نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۲۸، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۳، ص. ۴۳۹-۴۳۰

Journal of Water and Soil
Vol. 28, No. 2, May.-Jun. 2014, p. 430-439

اندازه گیری و شبیه سازی آبشویی نیتروژن نیتراتی بوسیله مدل LEACHN

مسعود نوشادی[1*] – فاطمه مهرابی[2]

تاریخ دریافت:۱۳۹۲/۷/۱
تاریخ پذیرش:۱۳۹۳/۱/۳۱

چکیده

در اغلب مناطق، کشاورزی منبع اصلی آلودگی منابع آب‌های سطحی و زیرزمینی به نیتروژن می‌باشد و مدل‌های شبیه سازی ابزار مفیدی در تعیین سهم نیتروژن کشاورزی در آلودگی منابع آب هستند. در این تحقیق نیتروژن نیتراتی آبشویی شده در یک خاک با بافت لوم تا لومی سیلت اندازه‌گیری و پس از واسنجی مدل LEACHN شبیه سازی شد. طرح آزمایشی این پژوهش به صورت بلوک های کامل تصادفی و شامل ۱۵ لایسیمتر (ستون خاک) از جنس PVC به ارتفاع ۱۲۰ و قطر ۴۰ سانتی متر در ایستگاه صحرایی بخش مهندسی آب دانشکده کشاورزی شیراز بود. در لایسیمترها گیاه ذرت رقم سینگل کراس ۷۰۴ کاشته شد. تیمارها شامل پنج تیمار کود اوره به میزان صفر (شاهد)، ۱۵۰، ۲۰۰، ۲۵۰ و ۳۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار بود که در سه تکرار انجام شدند. نتایج اندازه‌گیری ها در انتهای فصل رشد در عمق ۱۲۰ سانتی متر نشان داد که با افزایش کود اوره، مقدار آبشویی نیتروژن نیتراتی در تیمارهای کودی ۱۵۰ ، ۲۰۰ ، ۲۵۰ و۳۰۰ کیلوگرم در هکتار بترتیب ۱۳۲، ۱۷۴، ۱۳۴ و ۱۸۲ درصد نسبت به تیمار شاهد افزایش یافت. به طور کلی مقادیر شبیه سازی شده همواره بزرگتر از مقادیر اندازه گیری شده بود و خطای نسبی بین ۱۱/۳ درصد (تیمار ۳۰۰ کیلو گرم در هکتار) تا ۸۸/۶ درصد (تیمار شاهد) بدست آمد. ارزیابی نتایج مدل نشان داد که بهترین شبیه سازی ها برای تیمارهای کودی بترتیب ۳۰۰، ۲۰۰، ۱۵۰، ۲۵۰ و شاهد بوده است. به طورکلی شبیه سازی های انجام شده توسط مدل LEACHN بیانگر دقت نسبتا خوب مدل در شبیه‌سازی مقدار نیترات آبشویی می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: آبشویی، آلودگی، ستون خاک، شبیه‌سازی

مقدمه

پیشرفت علوم و به کارگیری آن در جوامع بشری و بهره‌مند شدن از تسهیلات زندگی، ارتقاء بهداشت عمومی، افزایش روزافزون جمعیت و به دنبال آن نیازهای بیش‌تر که خود موجبات بهره‌برداری هر چه بیش‌تر از طبیعت را فراهم می‌کند، سبب افزایش بار آلاینده‌ها در طبیعت شده است. هر چند ساز و کار طبیعت به گونه‌ای است که پس از مدتی بدون تحمل لطمات غیر قابل برگشت، شرایط پایدار خود را باز می‌یابد، اما گاهی افزایش مواد زائد به حدی است که باعث به هم خوردن تعادل طبیعت و عدم امکان بازگشت به حالت اولیه شده و در نتیجه باعث تخریب محیط زیست می‌شود. نیتروژن یکی از آلاینده‌های مهم است که خسارات ناشی از آن منجر به مشکلات منطقه‌ای، بین المللی و جهانی شده است. در اکثر مناطق، کشاورزی منبع اصلی آلودگی نیتروژنی آب‌های سطحی و زیرزمینی است (۲۱). نیتروژن یکی از عناصر اصلی برای گیاهان است که به دو صورت آلی و معدنی وجود دارد. بیشتر از ۹۰ درصد نیتروژن کل خاک، نیتروژن آلی است که توسط گیاه قابل جذب نیست. نیتروژن معدنی شامل نیترات، آمونیوم، نیتریت و آمونیاک است که نیترات و آمونیوم به راحتی جذب گیاه شده ولی آمونیاک و نیتریت برای گیاهان سمی هستند (۱۳ و ۱۴).

وقتی نیتروژن ورودی از طریق کودها و نیتروژن خروجی در تولیدات (محصول و کاه وکلش) با هم مقایسه می‌گردند، معمولاً نیتروژن اضافی قابل توجهی وجود دارد که این نیتروژن اضافی یا در خاک ذخیره می‌شود یا از طریق آبشویی به محیط زیست وارد شده و تلف می‌شود (۵ و ۳۰). نیتروژن اضافی که توسط گیاه جذب نمی شود در معرض تلفات از طریق نیترات زدایی، رواناب، تصعید و آبشویی قرار دارد که باعث آلودگی آب و انتشار گازهای گلخانه ای می شود (۶). سرنوشت نیتروژن در خاک بستگی به گیاه، اقلیم، خصوصیات خاک (فیزیکی و شمیایی)، میزان کود، شیوه آبیاری و ... دارد (۲۲).

۱ و ۲- دانشیار و دانشجو کارشناسی‌ارشد گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز
(*- نویسنده مسئول: Email: noshadi@shirazu.ac.ir)

نیترات یکی از آلاینده های منابع آب زیرزمینی است و اگر غلظت آن در آب آشامیدنی از حد مجاز (۵۰ میلی گرم در لیتر) فراتر رود باعث یک سری اثرات منفی مانند نقض مادرزادی، سرطان، آسیب به سیستم عصبی و بیماری مت‌هموگلوبینمیا می گردد. (۱۸ و ۲۰)

با توجه به اینکه راندمان آبیاری سطحی پایین است و کشاورزان برای افزایش عملکرد محصولات، کود اوره زیادی به زمین اضافه می‌کنند، آبشویی نیتروژن نیتراتی به آب‌های زیرزمینی، مخصوصاً در خاک‌های با بافت سبک، حتمی است. در تحقیقی، غلظت نیترات در آبهای زیرزمینی همدان که اغلب برای شرب استفاده می شوند بین ۲ تا ۲۵ میلی گرم در لیتر تعیین شد (۱۷).

