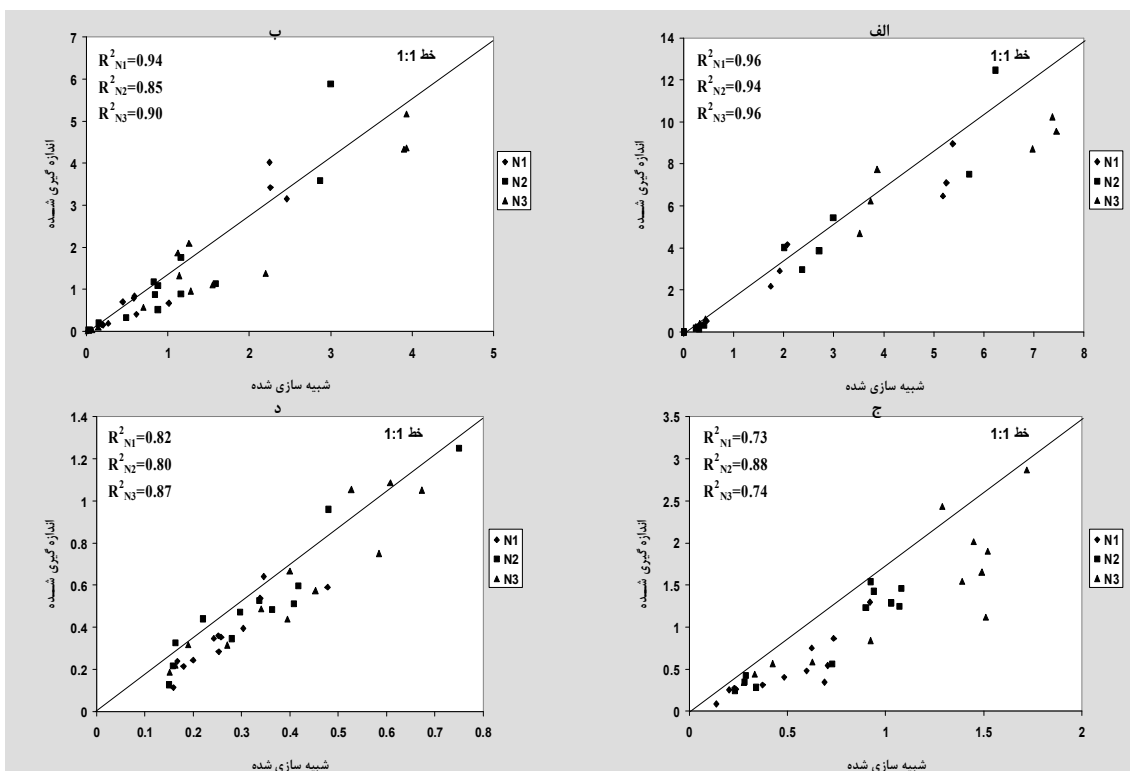
خاک این نکته قابل استنباط است که در هر عمق بیشترین ضریب رگرسیون مربوط به تیمار خاصی بوده و در کل مدل در شبیه سازی تیمارهای نیتروژن یکسان عمل نموده است.

ضرایب به کار رفته در واسنجی مدل برای هر یک از تیمارهای ازت و از سطح خاک تا عمق ۱۲۰ سانتیمتری تعیین شدند و با افزایش میزان ازت در تیمارها میزان ثابت نیتروفیکاسیون افزایش داده شد و از ۰/۱ تا ۰/۱۵ در بین تیمارها متغیر بود. ثابت دنیتروفیکاسیون تغییراتی در محدوده ۰/۰۵ تا ۰/۰۶ را دارا بود. به دلیل اینکه از کود حل شده در آب آبیاری جهت کوددهی استفاده شد لذا مقدار تصعید در تمامی تیمارها صفر منظور گردید.

