

## ارزیابی و کاربرد مدل پویایی سیستم در بررسی و تعیین آبشویی نترات تحت سناریوهای اقلیمی مختلف در اراضی کشت و صنعت نیشکر امیر کبیر

محبوبه قاسمی<sup>۱</sup>، عبدعلی ناصری<sup>۲\*</sup>، امیر سلطانی محمدی<sup>۳</sup>، هادی معاضد<sup>۴</sup>

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۵/۲۹ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۹/۲۰

### چکیده

چرخه نیتروژن در خاک بخش مهمی از چرخه نیتروژن در جهان است که تا حد زیادی تحت تاثیر تغییر اقلیم قرار می گیرد. در این تحقیق، مدل توسعه یافته با روش پویایی سیستم برای شبیه سازی رفتار نیتروژن در خاک در کشت و صنعت نیشکر امیر کبیر واستجی و ارزیابی گردید. داده های تیمار آبیاری و کوددهی کامل (۱۲۰ میلی متر در هر دور آبیاری و کوددهی چهار تقسیمی برابر ۴۰۰ کیلوگرم بر هکتار) برای واستجی مدل استفاده شد. همچنین داده های بهمنی (۱۳۸۸) برای تیمار ۱۵۰، ۲۵۰ و ۳۵۰ کیلوگرم بر هکتار برای ارزیابی مدل به کار برده شد. به منظور بررسی اثر دما و بارش بر چرخه نیتروژن در خاک، خروجی سه مدل EC-EARTH، CESM-CAM، BNU-ESM و دو سناریوی RCP8.5 و RCP2.6 به کار گرفته شد. نتایج نشان داد تغییر اقلیم سبب افزایش فرایندهای تلفات نترات، معدنی شدن و تصعید آمونیوم می گردد. مقدار تلفات نترات برای دوره آتی (۲۰۳۵-۲۰۱۶) در الگوی اقلیمی EC-EARTH2.6 نسبت به دوره پایه (۲۰۰۰-۱۹۷۱)، افزایشی معادل ۵ درصد نشان داد. معدنی شدن در دوره پایه برابر با ۹۳/۷۵ کیلوگرم در هکتار بدست آمد که این مقدار از مقادیر بدست آمده با مدل های تغییر اقلیم کمتر می باشد. همچنین این پدیده سبب کاهش فرایند نترات زدایی از ۲۹/۶۵ در دوره پایه تا ۲۰/۱ کیلوگرم در هکتار برای دوره آتی می شود. تغییر از سناریوی RCP2.6 به RCP8.5 سبب افزایش تلفات نترات، معدنی شدن و تصعید آمونیوم شد که نشان دهنده اثر افزایش غلظت گاز دی اکسید کربن بر این فرایندها است. در نهایت می توان گفت تلفات نترات تحت تاثیر پدیده تغییر اقلیم است و بنابراین پیشنهاد می شود به منظور مدیریت کودهای نترات اثرات تغییر اقلیم تحت کشت نیشکر در نظر گرفته شود.

**واژه های کلیدی:** تلفات نترات، پویایی سیستم، چرخه نیتروژن، تغییر اقلیم

### مقدمه

صورت آلی بوده که گیاهان قادر به جذب آن نیستند. به همین دلیل استفاده از کودهای شیمیایی رایج است. معمولاً میزان نیتروژن ورودی از طریق این کودها بیشتر از نیاز گیاهان است. بنابراین نیتروژن اضافی زیادی وجود خواهد داشت که یا در محلول خاک ذخیره می گردد و یا از طریق آبشویی به محیط زیست تخلیه می گردد. این نیتروژن اضافی که جذب گیاه نمی گردد می تواند به یکی از طرق نترات زدایی (دنیتریفیکاسیون)، روان آب، تصعید و آبشویی اتلاف گردد و باعث آلودگی آب و هوا گردد.

علاوه بر مطالب بیان شده، در دهه های اخیر، پیش بینی افزایش غلظت گازهای گلخانه ای سبب تغییر روند متغیرهای اقلیمی دما و بارش گردیده است. مطابق با گزارش چهارم هیأت بین الدول تغییر اقلیم، بسته به مقدار نشر گازهای گلخانه ای، افزایش متوسط دمای اتمسفر در اثر تغییر اقلیم تا پایان قرن حاضر بین ۱/۸ تا ۴ درجه سانتی گراد خواهد بود (Hjorth and Bagheri, 2006). به طوری که این افزایش دما و دی اکسید کربن سبب تغییراتی قابل توجه در بخش

یکی از عناصر مهم برای رشد و توسعه گیاهان، نیتروژن بوده که به دو صورت آلی و معدنی وجود دارد. به دلیل اینکه کمبود این عنصر عامل اصلی برای محدودیت رشد گیاهان است عموماً از کودهای شیمیایی به منظور تامین آن در سطح گسترده استفاده می گردد (Semenov et al., 2007). بخش اعظم نیتروژن موجود در خاک به

- ۱- دکترای گروه آبیاری و زهکشی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران اهواز
  - ۲- استاد گروه آبیاری و زهکشی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران اهواز
  - ۳- دانشیار گروه آبیاری و زهکشی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران اهواز
  - ۴- استاد بازنشسته گروه آبیاری و زهکشی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران اهواز
- \*- نویسنده مسئول:  
(Email: mq.en2009@gmail.com)

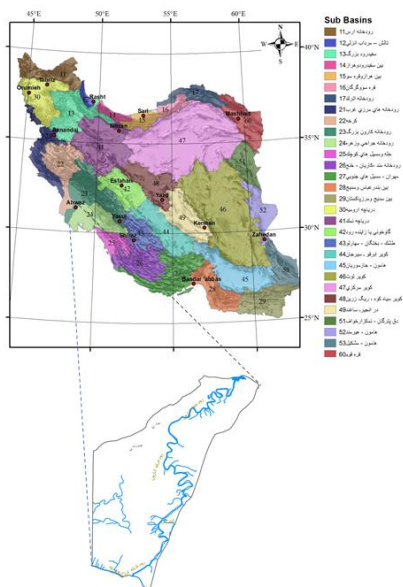
پرداخته‌اند. از جمله این تحقیقات می‌توان به تحقیقات دلجو و همکاران، زرقامی و همکاران و گوهری و همکاران اشاره نمود (Gohari et al., و Zarghami et al., 2011, Delju et al., 2013). به نظر می‌رسد بررسی تغییر اقلیم در حوضه‌های ایران نیاز به مدل‌های با وضوح بالاتر (مدل‌های گزارش پنجم) دارد.

تحقیق حاضر به دنبال پاسخ به این پرسش می‌باشد که آیا تغییرات اقلیمی آینده بر میزان نیترات زه‌آب خروجی می‌تواند اثر بگذارند؟ بنابراین در کنار توسعه مدل چرخه نیتروژن به روش پویایی سیستم و واسنجی و ارزیابی آن، هدف این تحقیق، بررسی رفتار نیتروژن در سیستم آب-خاک-گیاه تحت سناریوهای مختلف اقلیمی در اراضی کشت و صنعت نیشکر امیرکبیر می‌باشد.

## مواد و روش‌ها

### محدوده مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه، مزرعه آزمایشی ARC-14 واقع در کشت و صنعت امیرکبیر، یکی از واحدهای هفتگانه نیشکر در استان خوزستان بوده که جمع‌آوری داده‌ها در سال زراعی ۹۵-۱۳۹۴ انجام شده است. این منطقه در  $48^{\circ}$  تا  $30' 48^{\circ}$  شرقی و عرض جغرافیایی  $31^{\circ}$   $15'$  تا  $31^{\circ}$   $40'$  شمالی قرار گرفته است. این واحد دارای  $480$  مزرعه  $25$  هکتاری می‌باشد. شکل ۱ شمای کلی از منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد.



شکل ۱- محدوده مورد مطالعه در استان خوزستان (کشت و صنعت امیرکبیر)

### داده‌های برداشت شده

برای رسیدن به اهداف تحقیق، در سال زراعی ۹۵-۱۳۹۴

کشاورزی می‌گردد (Mitsch, et al, Hjorth and Bagheri, 2006; 2001).

از طرف دیگر، نیشکر یکی از مهم‌ترین محصولات اقتصادی و اجتماعی و از کالاهای مهم در تجارت محصولات کشاورزی است. انرژی و مواد غذایی مثل شکر، اتانول و زیست توده از این گیاه تولید می‌شوند. نیشکر، گیاهی مختص مناطق گرمسیری با نیاز آبی بالا می‌باشد.