فانگ و همکاران (۱۲) اثر میزان کود نیتروژن و آبیاری بر آبشویی نیترات و آمونیوم را در تناوب کشت ذرت– گندم بررسی کرده و نتیجه گرفتند که افزایش کود باعث افزایش نیترات در عمق یک متری بالایی خاک می شود.

سادج و رزدکواز (۲۶) نشان دادند که کودهای نیتروژن دار معدنی و آلی تاثیر زیادی بر غلظت شکلهای مختلف نیتروژن در خاک داشته است. شکل غالب نیتروژن معدنی در این تحقیق نیتروژن آمونیومی بود.

سروش و همکاران (۴) حرکت شکل های مختلف نیتروژن در خاک تحت تاثیر مقادیر مختلف کود اوره در خوزستان در کشت ذرت در سه تیمار کودی ۱۵۰، ۲۲۵ و ۳۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار را بررسی کردند و نتیجه گرفتند که مصرف کود باعث افزایش غلظت نیترات و نیتروژن کل خاک شده به طوری که بیشترین افزایش در تیمار ۳۰۰ کیلوگرم نیتروژن در خاک بود. در این تحقیق نشان داده شد که سنگین بودن بافت خاک و چگالی بالا و آبیاری بهینه حرکت نیترات به لایه های زیرین خاک را محدود کرده و حداکثر غلظت نیترات در لایه ۳۰ سانتی متری خاک مشاهده شد.

بنابراین ضروری است تا با بالا بردن راندمان‌های آبیاری و مصرف مقدار مناسب کودهای نیتروژنه از آلوده نمودن آب‌های سطحی و زیرزمینی اجتناب گردد. به این منظور درک صحیحی از فرایندهای فیزیکی و شیمیایی خاک لازم است تا بتوان آلودگی‌های آب‌های زیرزمینی و سطحی را کاهش داد (۲۳).

مدل‌های شبیه‌سازی ابزار مفیدی در تعیین سهم نیتروژن کشاورزی در آلودگی منابع آب و یافتن مؤثرترین راه‌ها در جهت کاهش آبشویی نیتروژن هستند (۲۱). مدل‌های غیر اشباع موجود روش‌های متفاوتی درباره شبیه‌سازی فرایندهای پیچیده فیزیکی و بیوشیمی خاک دارند (۲۳). به همین دلیل انتخاب یک مدل مناسب برای تخمین اثرات کشاورزی روی آلودگی آب‌های زیرزمینی آسان نبوده و بررسی پیش زمینه علمی و کاربردی بودن آن ها قبل از استفاده اهمیت پیدا می‌کند. امروزه چندین مدل به صورت ویژه برای مدل‌سازی روند تبدیل نیتروژن و آبشویی نیتروژن در ناحیه ریشه ارائه شده است که عمده‌ترین آنها عبارتند از ANIMO (۲۵)، LEACHN (قسمتی از مدل LEACHM) (۲۹)، SOILN (۱۹) و WAVE (۲۸).

مدل LEACHM [1] توسط واگنت و هاتسون (۲۹) و نسخه جدید آن توسط هاتسون و واگنت (۱۵) ارائه شد. صحت کارایی مدل LEACHM توسط پژوهشگرانی از جمله هاتسون و کاس (۱۶)، کلمنت و همکاران (۹)، داست و همکاران (۱۱) و نوشادی و همکاران (۲۴) مورد تایید قرار گرفته است. مدل LEACHM یکی از مدل‌هایی است که حرکت آب در خاک غیراشباع را شبیه سازی می کند. در صورتی که بتوان برخی از داده های ورودی (خصوصیات فیزیکی خاک، داده‌های گیاه، خصوصیات شیمیایی، تبدیل نیتروژن) را اندازه گیری کرد، این مدل می تواند به عنوان یک مدل مدیریتی مورد استفاده قرار گیرد. این مدل کامپیوتری مبتنی بر استفاده از معادله ریچاردز و پارامترها و خصوصیات هیدرولوژی خاک (چگالی ظاهری، توزیع اندازه ذرات، غلظت‌های اولیه نیتروژن و کربن، رطوبت اولیه خاک، پارامترهای نگهداری آب خاک، هدایت هیدرولیکی اشباع و ضریب پراکندگی املاح خاک) می‌باشد. مدل دارای ۵ زیربرنامه است که همه آنها برای شبیه‌سازی یک بعدی حرکت آب و املاح به کار می‌روند. زیر برنامه مورد استفاده در این پژوهش LEACHN است که انتقال نیتروژن در خاک را شبیه سازی می‌کند. بهمنی و همکاران (۱) به بررسی میزان تجمع نیترات و آمونیوم در نیمرخ خاک تحت رژیم های آبی و کودی مختلف با استفاده از مدل LEACHN پرداختند و نتایج حاصل از مطالعات آن ها نشان داد که کارایی مدل پس از واسنجی به طور محسوسی افزایش می یابد. نتایج حاصل از پژوهش های رهبری و همکاران (۳)، سابجی و همکاران (۲۷) و دادفر و همکاران (۱۰) بر روی مدل LEACHN نشان داد که پس از واسنجی، این مدل می تواند به عنوان یک مدل مدیریتی مورد استفاده قرار گیرد.

با توجه به پتانسیل زیاد نیتروژن در پایین آوردن کیفیت آب های زیرزمینی و پیچیدگی فرایند حرکت آب و آبشویی نیترات در نیمرخ خاک، سرنوشت نیتروژن در سیستم خاک–آب–گیاه اهمیت زیادی دارد. با استفاده از مدل ها می توان به پیش بینی نیترات شسته شده، انتقال آن به آب های زیرزمینی و همچنین مدیریت نیترات تحت شرایط مختلف پرداخت. لذا در این پژوهش به اندازه گیری و شبیه‌سازی میزان آبشویی نیتروژن نیتراتی در یک خاک با بافت لوم تا لوم سیلتی تحت کشت ذرت و واسنجی مدل LEACHN و ارزیابی این مدل پرداخته شده است.

1- Leaching Estimation And Chemistry Model

جدول ۱- خصوصیات فیزیکی خاک به‌کار رفته در آزمایش

عمق (cm)	بافت	PWP درصد*	FC درصد*	رس (درصد)	سیلت (درصد)	شن (درصد)
۴۰-۰	لوم	۱۱	۲۴	۲۶	۴۶	۲۸
۸۰-۴۰	لوم سیلتی	۱۱	۲۴	۲۶	۵۴	۲۰
۱۲۰-۸۰	لوم	۱۱	۲۴	۲۵	۴۷	۲۸

*- مقادیر ارائه شده بر حسب درصد وزنی هستند.