شکل های ۳ و ۴ نمایش گرافیکی داده های شبیه سازی شده و اندازه گیری شده در نترات و آمونیوم بعد از واسنجی است. ضریب رگرسیون و داده های مربوط به هر یک از تیمارها نیز نشان داده شده است که می توانند با شیب و عرض از مبدا خط فرضی $y=x$ (خط مقایسه در نمایش گرافیکی) مورد مقایسه قرار گیرند و اختلاف موجود بیانگر میزان انحراف داده های هر یک از تیمارهای نیتروژن از حالت ایده آل است. در شبیه سازی نترات در نیمرخ خاک تیمار N1 نتایج دقیق تری نسبت به سایر تیمارها در مقایسه گرافیکی از خود نشان داد و بیشترین ضریب رگرسیون را در اعماق مختلف دارا بود و در شکل ۲ نیز در شبیه سازی آمونیوم در اعماق مختلف



شکل ۳- مقایسه غلظت نترات شبیه‌سازی شده و اندازه‌گیری شده بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم در تیمارهای N1، N2 و N3 در اعماق مختلف خاک. الف (۰-۳۰) - ب (۳۰-۶۰) - ج (۶۰-۹۰) - د (۹۰-۱۲۰).



شکل ۴- مقایسه غلظت آمونیوم شبیه‌سازی شده و اندازه‌گیری شده بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم در تیمارهای N1، N2 و N3 در اعماق مختلف خاک. الف (۰-۳۰) - ب (۳۰-۶۰) - ج (۶۰-۹۰) - د (۹۰-۱۲۰).

مقادیر ثابت به کار رفته در مدل شبیه و نزدیک به مقادیر به کار رفته در سایر مدل‌ها و مطالعات دیگر است. (Hutson and Wagenet, 1992) مقادیر ۰/۲ و ۰/۱ در روز را برای نیتروفیکاسیون و دنیتروفیکاسیون پیشنهاد دادند. (Janssen, 1998) و (Jansson and Andersson, 1988) در کاری که روی مدل SOILN انجام دادند از ۰/۱ و ۰/۲ در روز برای دنیتروفیکاسیون استفاده کردند و مقدار ۰/۲ در روز را برای نیتروفیکاسیون در نظر گرفتند. (Jemison et al., 1994) در ارزیابی مدل LEACHMN از محدوده ۰/۱ تا ۰/۴ در روز را برای نیتروفیکاسیون و ۰/۰۵ تا ۰/۰۲ در روز را برای دنیتروفیکاسیون استفاده کردند. (Hutson and Wagenet, 1992; Johansson et al., 1987) Lotse et al., 1992; Jansson and Andersson, 1988; (Jemison et al., 1994b) مقدار نیتروفیکاسیون را در محدوده ۰/۱ تا ۰/۵ اعلام کردند.

اطلاعات بسیار کمی در مورد مقدار ثابت تصعید موجود است. مقدار ۰/۴ در روز برای مقدار تصعید آمونیوم از سطح خاک توسط (Hutson and Wagenet, 1992) پیشنهاد شده است. (Jemison, 1991) از مقدار صفر در روز استفاده کرد و محدوده ۰/۰۱۲۷ تا ۰/۰۰۱۵۴ در روز در تحقیقات آزمایشگاهی مورد استفاده قرار گرفت. (Sogbedji et al., 2001b) در طول سه سال مطالعه در سال اول مقدار ۰/۲ در روز و در دو سال دیگر مقدار صفر در روز را برای تصعید استفاده نمودند.