به منظور بررسی تغییرات نیتروژن در خاک نیاز به علم چرخه نیتروژن می‌باشد. با توجه به اینکه چرخه نیتروژن مجموعه‌ای از فرایندهای پیچیده می‌باشد یک سیستم تحلیلگر دینامیکی لازم است تا کلیه فرایندهایی را که در این سیستم پیچیده در آن نقش دارند به طور سیستماتیک مدل کند. دیدگاه سیستماتیک دیدگاهی است که در آن به منظور یکپارچه عمل نمودن آن، یک سیستم را می‌توان به چند زیرسیستم تقسیم نمود.

روش تحلیل پویایی سیستم<sup>۱</sup> دارای تاریخچه طولانی در مدل‌سازی می‌باشد. این روش ابتدا توسط فراستر در سال ۱۹۶۱ جهت درک بهتر مسائل استراتژی در سیستم‌های دینامیکی پیچیده ابداع گردید (Forrester, 1961). در سال‌های اخیر تمایل به مدل نمودن سیستم‌ها در تحقیقات مهندسی آب بیشتر شده است. حسن‌زاده و همکاران در پژوهشی با عنوان مدیریت آب در سیستم‌های پیچیده، مدل جامع منابع آب را برای ساسک‌چاپوان کانادا ارائه دادند (Hasanzadeh et al., 2014). گیوردانو و همکاران سیستم‌های مدل‌سازی پویا را برای تجزیه و تحلیل تعارضات موجود در مدیریت آب‌های زیرزمینی به کار گرفتند (Giordano et al., 2012). متین‌زاده و همکاران مدلی جامع و ساده به منظور شبیه‌سازی چرخه نیتروژن در خاک با رویکرد پویایی سیستم ارائه دادند (Matinzade et al., 2017).

تاکنون تحقیقات زیادی از جمله دلقدنی و همکاران (۱۳۹۳) اثر تغییر اقلیم بر سیستم‌های مختلف را مورد بررسی قرار داده‌اند و رویکردهای مختلف تطبیقی و نحوه کاهش خسارت مورد بررسی قرار گرفته است. مطالعات بسیاری از جمله دینانی و همکاران و سینگ و همکاران نیز در زمینه تغییرات میزان نیترات آبشویی شده در مدیریت‌های مختلف آبیاری و زهکشی انجام گرفته است. در زمینه بررسی اثر تغییر اقلیم در زمین‌های تحت زهکشی و بار نیترات، تحقیقاتی توسط سینگ و همکاران، دینانی و همکاران انجام شده است (Singh et al., 2009, Dayyani et al., 2010, 2012).

بسیاری از تحقیقات گذشته در زمینه تغییر اقلیم، به بررسی تغییرات پارامترهای اقلیمی در حوضه‌های آبخیز ایران با مدل‌های گزارش چهارم که دارای قدرت تفکیک‌پذیری کمتری هستند

ظرفیت زراعی، مواد آلی و مقدار نیترات و آمونیوم اندازه‌گیری شدند. درصد رس، سیلت و شن به روش سیلندر، جرم مخصوص ظاهری و اشباع به روش وزنی، مقدار نیترات و آمونیوم به روش تیتراسیون اندازه‌گیری گردید. جدول ۱ خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد آزمایش را نشان می‌دهد. مطابق با این جدول، نتایج آزمایش‌های خاک مزرعه نشان می‌دهد که این خاک در عمق ۰-۳۰ سانتی‌متر دارای بافت لوم رسی، ۶۰-۳۰ دارای بافت لومی و ۹۰-۶۰ سانتی‌متر دارای بافت سیلتی لومی می‌باشد. به‌طور کلی خاک مزرعه مورد مطالعه دارای بافتی متوسط می‌باشد.

داده‌های نیترات و آمونیوم آب آبیاری، زه‌آب خروجی و محلول در خاک در شرایط بدون تنش آبی و کوددهی عرف (۴۰۰ کیلوگرم بر هکتار)، در یکی از واحدهای اراضی نیشکر امیرکبیر به منظور واسنجی مدل برداشت گردید. همچنین به منظور ارزیابی مدل از داده‌های نیترات و آمونیوم موجود در خاک تحت سه تیمار کوددهی ۱۵۰، ۲۵۰ و ۳۵۰ کیلوگرم بر هکتار برداشت شده در سال ۸۶-۱۳۸۵ توسط بهمنی (۱۳۸۸) استفاده شد. خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد آزمایش شامل درصد رس، سیلت و شن، جرم مخصوص ظاهری، رطوبت نقطه پژمردگی،

جدول ۱- خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد آزمایش

عمق (سانتی‌متر)	بافت خاک	سیلت (درصد)	رس (درصد)	ماسه (درصد)	جرم مخصوص ظاهری (گرم بر سانتی‌متر مکعب)	رطوبت وزنی پژمردگی دائم (درصد)	رطوبت وزنی ظرفیت زراعی (درصد)	مواد آلی (%)
۰-۳۰	لوم رسی	۲۹/۸	۲۷/۹	۴۲/۳	۱/۵۵	۱۶/۴۳	۲۵/۱	۱/۵۴
۳۰-۶۰	لومی	۴۰	۱۹/۸	۴۰/۲	۱/۵۸	۱۷	۲۵/۵۵	۱/۲۷
۶۰-۹۰	سیلتی لوم	۴۳	۱۹	۳۸	۱/۶	۱۶/۷۸	۲۴/۵	۰/۸۹

رطوبت لایه  $i$  ام (بدون بعد)،  $\theta_s$  رطوبت اشباع لایه (بدون بعد)،  $d_i$  ضخامت هر لایه خاک (میلی‌متر)،  $R$  میزان بارش یا آبیاری (میلی‌متر) و  $q_{drain}$  عمق زهکشی (میلی‌متر)،  $S_j$  و  $S_{j-1}$ : حجم آب ذخیره شده در هر لایه در پایان روزهای  $j$  و  $j-1$  (میلی‌متر)،  $IR_j$  آبیاری در روز  $j$  (میلی‌متر)،  $R_j$  میزان بارش در روز  $j$  (میلی‌متر)،  $UF_j$  میزان جریان رو به بالا از لایه پایینی در روز  $j$  (میلی‌متر)،  $ET_{a,j}$  میزان تبخیر و تعرق واقعی هر لایه در روز  $j$  (میلی‌متر)،  $DP_j$  میزان نفوذ عمقی در روز  $j$  (میلی‌متر) و  $RF_j$  میزان روان‌آب در روز  $j$  (میلی‌متر)،  $\theta_{FC}$  رطوبت ظرفیت زراعی (بدون بعد) و  $\Delta Z$  ضخامت لایه (میلی‌متر) است. به‌منظور شبیه‌سازی چرخه نیتروژن در خاک، در همه مدل‌های توسعه داده شده فرایندهای نیتروژن خاک شامل کوددهی، معدنی‌شدن یا عدم تحرک (بین شکل‌های آلی و معدنی)، نیترات‌زایی (تبدیل آمونیوم به نیترات)، آبشویی نیترات، نیترات‌زدایی (تبدیل نیترات به  $N_2O$  و  $N_2$ ) و جذب از طریق گیاه در نظر گرفته می‌شوند. در شکل ۲ مدل مفهومی تغییرات شکل‌های نیتروژن در خاک مشاهده می‌گردد.

### مدل شبیه‌سازی چرخه نیتروژن

پیش‌نیاز توسعه مدل چرخه نیتروژن، شبیه‌سازی بیلان آب کشاورزی می‌باشد. به همین منظور مدل توسعه یافته شامل دو زیر مدل بیلان آب و چرخه نیتروژن با در نظر گرفتن ناحیه اشباع و غیر اشباع می‌باشد. متغیرهای اساسی در مدل بیلان آب شامل ورودی‌ها (بارش و آبیاری) و خروجی‌ها (نفوذ، جریان رو به بالا، تبخیر و تعرق و روان‌آب) است. از طریق این مدل می‌توان به میزان نفوذ عمقی، تبخیر و تعرق، تغییرات سطح ایستایی، میزان زه‌آب خروجی و میزان ذخیره آب در خاک پی برد. مقیاس شبیه‌سازی روزانه بوده و پیش‌بینی‌ها برای ۳۶۵ روز می‌باشند زیرا نیشکر گیاهی است که در تمام طول سال رشد و توسعه دارد. روابط ریاضی به کار رفته در مدل بیلان آب به صورت زیر است:

$$I = \begin{cases} I_a & I_a < R \\ R & I_a \geq R \end{cases} \quad (1)$$

$$I_a = \sum (\theta_s - \theta_i) \times d_i + q_{drain} \quad (2)$$

$$S_j = S_{j-1} + IR_j + R_j + UF_j - ET_{a,j} - DP_j - RF_j \quad (3)$$

$$S_{j,i} = S_{j-1,i} + DP_{j,i-1} + UF_{j,i+1} - UF_{j,i} - ET_{a,j,i} - DP_{j,i} \quad i > 1 \quad (4)$$

$$I_i = (\theta_{FC} - \theta_i) \Delta Z \quad (5)$$

$$SD_i = \frac{(\theta_i - \theta_{FC})}{(\theta_s - \theta_{FC})} \quad (6)$$

در این معادله  $I$  نفوذ سطحی آب به داخل خاک (میلی‌متر)،  $\theta_i$

پروژه‌های اقلیمی قرن ۲۱م تحت سناریوهای جدید انتشار که نماینده خط سیر غلظت گازهای گلخانه‌ای (RCP) نامیده می‌شوند، می‌باشند. خط سیر غلظت گازهای گلخانه‌ای، مسیره‌های انتشار را براساس تصمیمات سیاسی متفاوت فرض شده‌ای که بر تحولات زمانی انتشار آتی گازهای گلخانه‌ای، ذرات معلق در هوا، ازن، کاربری اراضی و تغییرات پوشش زمین تأثیر می‌گذارد، تولید می‌کند ( Moss et al, 2010).