جدول ۲- برخی خصوصیات شیمیایی خاک

عمق (cm)	NH_4-N (mg/kg)	C/N	%N	%OC	pH	EC_e (dS/m)	CEC (cmol/kg)
۴۰-۰	۰/۸۵	۷/۷۶	۰/۱۱	۰/۸۷	۷/۸۸	۰/۶۴	۲۰/۵
۸۰-۴۰	۱/۵۶	۱۱/۶	۰/۰۶	۰/۶۵	۷/۷۱	۱/۲۶	۲۰/۵۴
۱۲۰-۸۰	۰	۱۱/۶	۰/۰۶	۰/۶۵	۷/۹	۰/۴۵	۲۰/۴

مواد و روش ها

به منظور بررسی میزان آبشویی نیتروژن در تیمارهای مختلف کود اوره و مقایسه آن با مقادیر پیش بینی شده توسط LEACHN و همچنین واسنجی مدل، آزمایشی در یک سری لایسیمتر (ستون خاک) در ایستگاه صحرایی بخش مهندسی آب دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز با طول جغرافیایی ′ ۳۲ °۵۲ و عرض جغرافیایی ′ ۳۶ °۲۹ و ارتفاع از سطح دریای ۱۸۱۰ متر انجام گرفت. مقادیر بارندگی، دما، رطوبت نسبی، تبخیر از تشت، ساعات آفتابی، سرعت باد روزانه و شبانه و همچنین دمای خاک از ایستگاه هواشناسی واقع در دانشکده کشاورزی شیراز در دوره رشد گیاه ذرت به منظور کاربرد در مدل به عنوان پارامترهای ورودی گرفته شد. قبل از کاشت، برخی مشخصات فیزیکی و شیمیایی خاک اندازه گیری شدند که نتایج آن در جداول ۱ و ۲ ارائه شده است. مقدار نیتروژن نیتراتی در کل نیمرخ خاک ۷/۳۹ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک بود.

طرح آزمایشی این پژوهش به صورت بلوک های کامل تصادفی و شامل تیمارهای کوددهی صفر (شاهد)، ۱۵۰، ۲۰۰، ۲۵۰ و ۳۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار کود اوره بود که در سه تکرار انجام شد. کودها به صورت قسطی در سه مرحله به صورت مساوی (در ابتدای کاشت بذر، ۶ تا ۸ برگی و قبل از بلال) به صورت محلول در آب در واحد سطح خاک به خاک اضافه شدند. قبل از کشت بذرها کود سوپرفسفات تریپل به صورت جامد به مقدار ۲۰۰ کیلوگرم در هکتار به کلیه ستون‌ها، به جز تیمار شاهد اضافه شد. در این طرح ۱۵ لایسیمتر از جنس PVC به ارتفاع ۱۲۰ سانتی متر و قطر ۴۰ سانتی متر استفاده گردید که انتهای ستون ها با توری فلزی مسدود شد تا شرایط برای زهکشی آزاد فراهم شود. کلیه ستون ها روی سه پایه قرار داده شدند و برای پر کردن لایسیمترها، یک لایه ۱۰ سانتی متری گراول به منظور زهکشی آزاد در کف لایسیمترها ریخته شد، سپس خاک برداشته شده از هر عمق جداگانه، لایه لایه به ستون‌ها اضافه شد. پس از ریختن هر لایه ۱۰ سانتی متری خاک، اندکی متراکم می شد و سپس آب به ستون‌ها به مقداری اضافه می‌شد تا خاک به اندازه کافی نشست کرده و به دانسیته اولیه خاک برسد. آزمایشات بر روی گیاه ذرت رقم سینگل کراس ۷۰۴ انجام گرفت. حداکثر عمق ریشه گیاه ذرت در مزرعه معمولاً ۱/۸ تا ۳ متر و متوسط عمق توسعه آن حدود ۱/۲ متر می باشد (۲)، به این دلیل عمق لایسیمترها ۱/۲ متر در نظر گرفته شدند. این گیاه در خرداد کشت و با دور آبیاری ۷ روز آبیاری شد. آبیاری بر اساس نیاز آبی گیاه که به روش فائو-پنمن با در نظر گرفتن راندمان هفتاد درصد به دست آمد، انجام شد (۱۸ مورد آبیاری با حجم آبیاری ۱۶۵ لیتر در فصل رشد) و بعد از هر آبیاری به طور منظم، آب آبشویی از عمق ۳۰، ۶۰ و ۱۲۰سانتی‌متری جمع آوری و مقادیر نیتروژن نیتراتی و همچنین میزان کل حجم آب خروجی اندازه گیری شد.

نمونه‌های خاک قبل از کشت گیاه از اعماق ۴۰-۰، ۸۰-۴۰ و ۱۲۰-۸۰ سانتی متری برداشت و خشک و خرد شدند، سپس مقادیر نیتروژن نیتراتی خاک به روش فنل دی سولفونیک اسید چاپمن و پرت (۸) و نیتروژن آمونیومی خاک به روش پتاسیم کلراید برمنر و مولوانی (۷) با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر اندازه گیری شد.

مدل LEACHM یکی از مدل‌هایی است که حرکت آب در خاک غیراشباع را شبیه سازی می‌کند و از نوع مدل‌های تحقیقاتی است. در صورتی که بتوان برخی از داده‌های ورودی (خصوصیات فیزیکی خاک، داده‌های گیاه، خصوصیات شیمیایی، تبدیل نیتروژن و ...) آن را اندازه گیری کرد، می‌تواند به عنوان یک مدل مدیریتی مورد استفاده قرار گیرد. این مدل کامپیوتری مبتنی بر استفاده ازمعادله ریچاردز و پارامترها و خصوصیات هیدرولوژی خاک (چگالی ظاهری، توزیع اندازه

ذرات، غلظت‌های اولیه نیتروژن و کربن، رطوبت اولیه خاک، پارامترهای نگهداری آب خاک، هدایت هیدرولیکی اشباع و ضریب پراکندگی خاک) است. مدل دارای ۵ مدول است که LEACHN به عنوان یکی از مدول‌های آن در چند سال اخیر به منظور پیش‌بینی حرکت و انتقال آب و نیتروژن با روش‌های حل عددی مورد استفاده قرار گرفته است.