بحث

با توجه به نتایج مشاهده گردید که غلظت آمونیوم نسبت به نیترات کمتر بود که می‌توان این امر را ناشی از تمایل آمونیوم به عمل نیتروفیکاسیون و تبدیل آن به نیترات دانست. میزان نیترات با توجه به میزان آب آبیاری و سطح کود ازته به کار رفته متغیر بود و با کاهش میزان آب کاربردی و افزایش مقدار کود به کار رفته نیترات بیشتری

در نیم‌رخ خاک مشاهده شد و به مرور زمان نیترات به لایه‌های پایینی خاک انتقال یافت و غلظت آن در سطوح بالایی خاک به طور محسوسی کاهش یافت که آبشویی، جذب توسط گیاه و تبدیل نیترات به گاز نیتروژن در اثر پدیده دنیتروفیکاسیون از عوامل این کاهش به شمار می‌رود. جذب یون‌های آمونیوم بر روی کمپلکس‌های رس سبب کنترل انتقال توده‌های یون آمونیوم گردید و شستشوی آن به اعماق پایین‌تر به تدریج صورت گرفت و دلیل بالا بودن نیترات در اوایل دوره نمونه برداری هم می‌تواند ناشی از این امر باشد.

با افزایش عمق خاک میزان ضریب رگرسیون در تیمارهای مختلف نیتروژن کاهش یافت که این قضیه را می‌توان این‌طور بیان نمود چون افزایش عمق خاک با افزایش درصد رس همراه بود و از طرفی با توجه پراکندگی خلل و فرج که یکی از پارامترهای مهم در ایجاد محیط هوازی و بی هوازی جهت انجام پروسه نیتروفیکاسیون و دنیتروفیکاسیون است بنابراین حتی در رطوبت‌های نزدیک به اشباع و اشباع باز هم نقاطی در خاک یافت می‌شود که دارای اکسیژن باشد و عمل نیتروفیکاسیون در آنجا صورت بگیرد بنابراین این عوامل می‌توانند در خطای ایجاد شده در مدل موثر باشند.

با توجه به اینکه مقدار مواد آلی موجود در خاک در ابتدای فصل رشد درصد کمی را شامل می‌شد و چون مدل نیز نسبت به تغییراتی که در ضریب معدنی شدن نیتروژن ایجاد می‌گردید حساسیت نشان نمی‌داد بنابراین اعداد مربوط به این ضریب در مدل تغییر داده نشد و همان مقادیر اولیه فرض شدند. این روند با مطالعاتی که قبلاً انجام شده بود همخوانی داشت. (Hutson and Wagenet, 1992) و (Lotse et al., 1992) اشاره کردند که خروجی مدل نسبت به تغییرات جزئی در افزایش یا کاهش در میزان نیتروفیکاسیون،

دنیتریفیکاسیون و تصعید حساس است اما نسبت به تغییرات در معدنی شدن هوموس حساسیت کمتری دارد و مقدار ثابت معدنی شدن با توجه به داده‌های پیش فرض مدل در نظر گرفته شد.

چون مدل با توجه به مقادیر ضرایب ثابت اولیه میزان نیترات و آمونیوم را کمتر از مقدار اندازه‌گیری شده برآورد کرد لذا در کالیبراسیون به کاهش ضرایب ثابت و تصحیح آن‌ها پرداخته شد. ضرایب ثابت نیتریفیکاسیون، دنیتریفیکاسیون و تصعید برای هر تیمار به صورت جداگانه در نظر گرفته شدند و با این کار نتایج رضایت بخشی مشاهده شد. (Jemison et al., 1994b) نیز دریافتند که وقتی واسنجی صورت گرفت داده‌های شبیه سازی شده توسط LEACHMN و مشاهده شده تقارب نزدیکی داشتند، اما عدم واسنجی سبب شد نتایج رضایت بخشی حاصل نشود.

نتیجه‌گیری

نتایج تحقیقات کوددهی نشان داد که کاهش پتانسیل نیتروژن به طور قوی وابسته و تاثیرپذیر از فاکتورهای خاک، زمان، روش کاربرد و میزان کود می‌باشد. مدل LEACHMN برای مقادیر ثابت نیتریفیکاسیون، دنیتریفیکاسیون و تصعید واسنجی شد و وقتی واسنجی برای هر تیمار صورت گرفت نتایج حاصله رضایت بخش بود و مقادیر شبیه سازی شده همخوانی زیادی با داده‌های اندازه‌گیری شده از مزرعه داشت. مدل در تخمین میزان نیترات و آمونیوم موجود در خاک برآورد کمتری از میزان واقعی داشت که با واسنجی این امر تا حد قابل قبولی رفع گردید و ضریب ویلموت به طرز قابل توجهی افزایش یافت و در میزان خطای متوسط نیز کاهش دیده شد. دلیل برآورد خوب مدل را می‌توان ناشی از