سناریوهای انتشار که شامل چهار سناریو با نام‌های RCP8.5، RCP6.0، RCP4.5 و RCP2.6 می‌باشد براساس سطح واداشت تابشی تا سال ۲۱۰۰ بنا نهاده شده‌اند (Van Vuuren et al, 2011). در RCP2.6 کل واداشت تابشی تا ۲۰۵۰ به اوج خود یعنی ۳ وات بر مترمربع خواهد رسید و بعد از آن روند کاهشی را دنبال می‌کند. در سناریوی RCP4.5 یک سناریوی ثابت با افزایش نیروی واداشت تابشی کل تا سال ۲۰۷۰ می‌باشد. همچنین سناریوی RCP8.5، نیروی واداشت تابشی تا انتهای قرن ۲۱م به‌طور مداوم در حال افزایش بوده و تقریباً برابر ۸/۵ وات بر مترمربع می‌باشد (Chong-Hai And Ying et al, 2012).

فایل داده‌های ماهانه دما و بارش سه مدل از مدل‌های گزارش پنجم تغییر اقلیم شامل BNU-ESM، CESM-CAM و EC-EARTH برای دو سناریوی RCP2.6 و RCP8.5 در دوره ۲۰۰۵-۱۹۷۱ تهیه شد. پس از دریافت داده‌ها با استفاده از ابزار NETCDF در نرم‌افزار ARCGIS داده‌های مربوط به سلول مورد نظر استخراج گردید.

با توجه به موجودیت آمار ایستگاه‌های مورد مطالعه، دوره ۲۰۰۰-۱۹۷۱ به عنوان دوره پایه و همچنین دوره ۲۰۳۵-۲۰۱۶ به عنوان دوره آتی انتخاب گردید. به منظور ریزمقیاس‌سازی داده‌های اقلیمی مدل LARS WG به کار برده شد. دو ایستگاه هواشناسی سینوپتیک اهواز و سینوپتیک کشاورزی به عنوان ایستگاه‌های مشاهداتی استفاده گردید. ایستگاه اهواز به منظور تصحیح داده‌های ایستگاه کشاورزی مورد استفاده گردید.

### آزمون مقایسه رفتار مدل با رفتار مرجع

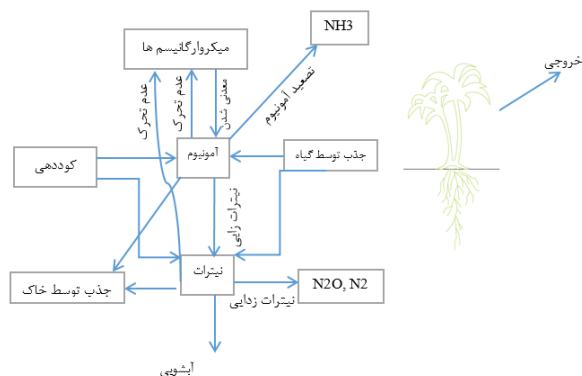
برای مقایسه بین داده‌های شبیه‌سازی شده و مشاهده شده از آماره‌های ضریب کارایی نش-ساتکلیف (NSE)، میانگین ریشه مربعات خطا (RMSE)، و میانگین اختلاف‌ها (MD) استفاده شد که به صورت زیر می‌باشند:

$$NSE = 1.0 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (11)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2}{n}} \quad (12)$$

$$MD = \sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2 \quad (13)$$

که در آن، n تعداد روزهای دوره مورد پژوهش،  $O_i$  مقادیر



شکل ۲- مدل مفهومی شکل‌های نیتروژن و فرایندهای تغییرات آن در سیستم آب-خاک-گیاه

نیتروژن معدنی هیدرولیز شده از کود اوره برابر با میزان نیتروژن تصعید شده، نیتروژن نیتراتی، نیترات آبشویی شده، نیترات داخل محلول خاک، آمونیوم موجود در روان‌آب، آمونیوم داخل خاک می‌باشد. نرخ تغییر گونه‌های مختلف نیتروژن در معادله‌های زیر آورده شده است (Liang, 2007):

$$UNH_4 = U (1 - EXP(-kht)) \quad (7)$$

$$UNH_3 = UNH_4 (1 - EXP(-kvt)) \quad (8)$$

$$DNI = NO_3 (1 - exp(-kdt)) \quad (9)$$

در این مدل تاثیر عوامل زیست محیطی از جمله دمای خاک و رطوبت خاک برای واکنش‌های معدنی شدن خاص، نیترات‌زائی و نیترات‌زدائی در نظر گرفته شدند. برای هر یک از عوامل محیطی دما و رطوبت خاک، یک تابع پاسخ بدون بعد تعریف گردید. عملکرد کلی توابع

پاسخ عوامل زیست محیطی، در شرایط نامطلوب محیطی از حاصلضرب ترکیب خطی هر یک از توابع پاسخ در ضریب واکنش مرتبه اول آن فرایند بدست می‌آید.

$$k_{act} = k_{opt} \cdot f_T \cdot f_\theta \quad (10)$$

که در آن  $k_{act}$  ضریب مرتبه اول هر واکنش در شرایط واقعی (بر روز)،  $k_{opt}$  ضریب مرتبه اول هر واکنش در شرایط مطلوب محیطی (بر روز)،  $f_\theta$  تابع پاسخ رطوبت خاک (بدون بعد) و  $f_T$  تابع پاسخ دمای خاک (بدون بعد) می‌باشد.

نرم‌افزار ونسیم<sup>۱</sup> نرم‌افزار شبیه‌سازی با استفاده از رویکرد پویایی سیستم می‌باشد و محیط آن یک محیط مدل‌سازی گرافیکی می‌باشد. در این نرم‌افزار نمودارها با یک سری از زوج معادلات دیفرانسیلی مرتبه اول (اغلب غیرخطی) ساخته می‌شوند.

### سناریوهای تغییر اقلیم

مدل‌های گزارش پنجم شامل شبیه‌سازی‌های قرن بیستم و

### ارزیابی مدل

برای ارزیابی مدل از داده‌های برداشت شده توسط بهمنی (۱۳۸۸) استفاده گردید. شکل‌های ۳ و ۴ مقایسه داده‌های شبیه‌سازی شده و اندازه‌گیری شده برای میزان نیترات و آمونیوم تجمعی در خاک را بعد از واسنجی مدل نشان می‌دهد. ضریب تعیین و داده‌های مربوط به هر نمودار در این شکل‌ها نشان داده شده است.

شکل ۳ الف تا ج مقایسه مقادیر مشاهده‌ای و شبیه‌سازی شده میزان نیترات تجمعی خاک را در تیمار آبیاری کامل و سطوح کوددهی ۱۵۰، ۲۵۰ و ۳۵۰ کیلوگرم در هکتار نشان می‌دهد. همانطور که مشاهده می‌گردد بین داده‌های مشاهده‌ای و شبیه‌سازی شده نیترات تجمعی خاک تطابق خوبی وجود دارد و ضریب تعیین خط یک به یک ترسیم شده برای سطوح کوددهی ۱۵۰، ۲۵۰ و ۳۵۰ کیلوگرم در هکتار به ترتیب برابر با ۰/۸۴، ۰/۶۰ و ۰/۸۸ بدست آمده است که تاییدی بر خروجی مدل در رابطه با این پارامتر می‌باشد. می‌توان عملکرد مدل را در شبیه‌سازی تیمار کوددهی ۳۵۰ کیلوگرم در هکتار برای نیترات تجمع یافته مناسب دانست و در این سطح کوددهی مدل عملکرد بهتری نسبت به دو سطح کوددهی دیگر دارد.