در این پژوهش برای واسنجی مدل LEACHN، از داده های اندازه گیری و تغییر ضرایب ثابت دنیتریفیکاسیون، نیتریفیکاسیون، معدنی شدن و تصعید استفاده گردید. با توجه به اینکه ضرایب در مناطق و شرایط آب و هوایی مختلف فرق می‌کند مقدار آن‌ها با تغییر در مقادیری که در مدل به عنوان پیش فرض در نظر گرفته شده و مقادیر بدست آمده در مناطق دیگر ایران (۱)، با توجه به داده‌های اندازه‌گیری بدست آمد.

پس از شبیه سازی توسط مدل، به منظور مقایسه داده های اندازه گیری شده و شبیه سازی شده و ارزیابی مدل از NRMSE [1] یا ریشه میانگین مربعات خطاهای نرمال شده و شاخص تطابق (d) [2] استفاده گردید. NRMSE بیانگر خطای نرمال شده داده ها می‌باشد و هر چه مقدار آن نزدیک به صفر باشد بیانگر دقت خوب مدل می‌باشد. d هم بیانگر درجه دقت مدل در شبیه سازی می باشد و اگر مقدار آن یک شود نشان دهنده تطابق کامل بین مقادیر شبیه سازی و اندازه گیری است.

$$NRMSE = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(O_i - P_i)^2}}{n} \quad (۱)$$

که در آن n تعداد مشاهدات، O_i مقادیر اندازه گیری شده (kg N/ha)، P_i مقادیر شبیه سازی شده (kg N/ha) و میانگین مقادیر اندازه گیری می باشد.

$$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n}(O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^{n}(|P_i'| + |O_i'|)^2} \quad (۲)$$

$$P_i' = P_i - \bar{O}$$

$$O_i' = O_i - \bar{O}$$

همچنین برای مقایسه میانگین‌های پارامترهای اندازه‌گیری شده، آزمون معنی‌داری به روش آزمون دانکن با استفاده از نرم افزار SPSS انجام گرفت.

نتایج و بحث

مقادیر نیتروژن نیتراتی آبشویی

زه آب خروجی از اعماق مختلف پس از هر آبیاری جمع آوری و نیترات آبشویی در آزمایشگاه به روش اسپکتروفتومتر اندازه گیری شد. شکل ۱ میزان نیتروژن نیتراتی آبشویی اندازه گیری شده در سه عمق ۳۰، ۶۰ و ۱۲۰ سانتی متر در تیمارهای مختلف و در زمان‌های مختلف فصل رشد را نشان می‌دهد. زمان کوددهی متناسب با مراحل مختلف رشد در ابتدای کاشت بذر، ۲۶ (مرحله ۶ تا ۸ برگی) و ۶۱ (قبل از بلال دهی) روز پس از کاشت می‌باشد (این زمان ها با فلش روی شکل مشخص شده است). در عمق ۳۰ سانتی متر روند خاصی در تغییرات مقدار نیتروژن نیتراتی وجود ندارد و از یک مقدار بالا شروع شده و به صورت کاهشی و افزایشی در طول دوره رشد ادامه یافته است که این موضوع می‌تواند به دلیل افزایش کود و همچنین باقی‌ماندن نیتروژن نیتراتی در خاک و شسته شدن آن در اثر آبیاری‌های بعدی باشد. در عمق ۶۰ سانتی متر نیتروژن نیتراتی از یک مقدار بالا در ابتدای دوره رشد شروع شده و در طول دوره رشد کاهش یافته است. مقادیر افزایشی مربوط به زمان های کوددهی می‌باشد که در این زمان نیتروژن نیتراتی بیشتری از طریق آبشویی شسته می‌شود. مقدار نیتروژن نیتراتی در تیمارهای کودی مختلف متفاوت است و با افزایش تیمار کوددهی مقدار آبشویی آن افزایش می‌یابد.

در عمق ۱۲۰ سانتی متری در ابتدای فصل رشد، نیتروژن نیتراتی شسته شده خیلی کم بوده و با گذشت زمان در تیمارهای مختلف افزایش یافته است که به دلیل شسته شدن نیتروژن نیتراتی از اعماق بالاتر بوده است. بالاترین مقادیر نیتروژن نیتراتی آبشویی اندازه گیری شده و مربوط به تیمار ۳۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار و در عمق ۱۲۰ سانتی متر است که به حدود ۲/۲ کیلوگرم در هکتار نیز رسیده است. با گذشت زمان و افزایش جذب گیاهی به علت افزایش رشد رویشی گیاه مقدار نیتروژن در سطح خاک کاهش می‌یابد. آبیاری و نفوذ عمقی نیز بخش عمده‌ای از نیتروژن نیتراتی را در خود حل کرده و از منطقه ریشه خارج می‌نماید. به همین دلیل روند تغییرات در این عمق به صورت صعودی می باشد. غلظت‌های کم اندازه‌گیری شده را می توان به دلیل شرایط حاکم بر ستون آزمایشگاهی دانست، چرا که اندازه‌گیری‌ها در شرایط اشباع انجام گرفته‌اند. نتایج اندازه‌گیری در مقایسه با اندازه‌گیری‌های رهبری و همکاران (۳)که با رسیدن به انتهای فصل رشد مقدار نیترات آبشویی رو به کاهش نهاده، متفاوت است. مقدار افزایش ناگهانی مقدار نیترات اندازه‌گیری در اواسط فصل رشد به بعد را می توان به دلیل ایجاد درز و ترک‌های عمیق در خاک دانست که این شکاف‌های عمیق به دلیل به هم خوردگی خاک در اثر جابجایی و شرایط حاکم بر آزمایش بوجود آمدند.