مکانیسم‌های به کار رفته در انتقال املاح در آن دانست که انتقال توده‌ای و مولکولی یا یونی را در بر می‌گیرد. فاکتورهای کلیدی مختلفی در مصرف زیاد نیتروژن نقش دارند، استفاده بیش از حد میزان کود مصرفی مورد نیاز گیاه توسط کشاورزان را می‌توان یکی از دلایل مهم مدیریتی به شمار آورد هم‌چنین اصلاح روش‌های کوددهی و آبیاری نیز یکی دیگر از شاخص‌هایی است که مورد توجه قرار نمی‌گیرند. این حقیقت که میزان کوددهی برای یک گیاه چه مقدار است باید با مطالعات مداوم روشن شود و هم‌چنین از لحاظ مدیریتی می‌توان با افزایش و توسعه سرویس‌های ترویجی - نظارتی محلی و آموزش کشاورزان به منظور کاهش تخریب محیط‌زیست و حفظ حداکثری تولید محصولات اقدام نمود. تحقیقات پیوسته نیازمند ارزیابی فاکتورهای بیشتر و موثرتری در پتانسیل آبشویی نیترات در خاک‌هایی که تحت کم آبیاری قرار دارند می‌باشد و باید شیوه‌های جدید و توسعه روش‌های برنامه‌ریزی آبیاری و استفاده از مدل‌ها را مد نظر قرار داد.

منابع

- Alan, D.J., L.C. Miguel, V.M. Daniel and E.R. David (1999). Soil and Water Conservation. LEACHN Simulation of Nitrogen Dynamics and Water Drainage in an Ultisol. *Agronomy Journal*, 91:597-606.
- Allison, F.E. (1996). The fate of nitrogen applied to soils. *Advanced in agronomy*, 18: 291-258.
- Bremner, J.M. (1996). Methods of soil analysis. Part 3. Chemical Methods. SSSA, Madison, WI, USA, pp. 1085-1121.
- Carberry, P.S., M.E. Probert, J.P. Dimes, B.A. Keating and R.L. McCown (2002). Role of modeling in

- Jansson, P. and R. Andersson (1988). Simulation of runoff and nitrate leaching from an agricultural district in Sweden. *J. Hydrol*, 99, 33–47.
- Janssen, B.H. (1998). Efficient use of nutrients: An art of balancing. *Field Crops Research*, 56: 197-201.
- Jemison, J.M. (1991). Nitrate Leaching from soil measured with zero tension pan lysimeters as influenced by nitrogen fertilizer rate and manure application: Field estimates and model predictions. *Ph.D thesis Pennsylvania State Univ., University Park*.
- Jemison, J.M., J.D. Jabro and R.H. Fox (1994b). Evaluation of LEACHM: II. Simulation of Nitrate Leaching From Nitrogen-Fertilized and Manured Corn. *Agronomy Journal*, 86:852-859.
- Jemison, J.M.JR., J.D. Jabro and R.H. Fox (1994a). Evaluation of LEACHMN: Simulation of cumulative drainage, bromide leaching, and corn bromide uptake. *Agron. J.*, 86: 843–851.
- Johnsson, H., L. Bergstrom, P. Jansson and K. Pausstian (1987). Simulation nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agric. Ecosyst. Environ*, 18:333-356.
- Justic, D., N.N. Rabalais, R.E. Turner and Q. Dortch (1995). Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: Stoichiometric nutrient balance and its consequences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 40: 339–356.
- Kirchmann, H. (1991). Carbon and nitrogen mineralization of fresh, aerobic and anaerobic animal manures during incubation with soil. *Swedish Journal of Agricultural Research*, 21:165-173.
- improving nutrient efficiency in cropping systems. *Plant and Soil*, 245: 193-203.
- Desmond, E.D., A.D. Ward and N.R. Fausey (1995). Nutrient component evaluation of the ADAPT water management model. *ASAE Publication*, 5(95): 21–30.
- Donald L. R. and R.A. Gillian (2004). Modeling the fate of reclaimed water constituents after application to tree crops, US Geological Survey (USGS), School of Forest Resources and Conservation. *USA University of Florida: Gainesville*.
- Galloway, J.N., W.H. Schlesinger, H. Levy, A. Michaels and J.L. Schnoor (1995). Nitrogen fixation – anthropogenic enhancement-environmental response. *Global Biogeochem Cycles*, 9: 235–252.
- Hutson, J.L. and R.J. Wagenet (1989). LEACHM: Leaching Estimation and Chemistry Model, Department of Crop and Atmospheric Sciences, *USA Ithaca, N.Y: Cornell University*.
- Hutson, J.L. and R.J. Wagenet (1992). *LEACHM, Leaching Estimation and Chemistry Model: Version 3*. New York: Cornell University.
- Hauk, R.D. (1973). Nitrogen traces in nitrogen cycle studies post use and future needs. *Journal in environmental quality*, 2: 317-327.
- Jabro J.D., J.D. Lotse, D.D. Fritton and D.E. Baker (1994). Estimation of preferential movement of bromide tracer under field conditions. *J. Hydrol*, 156: 61–71.