شکل ۴ الف تا ج مقایسه غلظت مشاهده‌ای و شبیه‌سازی شده آمونیوم تجمع یافته در خاک در تیمار آبیاری کامل و سطوح کوددهی ۱۵۰، ۲۵۰ و ۳۵۰ کیلوگرم در هکتار را نشان می‌دهد. ضریب تعیین بدست آمده برای آمونیوم تجمعی در خاک برای هر سطوح کوددهی ۱۵۰، ۲۵۰ و ۳۵۰ کیلوگرم در هکتار به ترتیب حدود ۰/۷۴، ۰/۷۴ و ۰/۸۳ می‌باشد که نشان‌دهنده تطابق بسیار خوب مقادیر مشاهده‌ای و شبیه‌سازی شده آمونیوم تجمعی در خاک برای این سطوح کوددهی است.

ارزیابی مدل برای نیترات و آمونیوم تجمعی در خاک برای تیمارهای کوددهی مختلف نشان می‌دهد که مدل در شبیه‌سازی نیترات و آمونیوم تجمعی در خاک توانا است و می‌توان به نتایج آن اعتماد نمود.

همانطور که در شکل ۵ مشاهده می‌گردد میزان آمونیوم ورودی توسط کود آبیاری برابر با ۲۳۲/۸۷ کیلوگرم بر هکتار بدست آمده است. مقدار معدنی شدن ۹۳/۷۵ کیلوگرم بر هکتار تخمین زده شده که با نتایج بدست آمده توسط سایر محققین هم‌خوانی دارد. به طوری که این پارامتر بین ۶۶ تا ۱۷۶ کیلوگرم بر هکتار بدست آمده است (Matinzade et al., 2004; Kladivko et al., 2004; Gollany et al., 2017; Yan et al., 2016). یان و همکاران میزان معدنی شدن خالص را در طول شش سال بررسی برابر ۳۹۷/۴ کیلوگرم بر هکتار بدست آورده‌اند که به طور متوسط سالانه برابر با ۶۶/۲۳ کیلوگرم بر هکتار تخمین زده می‌شود.

اندازه‌گیری شده در هر روز،  $\bar{O}$  متوسط مقادیر اندازه‌گیری شده در دوره مورد پژوهش و  $S_i$  مقدار پیش‌بینی شده توسط مدل می‌باشد.

### واسنجی مدل

برای واسنجی مدل، در ابتدا ضرایب معادلات به صورت پیش فرض عددی در دامنه معرفی شده توسط بررسی منابع وارد شدند. سپس نتایج خروجی مدل با داده‌های مشاهده‌ای از تیمار شاهد که در مزرعه برداشت گردیدند مقایسه شد. این ضرایب به صورت دستی آنقدر تغییر داده شدند که داده‌های مشاهده‌ای و شبیه‌سازی شده حداقل اختلاف ممکن را داشته باشند. نتایج مربوط به واسنجی مدل و دامنه تغییرات ثابت‌ها در جدول ۲ خلاصه شده است. پارامترهای واسنجی شده و دامنه تغییرات این پارامترها براساس تحلیل حساسیت صورت گرفته توسط بررسی منابع (Strong and Fillery, 2002; Malhi and McGill, 1982 و Johnsson, 1987) تعیین گردیدند.

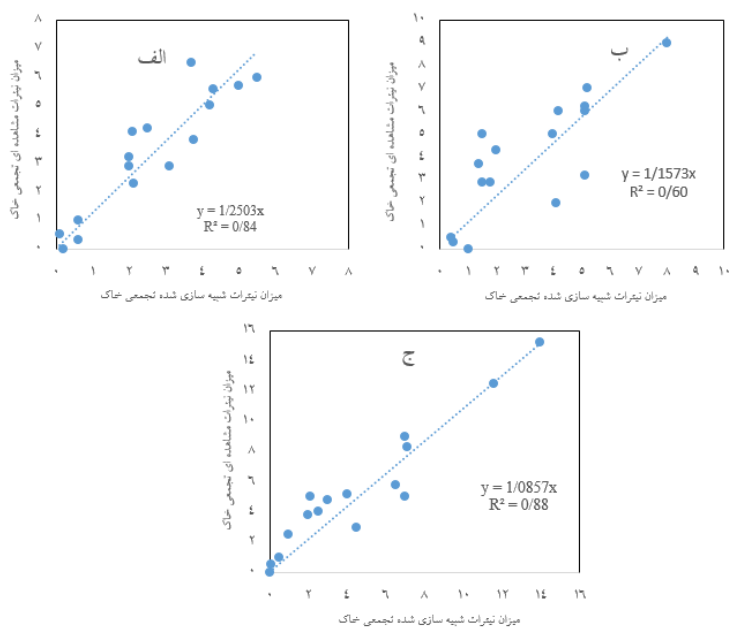
جدول ۲- پارامترهای بهینه شده توسط مدل در واکنش‌های تغییر و تبدیلات نیتروژن

ثابت واکنش	دامنه بهینه‌سازی *	واحد	مقادیر بهینه شده
ثابت هیدرولیز $k_{H_2O}$	۰/۷۴۴-۰/۳۶	بر روز	۰/۶۴
ثابت تصعید آمونیوم $k_v$	۰/۸-۰/۰۴۳	بر روز	۰/۰۶
ثابت نیترات‌زایی $k_n$	۰/۰۲-۲	بر روز	۱/۵
ثابت نیترات زدایی $k_d$	۰/۲-۰/۰۲۵	بر روز	۰/۱۵

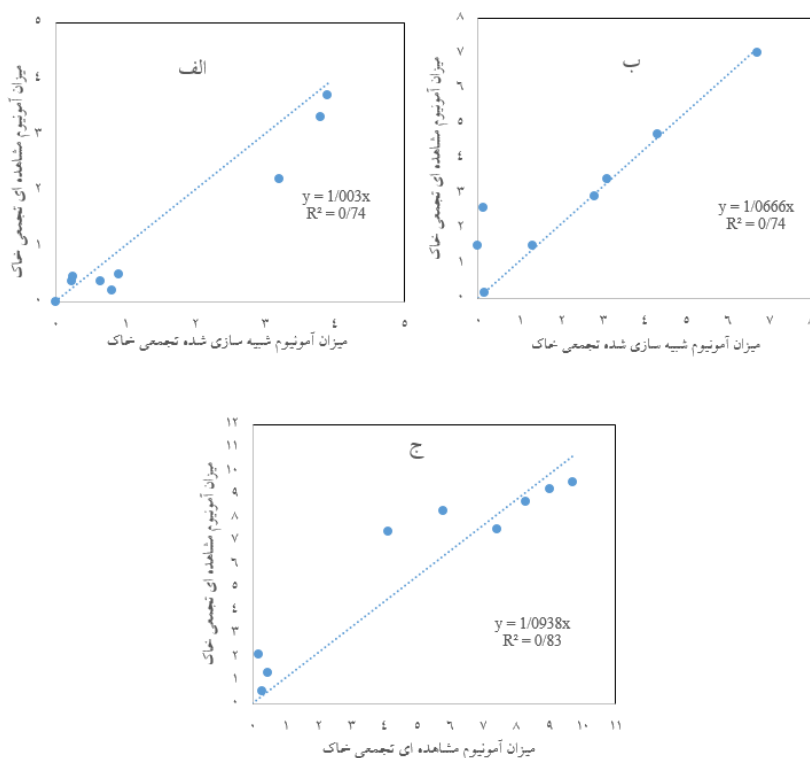
به منظور واسنجی مدل، در ابتدا با استفاده از ضرایب ثابت اولیه، مقادیر غلظت نیترات و آمونیوم تعیین گردید. مقادیر شبیه‌سازی شده متفاوت‌تر از مقادیر مشاهده‌ای بدست آمد به گونه‌ای که قابل قبول نبود، لذا در واسنجی به کاهش ضرایب ثابت و تصحیح آن‌ها پرداخته شد. برطبق جدول ۲-۵ مقدار شاخص‌های آماری NSE و RMSE برای تعیین دقت شبیه‌سازی غلظت نیترات زه‌آب خروجی به ترتیب برابر با ۰/۰۰۹- و ۳/۷۵ میلی‌گرم بر لیتر و برای آمونیوم زه‌آب خروجی به ترتیب برابر با ۰/۲۶ و ۱/۰۸ میلی‌گرم بر لیتر بدست آمد. این نتایج بیانگر آن است که مدل با دقت قابل قبولی قادر به شبیه‌سازی روند غلظت نیترات و آمونیوم خروجی از زهکش در شرایط مزرعه می‌باشد.