مدل LEACHN

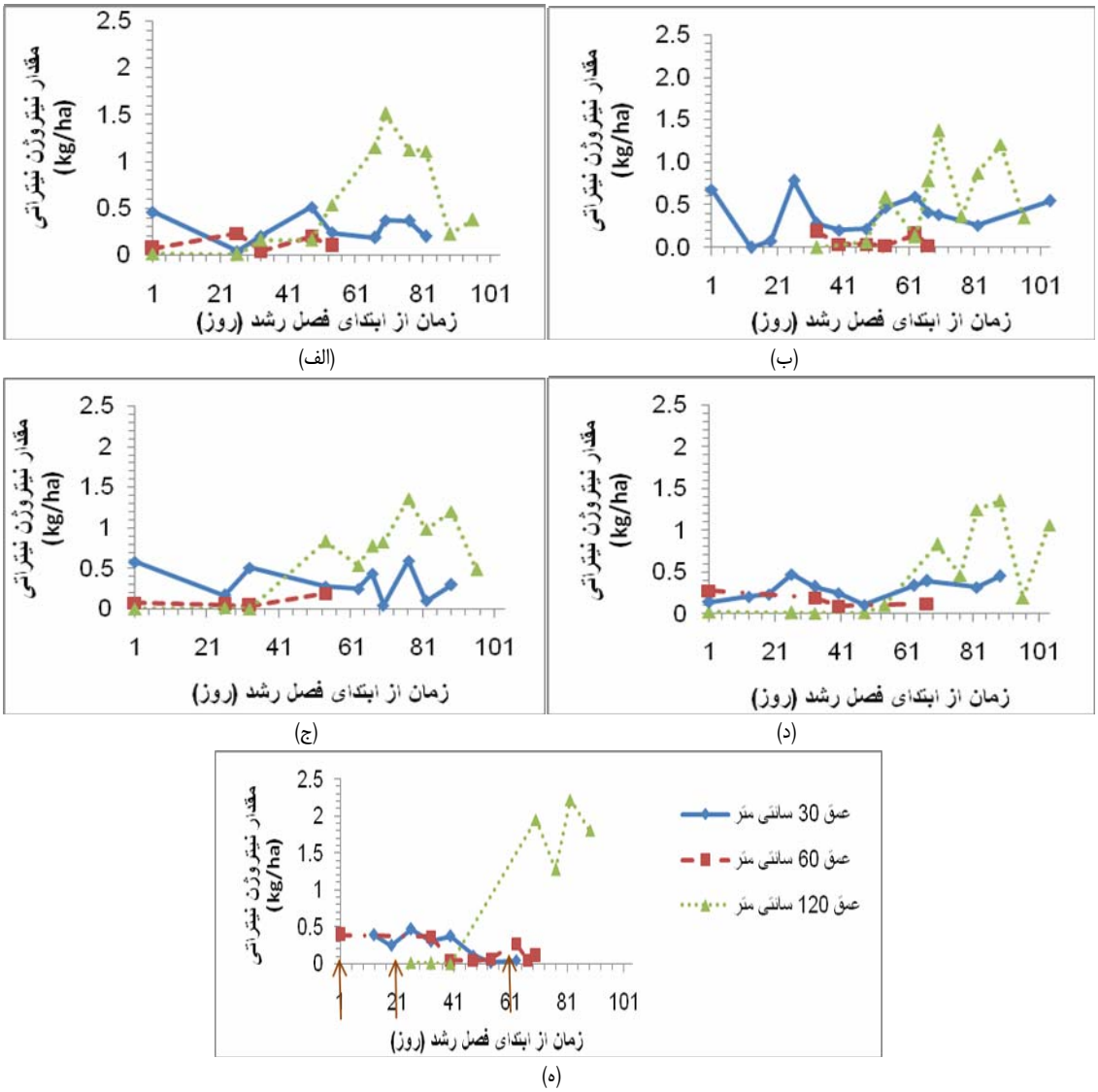
برای واسنجی مدل از ثابت‌های معدنی شدن، نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون استفاده گردید که نتایج آن در جدول ۳ آمده است. ضریب معدنی شدن مقدار بالایی دارد که می توان آن را به دلیل شرایط حاکم بر آزمایش دانست، زیرا آزمایش در ستون‌هایی انجام

1- Normalized root mean square error
2- Agreement index

گرفت که تیره بوده و حرارت را به خوبی جذب می‌کردند و همراه با مرطوب شدن خاک، شرایط برای معدنی‌شدن مهیا گردید. البته دنیتریفیکاسیون هم در مقادیر نیترات نقش داشته است.

مقادیر نیترات آبشویی اندازه گیری شده و شبیه سازی شده در انتهای فصل رشد با استفاده از مدل LEACHN در جدول ۴ نشان داده شده است.

طبق جدول ۴ پیش بینی های مدل همواره بزرگتر از مقادیر شبیه سازی شده بوده و درصد خطای نسبی بین ۱۱/۳درصد (تیمار kg ha-1 ۳۰۰) تا ۸۸/۶درصد (تیمار شاهد) بوده است. بنابراین به طورکلی می توان گفت هرچه مقدار کود کاربردی افزایش یافته دقت شبیه سازی نیز بیشتر شده است (شکل ۲). در شکل ۲ نتایج داده های اندازه گیری و شبیه سازی با خط ۱:۱ مقایسه شده است. اگر این داده ها ۱۰۰ درصد بر هم منطبق بودند باید روی خط ۱:۱ قرار می گرفتند. بنابراین این شکل بیانگر میزان انحراف خط پیش بینی از خط ۱:۱ می باشد. طبق این شکل نیز با افزایش کود کاربردی مقدار نیترات آبشویی به خط ۱:۱ نزدیک شده است. برای تحلیل آماری بین داده-های اندازه‌گیری و پیش بینی شده و تعیین درجه دقت مدل از NRMSE و شاخص تطابق d استفاده شد که این مقادیر به ترتیب ۰/۴۱ و ۰/۵ بدست آمد. این مقادیر نتایج خوبی را نشان نمی دهد و نشان دهنده دقت کم مدل در برآورد این فاکتور می باشد. رهبری و همکاران (۳) نیز به این نتیجه رسیدند که مدل LEACHN مقدار غلظت نیترات در آب آبشویی را بیشتر از واقعیت تخمین میزند و علت این امر را در برآورد زیاد غلظت نیترات در زمان کوددهی در مقایسه با مقدار اندازه‌گیری شده دانستند.



شکل ۱- مقدار نیتروژن نیتراتی آبشویی اندازه‌گیری شده در عمق‌های ۳۰، ۶۰ و ۱۲۰ سانتی‌متر در تیمارهای: الف) صفر، ب) ۱۵۰، ج) ۲۰۰، د) ۲۵۰، ه) ۳۰۰ کیلوگرم بر هکتار

جدول ۳- ثابت های مورد استفاده در مدل LEACHN

ثابت معدنی شدن (day^{-1})	ثابت نیتریفیکاسیون (day^{-1})	ثابت دنیتریفیکاسیون (day^{-1})	ثابت تصعید (day^{-1})
۰/۰۰۰۱	۰/۲	۰/۱	۰