- at national, regional, and global scales. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 62, 61-72.
- Smaling, E.M.A., O. Oenema and L.O. Fresco (Eds). (1999). Nutrient disequilibria in agro ecosystems Concepts and case studies. *CABI Publishing: Wallingford, UK*.
- Sogbedji, J.M., H.M. van Es and J.L. Hutson (2001a). N fate and transport under variable cropping history and fertilizer rate on loamy sand and clay loam soils: Calibration of the LEACHMN model. *Plant Soil*, 229: 57–70.
- Sogbedji, J.M., H.M. van Es and J.L. Hutson (2001b). N fate and transport under variable cropping history and fertilizer rate on loamy sand and clay loam soils: II. Performance of LEACHMN using different calibration scenarios. *J. Plant and Soil*, 229:71–82.
- Lotse, E.G., J.D. Jabro, K.E. Simmons and D.E. Baker (1992). Simulation of nitrogen dynamics and leaching from soil with a dual pore system. *J. Contam. Hydrol.* 10:183–196.
- Mansouri, A. and A.A. Lurie (1993). Concise review: methemoglobinemia. *Am. J. Hematol*, 42: 7–12.
- Miller, R.W. and D.T. Gardiner (2001). *Soils in our environment*. 9th edition. USA: Prentice Hall, Upper Saddle River.
- Mosier, A.R., J.K. Syers and J.R. Freney (Eds) (2004). *Agriculture and the nitrogen cycle: Assessing the impacts of fertilizer use on food production and the environment*. Washington DC, USA: Island Press.
- NRC (1978). *Nitrates: An Environmental Assessment*, Report 0-309-02785-3. USA Washington, DC: National Academy of Sciences.
- Pierzynski, G.M., J.T. Sims and G.F. Vance (2005). *Soils and environmental quality*. 3rd edition. USA: Taylor & Francis, Boca Raton.
- Rabalais, N.N., W.J. Wisman, R.E. Turner, D. Justic, B.K.S. Gupta and Q. Dortch, (1996). Nutrient changes in the Mississippi River and system responses on the adjacent continental shelf. *Estuaries*, 19: 386–407.
- Ramos, C. and E.A. Carbonell (1991). Nitrate Leaching and Soil Moisture Prediction with the LEACHM Model. *Nutrient Cycling in Agro ecosystems*, 27:171-180.
- Sheldrick, W.F., J.K. Syers and J. Lingard (2002). A conceptual model for conducting nutrient audits