جدول ۳- دقت شبیه‌سازی نیترات و آمونیوم خروجی توسط مدل

متغیر	NSE	RMSE	MD
غلظت نیترات زه‌آب خروجی (mg/l)	۰/۷۸	۱/۵۴	۰/۰۹
غلظت آمونیوم زه‌آب خروجی (mg/l)	۰/۷۶	۰/۳	۰/۰۷۶



شکل ۳- مقایسه غلظت مشاهده‌ای و شبیه‌سازی شده نیترات تجمع یافته در خاک (الف) سطح کوددهی ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار (ب) سطح کوددهی ۲۵۰ کیلوگرم در هکتار (ج) سطح کوددهی ۳۵۰ کیلوگرم در هکتار



شکل ۴- مقایسه غلظت مشاهده‌ای و شبیه‌سازی شده آمونیوم تجمع یافته در خاک (الف) سطح کوددهی ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار (ب) سطح کوددهی ۲۵۰ کیلوگرم در هکتار (ج) سطح کوددهی ۳۵۰ کیلوگرم در هکتار

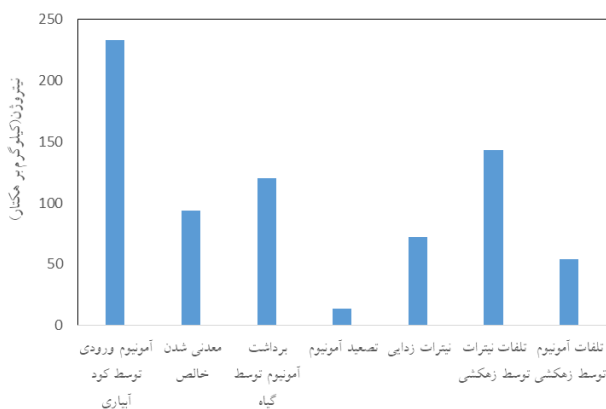
بدست آورده‌اند (Matinzade et al, 2017).

## نتایج و بحث

### سناریوهای اقلیمی

مقادیر نمایش داده شده در شکل ۶الف، دمای متوسط ۲۰ سال (دوره آتی ۲۰۳۵-۲۰۱۶) برای هر ماه در ایستگاه مورد بررسی را نشان داده شده است. همانطور که مشاهده می‌شود متوسط دما در طول همه ماه‌ها برای همه مدل‌های اقلیمی به جز مدل CESM- CAM5 افزایش یافته و این افزایش در ماه‌های مختلف سال متفاوت می‌باشد.

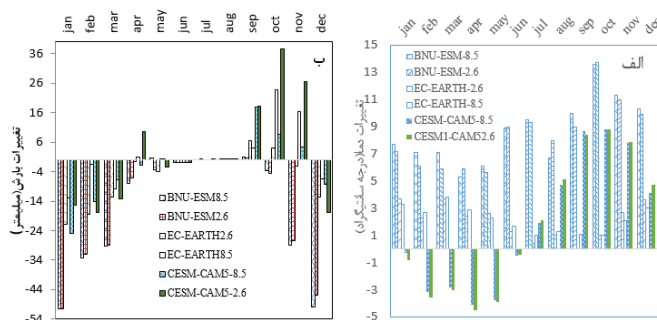
همچنین مقدار پارامتر نیترات‌زدایی برابر با ۵۰/۳۶ کیلوگرم برهکتار تخمین زده شده است. تلفات نیترات و آمونیوم توسط زهکش به ترتیب برابر با ۱۴۳/۵۶ و ۵۴/۱۴ کیلوگرم برهکتار بدست آمده است. مجموع درصد تلفات نیترات و آمونیوم برابر با ۴۳ درصد بدست آمده است و کل تلفات نیتروژن ۶۳ درصد می‌باشد. بیشترین تلفات نیتروژن در درجه اول مربوط به نیترات و در درجه بعدی مربوط به آمونیوم می‌باشد. دلیل این امر آن است که امکان حرکت نیترات در خاک با توجه به بار الکتریکی منفی بسیار بالاست و با جبهه رطوبتی در داخل نیمرخ خاک حرکت می‌کند. ملکیان و همکاران و ویو و لیو (Malekian et al, 2011, Wu And Liu, 2008) گزارش کرده‌اند (تلفات نیتروژن به محیط زیست را در محدوده‌ی ۴۰ تا ۷۰ درصد متین‌زاده و همکاران کل تلفات نیتروژن توسط زهکشی را ۵۶ درصد



شکل ۵- چرخه نیتروژن در اراضی کشت و صنعت نیشکر امیرکبیر

شکل ۶ب تغییرات بارش را برای الگوهای اقلیمی (منظور از الگو سناریوهای اقلیمی در هر مدل تغییر اقلیم است) در ایستگاه مورد بررسی نشان می‌دهد. این مقادیر برای متوسط ۲۰ سال دما (دوره آتی

۲۰۳۵-۲۰۱۶) برای هر ماه در ایستگاه مورد بررسی نشان داده شده است. مقادیر بارش، هیچ الگوی افزایشی یا کاهش‌ی دنبال نمی‌کنند.



شکل ۶- تغییرات بارش و دمای ماهانه با مدل LARS WG و الگوهای تغییر اقلیم مختلف (الف) دما (ب) بارش

استرالیا، افزایش میانگین دما را گزارش نموده‌اند (Zheng et al., )

ژنگ و همکاران نیز تحت سناریوهای مختلف در همه‌ی مناطق

(2012).

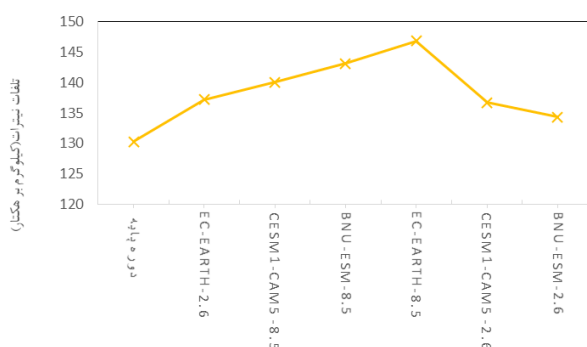
که در این دو سناریو تغییر یافته است غلظت دی اکسید کربن می‌باشد. لذا می‌توان نتیجه گرفت که افزایش غلظت دی اکسید کربن سبب افزایش تلفات نیترات شده است. بعد از آن بیشترین تلفات نیترات در زهکش‌ها مربوط به مدل BNU-ESM-8.5 بوده و برابر با ۱۴۳/۱ کیلوگرم بر هکتار است که نسبت به دوره پایه حدود ۱۰ درصد افزایش یافته است. در مدل BNU-ESM تغییر سناریو از RCP2.6 به RCP8.5 نیز باعث افزایش ۶/۵ درصد تلفات نیترات شده است. در مدل CESM1-CAM58.5 تلفات نیترات برابر با ۱۴۰/۰۵ کیلوگرم بر هکتار بوده که ۲/۵ درصد نسبت به RCP2.6 و ۷/۵ درصد نسبت به دوره پایه افزایش داشته است.

دلیل افزایش نیترات خروجی از زهکش‌ها در مدل‌های تغییر اقلیم را می‌توان به افزایش دما ارتباط داد. در نتیجه‌ی افزایش دما در این مدل‌ها، خاک گرم شده و میزان تنفس و نیتروژن در دسترس افزایش می‌یابد. در اثر این افزایش، معدنی شدن و نیتریفیکاسیون زیاد خواهد شد. افزایش معدنی شدن و نیتریفیکاسیون، سبب افت بیشتر نیترات خروجی از زهکش‌ها می‌گردد. همچنین جریان آزاد شدن N<sub>2</sub>O، از خاک به اتمسفر افزایش و به دنبال آن افزایش نیتریفیکاسیون رخ خواهد داد. نتایج پژوهش حاضر با نتایج ونگ و همکاران، گل محمدی و همکاران و دیانی و همکاران مطابقت دارد (Wang et al., 2015، 2016، Golmohammadi et al., و Dayyani et al., 2010). همچنین جابلون و همکاران نشان داده‌اند که آبخویی نیتروژن با افزایش دما و بارش افزایش می‌یابد و تحت تأثیر تغییرات فصلی دما و بارش می‌باشد (Jabloun et al., 2015). در پژوهش صورت گرفته توسط یانگ و همکاران آبخویی سالانه نیترات برابر ۸۴، ۱۱۷، ۲۰۸ و ۳۱۷ درصد تحت چهار سناریوی تغییر اقلیم شامل RCP4.5، 2080s، RCP8.5، 2050s و RCP8.5، 2080s و RCP4.5 2050s تغییر می‌کند (Yang et al., 2018).