شبیه سازی نیتروژن نیتراتی آبشویی با مدل LEACHN در طول فصل رشد

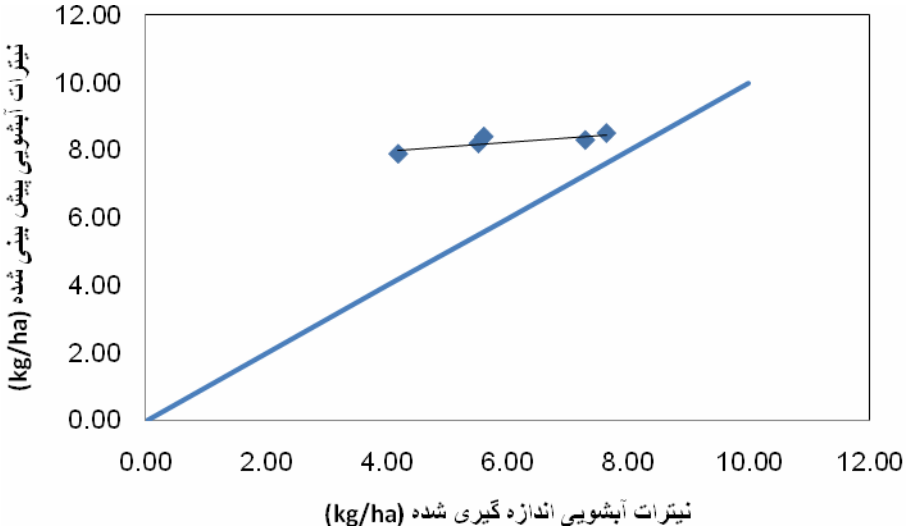
تغییرات زمانی مقادیر تجمعی نیتروژن نیتراتی آبشویی اندازه گیری شده و پیش بینی شده توسط مدل LEACHN در طول فصل رشد در عمق ۱۲۰ سانتی متر در شکل ۳ نشان داده شده است. طبق این شکل به طور کلی در طول زمان مقادیر نیتروژن نیتراتی آبشویی اندازه‌گیری شده از پیش بینی شده کمتر می باشد که می توان آن را به دلیل عبور آب از درز و ترک های ایجاد شده در خاک (به دلیل بافت خاک و بهم خوردگی خاک) و کم شدن زمان تماس آب با خاک دانست. به طور کلی طبق شکل ۳ مدل LEACHN روند تغییرات آبشویی نیترات را توانسته به صورت نسبتاً خوبی شبیه سازی کند که بهترین روند را برای تیمارهای ۱۵۰ و ۲۰۰ کیلوگرم در هکتار پیش بینی کرده است. در شکل ۳ زمانهای کوددهی علامت‌گذاری شده است.

نتیجه‌گیری

به طور کلی روند تغییرات مقدار نیتروژن نیتراتی در آب زهکشی پس از هر آبیاری در اعماق ۳۰ و ۶۰ سانتی متر نزولی بوده است. این در حالی است که پس از هر کوددهی مقدار آن در آب زهکشی به شدت افزایش یافته و پس از آن دوباره کاهش می‌یابد که مهمترین دلیل آن، افزایش جذب گیاهی به علت افزایش رشد رویشی گیاه است. قبل از کاشت گیاه و در مراحل اولیه رشد گیاه، جذب نیتروژن توسط گیاه کم می‌باشد. از این رو آبیاری و نفوذ عمقی می‌تواند بخش عمده ای از نیتروژن نیتراتی را در خود حل کرده و از منطقه ریشه خارج نماید.

جدول ٤- مقادیر نیترات آبشویی اندازه گیری شده و پیش بینی شده با مدل LEACHN در تیمارهای مختلف در انتهای فصل رشد

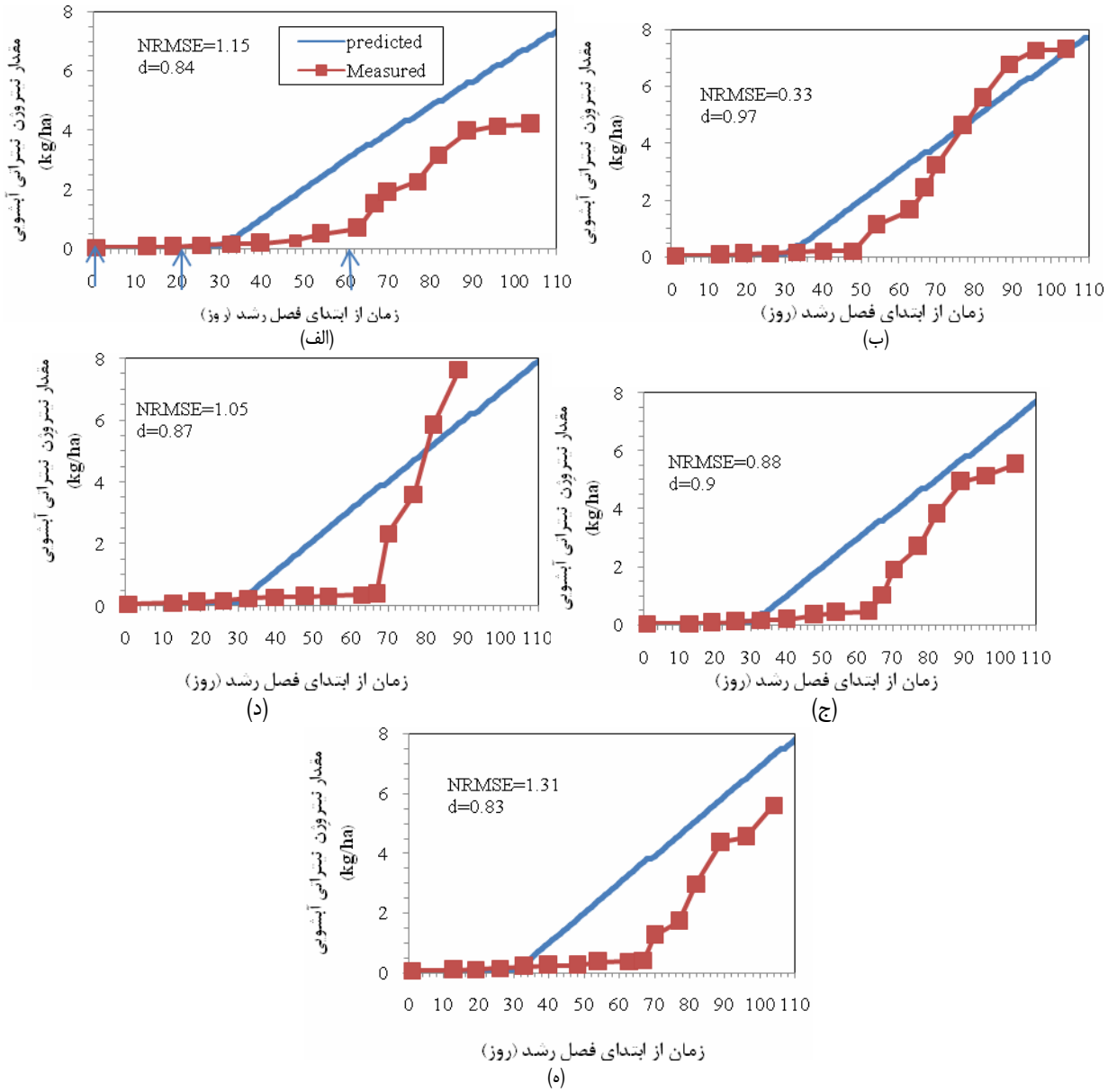
تیمار (kg/ha)	تلفات نیترات آبشویی (kg/ha)		
	اندازه گیری شده	پیش بینی شده	درصد خطای نسبی
شاهد	۴/۱۹	۷/۹	+۸۸/۶
۱۵۰	۵/۵۲	۸/۲	+۴۸/۶
۲۰۰	۷/۲۹	۸/۳	+۱۳/۸
۲۵۰	۵/۶۱	۸/۴	+۴۹/۸
۳۰۰	۷/۶۴	۸/۵	+۱۱/۳



شکل ۲- مقایسه نیترات آبشویی اندازه گیری شده و شبیه سازی شده توسط مدل LEACHN نسبت به خط یک به یک

مقدار آبشویی از ستون ها در عمق ۱۲۰ سانتی متر نشان داد که در ابتدا غلظت نیتروژن در عمق کم می‌باشد، اما با گذشت زمان و آبیاری‌های انجام شده غلظت نیتروژن در عمق افزایش می‌یابد که به دلیل شسته شدن نیتروژن موجود درخاک و حرکت آن به اعماق می‌باشد. در اواسط فصل رشد تا انتهای فصل به دلیل شستشوی لایه‌های بالایی غلظت نیترات در عمق ۱۲۰ سانتی متر رو به افزایش گذاشت. نتایج حاصل از ارزیابی آماری شبیه سازی انجام شده بوسیله مدل LEACHN نشان داد که این مدل مقدار نیتروژن نیتراتی آبشویی را با دقت نسبتاً خوبی شبیه‌سازی کرده است.

بر اساس نتایج بدست آمده مقادیر نیترات آبشویی اندازه گیری شده در تیمارهای شاهد، ۱۵۰، ۲۰۰، ۲۵۰، و ۳۰۰ کیلوگرم در هکتار بترتیب ۲۵/۴، ۳۳/۴، ۴۴/۲ ، ۳۴/۰ و ۴۶/۳ کیلو گرم در هکتار به ازاء هر متر مکعب آب آبیاری و نیترات آبشویی شبیه سازی شده بترتیب ۴۷/۹ ، ۴۹/۷، ۵۰/۳، ۵۰/۹، ۵۱/۵ کیلوگرم در هکتار به ازاء هر متر مکعب آب آبیاری بوده است.



شکل ۳- مقدار نیتروژن نیتراتی آبشویی اندازه گیری شده و پیش بینی شده با مدل LEACHN در تیمارهای کودی: الف) صفر، ب) ۱۵۰، ج)۲۰۰، د) ۲۵۰، ه) ۳۰۰. علامت‌های روی محور افقی نشان‌دهنده زمان کوددهی میباشد.

نتایج شبیه سازی نشان می دهد کـه مقـادیر شـبیه سـازی شـده تجمعی در انتهای فصل رشد در تیمارهـای مختلـف تغییـرات زیـادی ندارد. به طور کلی هرچه مقدار کود کاربردی افزایش یافته نتایج شبیه سازی و اندازه گیری به یکدیگر نزدیک شده و از کوددهی حدود ۲۵۰ کیلوگرم در هکتار به بالا شبیه سازی نسبتا خوب انجام شده است.

منابع

۱- بهمنی الف.، برومند نسب س.، بهزاد م. و ناصری ع.ع. ۱۳۸۸. بررسی میزان تجمع نیترات و آمونیوم در نیمرخ خاک تحت رژیم های آبی و کودی مختلف با استفاده از مدل LEACHM. مجله علوم محیطی سال ۷ (۲): ۹۵-۱۰۸.

۲- جارالهی ر. و مهدویان م. ۱۳۷۹. واکنش عملکرد محصول نسبت به آب به انضمام تعیین تبخیر و تعرق محـصول بـا روش پـنمن مـانتیس فـائو (مباحثی از نشریه ۵۶). انتشارات آبیاری و زهکشی فائو. نشریه شماره ۳۳.

۳- رهبری پ.، افشاراصل م.، لیاقت ع. و جبلی ج. ۱۳۸۵. شبیه سازی انتقال نیترات به آب های زیر زمینی. مجلـه علـوم کـشاورزی ایـران ۳۸ (۱): ۴۷-۵۶.

۴- سروش ن.، صیاد غ.ا.، معزی ع.ا. و خرمیان م. ۱۳۹۰. حرکت شکل های مختلف نیتروژن در خاک تحت تاثیرمقادیر مختلف کود اوره در سیـستم کود آبیاری ذرت در شمال خوزستان. مهندسی زراعی (مجله علمی کشاورزی)، (۲) ۳۴ : ۵۳-۴۱.

5- Bechmann M., Eggestad H.O. and Vagstad N. 1998. Nitrogen balances and leaching in four agricultural catchments in southeastern Norway. Environ. Pollut., 102: 493-499.

6- Blaylock A.D.J., and Dowbonko R.D. 2005. Nitrogen fertilizer technologies. Western Nutrient Management Conference. Vol 6, Salt Lake City, UT.

7- Bremner J.M. and Mulvaney V. 1982. Total-nitrogen. pp: 595-624. In: A. L. Page (ed.). Methods of Soil Analysis. Part. II. 2nd ed. Monogragh no. 9. Am. Soc. Agron. Madison, WI.

8- Chapman H.D., and Pratt P.F. 1982. Method of Analysis for Soils, Plants and Waters. Agric. Sci., Univ. Calif. Agriculture & Natural Resources publication.

9- Clemente R.S., De Jong R., Hayhoe H.N., Reynolds W.D. and Hares M. 1994. Testing and comparison of three unsaturated soil water flow models. Agric. Water Manag., 25: 135-152.