قهرمان و همکاران (۱۳۹۵) افزایش دما و بارش در ایستگاه‌های اهواز، بستان و آبادان را نشان داده‌اند. مطالعات کوثری و همکاران نیز روند مثبت معنی‌دار دما در بیش از ۳۸ ایستگاه سینوپتیک کشور در ماه‌ها و فصول گرم را نشان داده است. ایستگاه سینوپتیک اهواز نیز یکی از ایستگاه‌های مورد بررسی این مطالعه می‌باشد که در این ایستگاه نیز روند مثبت معنی‌دار دما مشاهده شده است که با نتایج بدست آمده از این تحقیق مطابقت دارد (Kousari et al 2013). نتایج تحقیق انجام شده توسط رحیمی مقدم و همکاران (۱۳۹۷) نیز مشابه نتایج تحقیق حاضر است. آن‌ها گزارش کرده‌اند که در استان خوزستان تحت دو سناریوی RCP4.5 و RCP8.5 میانگین دما در طول فصل رشد به ترتیب ۲۹/۵ و ۳۷/۴ درجه سانتیگراد خواهد بود که نسبت به دوره پایه، ۸/۵ و ۳۴/۵۷ درصد افزایش خواهد داشت. در تحقیق حاضر افزایش دمای بیشتری گزارش شده است که دلیل آن تفاوت مدل‌های تغییر اقلیم به کار رفته است.

#### اثر تغییر اقلیم بر رفتار نیتروژن

بعد از واسنجی و ارزیابی مدل پویایی سیستم، به بررسی رفتار نیتروژن تحت سناریوهای اقلیمی پرداخته شد. مطابق با شکل ۷، میزان تلفات نیترات از زهکش‌ها در دوره پایه نسبت به سایر مدل‌ها از همه کمتر بوده است. بیشترین میزان نیترات در زهکش‌ها مربوط به مدل EC-EARTH8.5 می‌باشد. مقدار تلفات نیترات در الگوی اقلیمی EC-EARTH2.6 نسبت به دوره پایه از ۱۳۰/۳۱ به ۱۳۷/۲۱ کیلوگرم بر هکتار رسیده است که این افزایش معادل ۵ درصد است. تلفات نیترات با تغییر سناریوی RCP2.6 به RCP8.5 به مقدار ۱۴۶/۸ کیلوگرم بر هکتار رسیده است که ۷ درصد افزایش نسبت به RCP2.6 نشان داده است. عامل مهمی



شکل ۷- تلفات نیترات در الگوهای اقلیمی مختلف و سناریوهای کوددهی متفاوت

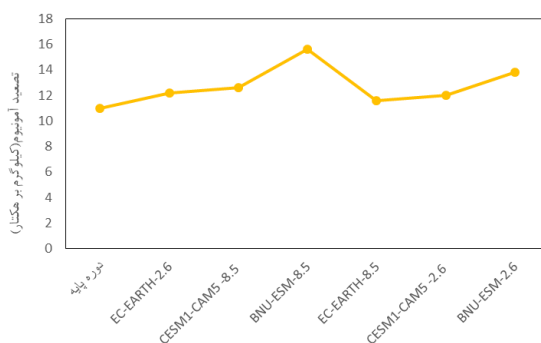
آمونیموم در الگوهای اقلیمی CESM1- و CESM1-CAM58.5 به ترتیب ۱۵ و ۹ درصد نسبت به دوره پایه افزایش یافته

همانطور که شکل ۸ نشان می‌دهد با افزایش دما در الگوهای اقلیمی مختلف، میزان تصعید آمونیموم افزایش یافته است. تصعید



معدنی شدن اوره با معادله درجه اول توصیف می‌گردد بنابراین دما اثر مهمی در نرخ تجزیه اوره دارد. ثابت‌های نرخ با افزایش دما افزایش می‌یابند و بنابراین منجر به نرخ تصعید بزرگتری می‌شوند. به طور کلی می‌توان عوامل مختلفی مثل دما، مقدار آب خاک، مقدار آب آبیاری، ظرفیت تبادل کاتیونی، بافت خاک و مقدار نیتروژن مصرفی را در میزان تلفات نیتروژن ناشی از تصعید آمونیوم و نیترات‌زدایی موثر دانست (Verstaete And Focht, 1977).

است. تصعید آمونیوم برای مدل CESM1-CAM5 در سناریوی RCP8.5، ۵ درصد بیشتر از سناریوی RCP2.6 است زیرا تلفات نیترات در RCP8.5 نرخ بیشتری دارد. در بقیه الگوهای اقلیمی نیز چنین روندی مشاهده می‌گردد. نتایج سایر محققین نیز نشان داده است که تصعید آمونیوم به میزان قابل توجهی با افزایش دما افزایش یافته است (Ernst And Massey et al., 1960; Mandal et al., 2018). نتایج این پژوهش با نتایج فن و همکاران نیز مطابقت دارد (Fan et al., 2011). دلیل آن را می‌توان اینگونه بیان کرد که نرخ

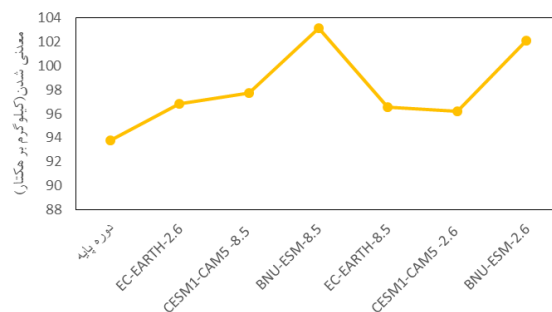


شکل ۸- تغییرات تصعید آمونیوم در الگوهای اقلیمی مختلف و سناریوهای کوددهی متفاوت

مدل‌های تغییر اقلیم، مانند تصعید آمونیوم و تلفات نیترات در زهکش می‌باشد. این پارامترها با افزایش دما افزایش می‌یابند (شکل ۸). نتایج این پژوهش با نتایج تحقیق انجام شده توسط فن و کیسل مشابه است (Fenn And Kissel, 1974).

همانطور که در شکل ۱۰ مشاهده می‌شود در فرآیند نیترات‌زدایی برعکس فرایندهای ذکر شده با افزایش دما میزان این پارامتر کاهش یافته است. مقدار نیترات‌زدایی برای دوره پایه و الگوی اقلیمی BNU-ESM-2.6 به ترتیب برابر با ۲۹/۶۵ و ۲۰/۱ کیلوگرم در هکتار بدست آمده است که مقدار بدست آمده برای الگوی اقلیمی BNU-ESM-2.6 از همه الگوها کمتر است.

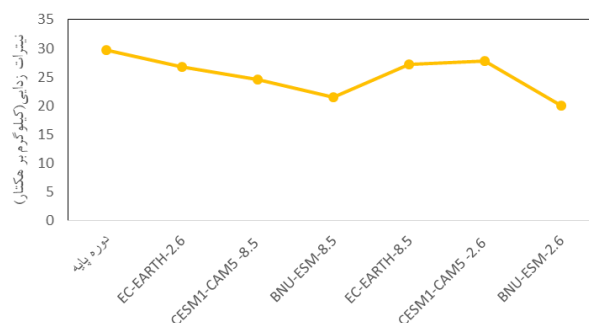
مطابق با شکل ۹ معدنی شدن در دوره پایه برابر با ۹۳/۷۵ کیلوگرم در هکتار بدست آمده است که کمتر از مقادیر بدست آمده با مدل‌های تغییر اقلیم می‌باشد. بیشترین مقدار معدنی شدن برای الگوی اقلیمی BNU-ESM-8.5 بوده و برابر ۱۰۳/۱۷ کیلوگرم در هکتار می‌باشد. این مقدار، ۱۰ درصد بیشتر از مقدار بدست آمده برای دوره پایه می‌باشد. همچنین الگوی اقلیمی BNU-ESM-2.6 دارای مقدار معدنی شدن ۱۰۲/۱ کیلوگرم در هکتار بوده که ۹ درصد مقدار آن در دوره پایه می‌باشد. بعد از آن مقدار معدنی شدن در الگوهای اقلیمی EC-EARTH-8.5، EC-EARTH-2.6، CESM1-CAM5-2.6 و CESM1-CAM5-8.5 برابر با ۹۶/۸۴، ۹۶/۲، ۹۶/۵۶ و ۹۷/۷۵ کیلوگرم در هکتار بدست آمده‌اند. تغییرات معدنی شدن در دوره پایه و



شکل ۹- تغییرات معدنی شدن در الگوهای اقلیمی مختلف و سناریوهای کوددهی متفاوت

نیز به ارتباط میان معدنی شدن و نیتریفیکاسیون با دما و بارش اشاره داشته‌اند و نتایج مشابهی بدست آوردند (Zheng et al., 2008). دلیل آن می‌تواند اثر افزایش غلظت دی‌اکسیدکربن و دما در اثر پدیده‌ی تغییر اقلیم باشد. همچنین افزایش دما معدنی شدن را افزایش می‌دهد.

مقدار نیترات‌زدایی در الگوهای BNU-ESM-8.5، CESM1-2.6، EC-EARTH-2.6، EC-EARTH-8.5، CAM5-2.6 به ترتیب برابر ۲۱/۵۴، ۲۷/۸۳، ۲۶/۷۵، ۲۷/۱۷ و ۲۴/۶۱ کیلوگرم‌درهکتار بدست آمده است. زنگ و همکاران



شکل ۱۰- تغییرات نیترات‌زدایی در الگوهای اقلیمی مختلف و سناریوهای کوددهی متفاوت

۲۰/۱ کیلوگرم‌درهکتار بدست آمده است که مقدار بدست آمده برای الگوی اقلیمی BNU-ESM-2.6 از همه الگوها کمتر است. در نهایت می‌توان گفت تلفات نیترات تحت تاثیر پدیده تغییر اقلیم است و بنابراین پیشنهاد می‌شود به منظور مدیریت کودهای نیترا ته اثرات تغییر اقلیم تحت کشت نیشکر در نظر گرفته شود.

## نتیجه گیری

به‌منظور شبیه‌سازی چرخه نیتروژن، مدلی جامع برای شبیه‌سازی چرخه آب و با استفاده از رویکرد پویایی سیستم مورد واسنجی و ارزیابی قرار گرفت و سپس به بررسی اثر سناریوهای اقلیمی بر چرخه نیتروژن پرداخته شد. نتایج نشان داد بیشترین میزان نیترات در زهکش‌ها مربوط به مدل EC-EARTH8.5 می‌باشد. مقدار تلفات نیترات در الگوی اقلیمی EC-EARTH2.6 نسبت به دوره پایه، افزایشی معادل ۵ درصد نشان داده است. سناریوی RCP8.5 تلفات نیترات بیشتری نسبت به سناریوی RCP2.6 داشت. تصعید آمونیوم در الگوهای اقلیمی CESM1-CAM58.5 و CESM1-CAM52.6 به ترتیب ۱۵ و ۹ درصد نسبت به دوره پایه افزایش یافته است. این پارامتر برای مدل CESM1-CAM5 در سناریوی RCP8.5، ۵ درصد بیشتر از سناریوی RCP2.6 است. در بقیه الگوهای اقلیمی نیز چنین روندی مشاهده می‌گردد. معدنی شدن در دوره پایه برابر با ۹۳/۷۵ کیلوگرم‌درهکتار بدست آمده است که کمتر از مقادیر بدست آمده با مدل‌های تغییر اقلیم می‌باشد. بیشترین مقدار معدنی شدن برای الگوی اقلیمی BNU-ESM-8.5 بوده و ۱۰ درصد بیشتر از مقدار بدست آمده برای دوره پایه می‌باشد. همچنین این پارامتر در الگوی اقلیمی BNU-ESM-2.6 ۹ درصد مقدار آن در دوره پایه می‌باشد. تغییرات معدنی شدن در دوره پایه و مدل‌های تغییر اقلیم، مانند تصعید آمونیوم و تلفات نیترات در زهکش می‌باشد. در فرآیند نیترات‌زدایی برعکس فرایندهای ذکر شده با افزایش دما میزان این پارامتر کاهش یافته است. مقدار نیترات‌زدایی برای دوره پایه و الگوی اقلیمی BNU-ESM-2.6 به ترتیب برابر با ۲۹/۶۵ و

## منابع

- بهمنی، ا. ۱۳۸۸. بررسی حرکت و تجمع نیترات در خاک تحت تنش آبی با استفاده از مدل LEACHM و شرایط مزرعه‌ای در گیاه نیشکر. پایان‌نامه دکتری، رشته آبیاری و زهکشی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهیدچمران اهواز، ۱۳۰ صفحه.
- دلغندی، م.، مساح بوانی، ع.، آجورلو، م.، برومندنسب س. و ب. اندرزیان. ۱۳۹۳. ارزیابی ریسک تأثیرات تغییر اقلیم بر عملکرد و فنولوژی رشد گندم (مطالعه موردی: شهرستان اهواز)، مجله مدیریت آب و آبیاری، ۴(۲): ۱۶۱-۱۷۵.
- رحیمی مقدم، س.، کامبوزیا، ج. و ر. دیهیم‌فرد. ۱۳۹۷. ارزیابی ریسک ناشی از تنش گرما در ذرت دانه‌ای استان خوزستان تحت شرایط تغییر اقلیم. تنش‌های محیطی در علوم زراعی، ۱۱(۳): ۷۶۴-۷۴۹.
- قهرمان، ن.، بابائیان، ا. و م. طباطبائی. ۱۳۹۵. بررسی اثرات تغییر اقلیم بر نیاز آبی و طول دوره رشد گیاه نیشکر تحت سناریوهای واداشت تابشی. مجله حفاظت منابع آب و خاک، ۱۶(۱): ۶۳-۷۴.
- Chong-Hai, X. U. and X. Ying. 2012. The projection of temperature and precipitation over China under RCP scenarios using a CMIP5 multi-model

- and nitrogen fertilization. *Environmental Management*, 33(1):S289-S298.
- Golmohammadi, G., Rudra, R. P., Prasher, S. O., Madani, A., Goel, P. K. and K. Mohammadi. 2016. Modeling the impacts of tillage practices on water table depth, drain outflow and nitrogen losses using DRAINMOD. *Computers and Electronics in Agriculture*, 124:73-83.
- Hassanzadeh, E., Elshorbagy, A., Wheeler, H. and P. Gober. 2014. Managing water in complex systems: An integrated water resources model for Saskatchewan, Canada. *Environmental Modelling & Software*, 58:12-26.
- He, W., Yang, J. Y., Qian, B., Drury, C. F., Hoogenboom, G., He, P. and Zhou, W. 2018. Climate change impacts on crop yield, soil water balance and nitrate leaching in the semiarid and humid regions of Canada. *PloS one*, 13(11), e0207370.
- Hjorth, P. and A. Bagheri. 2006. Navigating towards sustainable development: system dynamics approach. *Futures*, 38(1): 74-92.
- Jabloun, M., Schelde, K., Tao, F., and Olesen, J. E. (2015). Effect of temperature and precipitation on nitrate leaching from organic cereal cropping systems in Denmark. *European Journal of Agronomy*, 62, 55-64.
- Johnsson, H., Bergstrom, L., Jansson, P.-E., Paustian, K. 1987. Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agric. Ecosyst. Environ.* 18 (4), 333-356.
- Kousari, M., Ahani, H. and R. Hendizadeh. 2013. Temporal and spatial trend detection of maximum air temperature in Iran during 1960-2005. *Global and Planetary Change*. 111:97-110.
- Kladivko, E. J., Frankenberger, J. R., Jaynes, D. B., Meek, D. W., Jenkinson, B. J. and N. R. Fausey. 2004. Nitrate leaching to subsurface drains as affected by drain spacing and changes in crop production system. *Journal of Environmental Quality*, 33(5):1803-1813.
- Liang, X. Q., Chen, Y. X., Li, H., Tian, G. M., Ni, W. Z., He, M. M. and Z. J. Zhang. 2007. Modeling transport and fate of nitrogen from urea applied to a near-trenchpaddy field. *Environmental Pollution*. 150(3):313-320.
- Malekian, R., Abedi-Koupai, J., Eslamian, S. S., Mousavi, S. F., Abbaspour, K. C. and M. Afyuni. 2011. Ion-exchange process for ammonium removal and release using natural Iranian zeolite. *Applied Clay Science*, 51(3):323-329.
- Malhi, S.S., McGill, W.B., 1982. Nitrification in three Alberta soils: effect of temperature, moisture and substrate concentration. *Soil Biol. Biochem.* 14 (4), ensemble. *Atmospheric and Oceanic Science Letters*. 5(6): 527-533.
- Delju, A. H., Ceylan, A., Piguet, E. and M. Rebetez. 2013. Observed climate variability and change in Urmia Lake Basin, Iran. *Theoretical and applied climatology*, 111(1-2): 285-296.
- Dayyani, S., Madramootoo, C. A., Prasher, S. O., Madani, A. and P. Enright. 2010. Modeling water table depth, drain outflow, and nitrogen losses in a cold climate using DRAINMOD 5.1. *Transactions of the ASAE*. 53(2): 385-395.
- Dayyani, S., Prasher, S. O., Madani, A. and C. A. Madramootoo. 2012. Impact of climate change on the hydrology and nitrogen pollution in a tile-drained agricultural watershed in eastern Canada. *Transactions of the ASABE*, 55(2): 389-401.
- Ernst, J. W. and H. F. Massey. 1960. The Effects of Several Factors on Volatilization of Ammonia Formed from Urea in the Soil 1. *Soil Science Society of America Journal*, 24 (2), 87-90.
- Fan, X. H., Li, Y. C. and A. K. Alva. 2011. Effects of temperature and soil type on ammonia volatilization from slow-release nitrogen fertilizers. *Communications in soil science and plant analysis*, 42(10),1111-1122.
- Fenn, L. B. and Kissel, D. E. 1974. Ammonia Volatilization from Surface Applications of Ammonium Compounds on Calcareous Soils: II. Effects of Temperature and Rate of Ammonium Nitrogen Application 1. *Soil Science Society of America Journal*, 38(4), 606-610.
- Fletcher, E. J. 1998. The use of system dynamics as a decision support tool for the management of surface water resources. *International Conference: New Information Technolo. For Decision-Making in Civ. Engrg.*, University of Quebec, Montreal, Canada, pp. 909-920.
- Forrester, J. W. 1961. *Industrial Dynamics*, *Journal of the Operational Research Society*. 48(10):1037-41.
- Gohari, A., Eslamian, S., Abedi-Koupaei, J., Bavani, A. M., Wang, D., and K. Madani. 2013. Climate change impacts on crop production in Iran's Zayandeh-Rud River Basin. *Science of the Total Environment*, 442:405-419.
- Giordano, R., Brugnach, M. and M. Vurr. 2012. System dynamic modelling for conflicts analysis in groundwater management (Doctoral dissertation, International Conference: Environmental Modelling and Software Society. July 2007.
- Gollany, H. T., Molina, J. A. E., Clapp, C. E., Allmaras, R. R., Layese, M. F., Baker, J. M. and H. H. Cheng. 2004. Nitrogen leaching and denitrification in continuous corn as related to residue management