10- Dadfar H., Kay B.D., Pararajasingham R., Dharmakeerthi R.S. and Beauchamp E.G. 2007. Evaluation of LEACHN for simulating seasonal changes in plant available nitrogen across a variable landscape, Can. J. Soil. Sci., 369-381.

11- Dust M., Baran N., Errera G., Hutson J.L., Mouvet C., Schafer H., Vereecken H. and Walker A. 2000. Simulation of water and solute transport in field soils with the LEACHP model. Agric. Water Manag., 44: 225-245.

12- Fang Q., Yu Q., Wang E., Chen Y., Zhang G., Wang J., and Li L. 2006. Soil nitrate accumulation and crop nitrogen use influenced by fertilization and irrigation in an intensive wheat-maize double cropping system in the North China Plain. J. of Plant and Soil, 284(1-2): 335-350.

13- Galloway J.N., Dentener F.J., Capone D.G., Boyer E.W., Howarth R.W., Seitzinger S.P., Anser G.P., Clevelan C., Green P.E., Holland D.M., Karl A.F., Michaels J.H., Porter A., and Vorosmarty C. 2004. Nitrogen cycles past, present and future. Biogeochemistry, 70(2): 153-226.

14- Heumann S., Bottcher J., and Springob G. 2002. N mineralization parameter of sandy arable soils. J. Plant Nut., 166(2): 308-318.

15- Hutson J.L. and Wagenet R.J. 1992. LEACHM: Leaching Estimation And Chemistry Model: A process based model of water and solute movement transformations, plant uptake and chemical reactions in the unsaturated zone. Continuum Vol.2, Version 3. Water Resources Inst., Cornell University, Ithaca, NY.

16- Hutson J.L. and Cass A. 1987. A retentivity functions for use in soil-water simulation models. J. Soil Sci., 38: 105-113.

17- Jalali M. 2005. Nitrate leaching from agriculture land in Hamedan, western Iran. J. Agric. Ecosys. Environ., 110(3-4): 210-218

18- Jemison J.M., and Fox R.H. 1994. Nitrate leaching from nitrogen fertilizered and manured corn measured with zero-tension pan lysimeters. J. Environ. Qual., 23(2): 337-343.

19- Johnsson H., Bergstrom L., Janson P.E. and Paustian K. 1987. Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. Agric., Ecosys. Environ., 18:333-356.

20- Keeney D.R. 1987. Nitrate in groundwater-agricultural contribution and control. P 329-351. In Proc. Conference. of Agricultural Impacts on Ground Water, Omaha, Nebrasaka. 11-13 Aug. 1987. National Water Well Association, Dublin, OH.

21- Kyllmar K., Larsson M.H. and Johnsson H. 2004. Simulation of N leaching from a small agricultural catchment

with the field scale model SOILNDB. Agric, Ecosyst. Environ., 107: 37-49.
22- Malhi S.S., Grant C.A., Johnston A.M., and Gill K.S. 2001. Nitrogen fertilization management for no till cereal production in the Canadian Great Plains: A review. Soil Till. Res., 60(3-4): 101-122.
23- Marinov D., Querner E. and Roelsma J. 2004. Simulation of water flow and nitrogen transport for a Bulgarian experimental plot using SWAP and ANIMO models. J, Contam, Hydrol, 77: 145-164.
24- Noshadi M., Forouhar F., Amin S. and Maftoun M. 2012. Measuring and simulating 2,4-D residues in silty clay soil profile under two water regimes Using a LEACHP model. Iran Agric. Res., 30:33-46.
25- Rijtema P.E. and G.Kroes J. 1991 .Some results of nitrogen simulations with the model ANIMO. Fert. Res. 27: 189-198.
26- Sadej W., and Przekwas K. 2007. Fluctuation of nitrogen levels in soil profile under condition of long-term fertilization experiment. J. Plant Soil and Environ., 54(5): 197-203.
27- Sogbedji J.M., Van Es H.M., and Agbeko K.L. 2006. Modeling nitrogen dynamics under maize on ferralsols in Western Africa. Nutr. Cycl. Agroecosys, 74: 99-113.
28- Vanclooster M., Viaene P., Diels J. and Christiaens K. 1995. A deterministic evalution analysis applied to an integrated soil-crop model. Ecol. Model. 81: 183-195.
29- Wagenet R.J., and A Hutson J. 1989. LEACHM: Leaching Estimation and Chemistry Model – a process based model of water and solute movement, transformations, plant uptake and chemical reactions in the unsaturated zone. Continuum Vol. 2. Water resources Institute. Cornell University, Ithaca, New York.
30- Wolf J., Hack-ten Broeke M.J.D., Rötter R. 2004. Simulation of nitrogen leaching in sandy soils in the Netherlands with the ANIMO model and the integrated modeling system STONE. Agric. Ecosyst. Environ. 105: 523-540.

Journal of Water and Soil
Vol. 28, No. 2, May.-Jun. 2014, p. 430-439

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۲۸، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۳، ص. ۴۳۹-۴۳۰

Measuring and Simulation of Nitrate Leachate Using LEACHN Model

M. Noshadi[1]*- F. Mehrabi[2]

Received: 23-09-2013
Accepted: 20-04-2014

Abstract

In many areas, the main source of surface and groundwater nitrogen pollution is agriculture and simulation models are useful tools in determining the contribution of nitrogen produced by agriculture in pollution of water resources. In this research, leaching of nitrate on a loam-silty to loam soil was measured and simulated using LEACHN model after calibration. The experimental design was complete randomize block. The planting media consist of 15 PVC lysimeters (soil column) with 40 cm diameter and 120 cm height. In these lysimeters, maize (Singel Cross 704) was planted. The nitrogen treatments were 0.0 (control), 150, 200, 250 and 300 kg N/ha as urea with three replications. The results were showed that at 120 cm soil depth and the end of growing season, the nitrate leachate in 150, 200, 250, and 300 kg ha^{-1} treatments were increased 132, 174, 134 and 182% relative to control, respectively. Comparison between the measured and simulated results showed that LEACHN overestimated the leached nitrate in drainage water with the relative error between 11.3% (300 kg ha^{-1} treatment) and 88.6% (control). The order of accuracy in simulations was obtained in 300, 200,150 and 250 kg ha^{-1}, respectively. In general, the evaluation of LEACHN model showed that the accuracy of this model for simulation of nitrate leachate was relatively good.

Keywords: Leaching, Soil column, Pollution, Simulation

1,2- Associate Professor and MSc Student of Irrigation Engineering Department, Faculty of Agricultre, Shiraz University, Iran
(*- Corresponding Author Email: noshadi@shirazu.ac.ir)