- Biol. Biochem. 34 (7), 945-954.
- Van Vuuren, D. P., Edmonds, J. A., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A. M., Hibbard, K., Hurtt, G. C., Kram, T., Krey, V., Lamarque, J. F., Masuri, T., Meinshausen, M., Nakicenovic, N., Smith, S. J., and S. Rose. 2011. The representative concentration pathways: an overview. *Journal of climate Change*. 109: 5-31.
- Verstraete, W. and D. D. Focht. 1977. Biochemical ecology of nitrification and denitrification. In *Advances in microbial ecology*, 135-214.
- Wang, Z., Qi, Z., Xue, L., Bukovsky, M., and M. J. Helmers. 2015. Modeling the impacts of climate change on nitrogen losses and crop yield in a subsurface drained field. *Climatic Change*, 129(1-2), 323-335.
- Wu, L. and M. Liu. 2008. Preparation and properties of chitosan-coated NPK compound fertilizer with controlled-release and water-retention. *Carbohydrate Polymers*, 72(2), 240-247.
- Yan, L., Zhang, Z. D., Zhang, J. J., Gao, Q., Feng, G. Z., Abelrahman, A. M., and Chen, Y. 2016. Effects of improving nitrogen management on nitrogen utilization, nitrogen balance, and reactive nitrogen losses in a Mollisol with maize monoculture in Northeast China. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(5), 4576-4584.
- Zarghami, M., Abdi, A., Babaeian, I., Hassanzadeh, Y. and R. Kanani. 2011. Impacts of climate change on runoffs in East Azerbaijan, Iran. *Global food security-A review. Progress in Natural Science*, 12 (12), 1665 and *Planetary Change*, 01(3):130-146.
- Zheng, B., Chenu, K., Dreccer, M. F. and Chapman, S. C. 2012. Breeding for the future: what are the potential impacts of future frost and heat events on sowing and flowering time requirements for Australian bread wheat (*Triticum aestivum*) varieties? *Global Change Biology*. 18:2899-2914.
- 393-399.
- Matinzadeh, M. M., Koupai, J. A., Sadeghi-Lari, A., Nozari, H., and Shayannejad, M. 2017. Development of an innovative integrated model for the simulation of nitrogen dynamics in farmlands with drainage systems using the system dynamics approach. *Ecological Modelling*, 347, 11-28.
- Mandal, S., Donner, E., Vasileiadis, S., Skinner, W., Smith, E. and E. Lombi. 2018. The effect of biochar feedstock, pyrolysis temperature, and application rate on the reduction of ammonia volatilisation from biochar-amended soil. *Science of the Total Environment*, 627:942-950.
- Mitsch, W. J., Day, J. W., Jr., Gilliam, J. W., Groffman, P. M., Hey, D. L., Randall, G. W. and N. Wang. 2001. Reducing nitrogen loading to the Gulf of Mexico from the Mississippi River basin: Strategies to counter persistent ecological problem. *Bioscience*, 51(5):373-388.
- Moss, R. H., Edmonds, J. A., Hibbard, K. A., Manning, M. R., Rose, S. K., Van Vuuren, D. P., Carter, T. R., Emori, S., Kainuma, M., Kram, T., Meehl, G. A., Mitchell, J. F., Nalichenovic, N., Riahi, K., Smith, S. J., Stouffer, R. J., Thomson, A. M., Weyant, J. P., and T. J. Wilbanks. 2010. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *J. Nature*. 463:747-756.
- Semenov, M. A., Jamieson, P. D. and P. Martre. 2007. Deconvoluting nitrogen use efficiency in wheat: A simulation study. *European Journal of Agronomy*. 26(3): 283-294.
- Singh, R., Helmers, M. J., Kaleita, A. L. and E. S. Takle. 2009. Potential impact of climate change on subsurface drainage in Iowa's subsurface drained landscapes. *Journal of irrigation and drainage engineering*. 135(4):459-66.
- Strong, D.T. and Fillery, I.R.P., 2002. Denitrification response to nitrate concentrations in sandy soils. *Soil*

## Evaluation and Application of System Dynamic Model for Determination Nitrate Leaching in the Agricultural lands under Sugarcane Cultivation under Climatic scenarios in Amirkabir Sugarcane Agro-Industry

M. Ghasemi<sup>1</sup>, A. Naseri<sup>2\*</sup>, A. Soltani Mohammadi<sup>3</sup>, H. Moazed<sup>4</sup>

Recived: Aug.20, 2019

Accepted: Dec.11, 2019

### Abstract

The nitrogen cycle in the soil is an important part of the nitrogen cycle in the world and is largely influenced by climate change. The developed model was calibrated and evaluated by system dynamics method in order to simulate nitrogen behavior in soil in Amirkabir sugarcane Agro-Industry. Data from complete irrigation and fertilization treatments (depth of irrigation was 120 mm and 4 split equal to 450 kg.ha<sup>-1</sup>) were used to calibrate the model (Bahmani, 2009). Also, treatments of 150, 250 and 350 kg.ha<sup>-1</sup> were used to evaluate the model. In order to achieve the goals of this study, the output of three models of BNU-ESM, CESM-CAM and EC-EARTH was applied with two climate scenarios i.e., RCP2.6 and RCP8.5. The results showed that climate change would increase nitrate losses, mineralization and ammonium sublimation. The amount of nitrate losses in the EC-EARTH2.6 climatic pattern showed an increase of 5% for future period (2016-2035) compared to the base period (1971-2000). Mineralization in the base period was equal to 93.5 kg.ha<sup>-1</sup>, which is less than the values obtained with less variation models. This phenomenon also reduces the process of denitrification from 29.65 to 20.1 kg.ha<sup>-1</sup>. The change from the RCP2.6 to RCP8.5 scenario has led to an increase in nitrate losses, mineralization and ammonium volatilization, which indicates the effect of increasing the concentration of carbon dioxide gas on these processes. Finally, it can be said that nitrate losses are affected by climate change and therefore it is suggested to consider the effects of climate change under sugarcane cultivation manage nitrate fertilizers.

**Keywords:** Nitrate losses, System Dynamic, Nitrogen cycle, Drainage, Sugarcane, and Climate change

1- Ph.D. of Irrigation and Drainage, Shahid Chamran University, Ahvaz, Iran

2- Professor of Irrigation and Drainage, Shahid Chamran University of Ahvaz, Ahvaz, Iran

3- Associate Professor of Irrigation and Drainage, Shahid Chamran University of Ahvaz, Ahvaz, Iran

4- Retired professor of Irrigation and Drainage, Shahid Chamran University of Ahvaz, Ahvaz, Iran

(\*- Corresponding Author Email: mq.en2009@gmail.com)