



## بررسی اثرات زیست محیطی نظام تولید بادام زمینی در آستانه اشرفیه بر مبنای مصرف کود نیتروژن با استفاده از ارزیابی چرخه حیات (LCA)

سید علی نورحسینی<sup>۱</sup>، امین نیکخواه<sup>۲</sup>

تاریخ دریافت: تاریخ پذیرش:

### چکیده

به منظور ارزیابی اثرات زیست محیطی نظام تولید بادام زمینی بر مبنای مصرف کود نیتروژن تحقیقی به روش ارزیابی چرخه حیات در منطقه آستانه اشرفیه در سال ۱۳۹۴ انجام گرفت. بدین منظور، آزمایش مزرعه‌ای در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی در سه سطح مصرف نیتروژن (شاهد، ۳۰ و ۶۰ کیلوگرم در هکتار) و در سه تکرار اجرا شد. در این مطالعه، شش گروه تأثیر زیست محیطی گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسیون خشکی، تخلیه منابع فسیلی، تخلیه منابع فسفات و تخلیه منابع پتاسیم بررسی شدند. اثرات در قالب دو واحد عملکردی شامل تولید یک تن بادام زمینی و تولید ۱۰۰۰ مگاژول انرژی مطالعه شدند. نتایج نشان داد که شاخص زیست محیطی (Eco-X) در تولید یک تن بادام زمینی با در نظر گرفتن گرمایش جهانی، اسیدیته و اوتریفیکاسیون خشکی برای تیمارهای شاهد، ۳۰ و ۶۰ کیلوگرم مصرف نیتروژن در هکتار به ترتیب ۰/۱۸، ۰/۵۲ و ۰/۶۶ به دست آمد. شاخص تخلیه منابع (RDI) نیز برای تولید یک تن بادام زمینی با در نظر گرفتن مصرف سوخت دیزل، مصرف کود فسفات و مصرف کود پتاسیم برای تیمارهای شاهد، ۳۰ و ۶۰ کیلوگرم مصرف نیتروژن در هکتار به ترتیب ۰/۸۰، ۰/۵۳ و ۰/۳۰ محاسبه شد. در مجموع، گروه‌های تأثیر زیست محیطی (گرمایش جهانی، اسیدیته و اوتریفیکاسیون خشکی) بیشترین آسیب به محیط زیست را در مصرف مقادیر بالاتر کود نیتروژن داشتند.

واژه‌های کلیدی: اوتریفیکاسیون، تخلیه منابع، کود شیمیایی، گرمایش جهانی، مصرف نیتروژن

نورحسینی، س.ع. و ا. نیکخواه. ۱۳۹۷. بررسی اثرات زیست محیطی نظام تولید بادام زمینی در آستانه اشرفیه بر مبنای مصرف کود نیتروژن با استفاده از ارزیابی چرخه حیات (LCA). مجله اکوفیزیولوژی گیاهی. ۳۳: ۱۷۳-۱۵۶.

۱- باشگاه پژوهشگران جوان و نخبگان، واحد رشت، دانشگاه آزاد اسلامی، رشت، ایران- مسئول مکاتبات. پست الکترونیک:

noorhosseini.sa@gmail.com

۲- باشگاه پژوهشگران جوان و نخبگان، واحد رشت، دانشگاه آزاد اسلامی، رشت، ایران



## مقدمه

افزایش تقاضا برای محصولات کشاورزی منجر به توجه به افزایش تولید شده است. استفاده از کودهای شیمیایی یکی از راهکارهای افزایش عملکرد محصولات کشاورزی در نظر گرفته می‌شود. نیتروژن از عناصر مهم در تولید محصولات کشاورزی در سراسر دنیا به شمار می‌رود. نیتروژن، مهم‌ترین عنصر مورد استفاده جهت بهبود باروری و حاصلخیزی خاک است و بیش‌ترین تأثیر را بر افزایش تولید محصول دارد (منگل و کربای، ۱۹۷۸). کمبود این عنصر برای رشد مطلوب گیاه از روش‌های مختلفی قابل جبران است (محمدی و سهرابی، ۲۰۱۴). در سال‌های گذشته، استفاده از کود اوره در ایران از مرسوم‌ترین روش‌ها جهت تامین نیتروژن مورد نیاز گیاهان زراعی و در نتیجه افزایش عملکرد آنها بوده است. این کود حاوی ۴۶ درصد نیتروژن می‌باشد (اردل و همکاران، ۲۰۰۷)، که با توجه به حمایت‌های جهاد کشاورزی ایران در دهه گذشته مصرف این کود به سطح نسبتاً بالایی رسیده است. این در حالی است که بر مبنای گزارش بسیاری از پژوهشگران، کود نیتروژن که سهم عمده آن از منبع کود اوره تامین می‌شود، از پرمصرف‌ترین منابع انرژی مصرفی در تولید محصولات کشاورزی ایران می‌باشد (محمدی و همکاران، ۲۰۰۸؛ محمدی و همکاران، ۲۰۱۰؛ موسوی اول و همکاران، ۲۰۱۱). علاوه بر این، کودهای شیمیایی مصرفی اثرات مخربی بر محیط زیست در قالب گروه‌های تأثیر مختلف بر جا می‌گذارند (خرمدل و همکاران، ۲۰۱۴). آبخوبی نترات به منابع آب‌های سطحی و زیرزمینی، شورشدن و اسیدی شدن خاک‌های زراعی، انتشار انواع گازهای گلخانه‌ای و انباشت بقایای مواد شیمیایی از دیگر پیامدهای مهم مصرف انواع نهاده‌های پرانرژی در نظام‌های رایج محسوب می‌شوند (کرچمن و توروالسون، ۲۰۰۰).

بادام زمینی (*Arachis hypogaea* L.) یکی از مهم‌ترین و اقتصادی‌ترین دانه‌های روغنی در مناطق گرمسیری و نیمه-گرمسیری است که بیشتر به منظور تولید روغن (۴۳-۵۵ درصد) و پروتئین (۲۸-۲۵ درصد) کشت می‌شود (حسین‌زاده و همکاران، ۲۰۰۹). سطح زیر کشت بادام زمینی در دنیا حدود ۲۴/۰۷ میلیون هکتار است که ۱۱/۴۵ میلیون هکتار آن در آسیا قرار دارد. تولید جهانی غلاف بادام زمینی ۳۷/۶۴ میلیون تن در سال می‌باشد (فائو، ۲۰۱۰). سطح زیر کشت بادام زمینی در ایران حدود ۳ هزار هکتار است که استان گیلان با حدود ۲۸۰۰ هکتار از اراضی تحت کشت بادام زمینی، بزرگ‌ترین تولید کننده این محصول در ایران می‌باشد (عمادی و همکاران، ۲۰۱۵).

در مطالعه‌ای خرم‌دل و همکاران (۲۰۱۴) با ارزیابی اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید گندم کشور اظهار داشتند که مصرف نیتروژن تا ۲۲۰ و ۶۰ کیلوگرم در هکتار به ترتیب برای بوم‌نظام‌های آبی و دیم، موجب بهبود عملکرد دانه گردید، ولی افزودن بیش از این میزان، تأثیر زیادی بر عملکرد دانه نداشت. بنابراین، استفاده بیش از این مقادیر از کود نیتروژن، تنها اثرات مخرب زیست محیطی را در پی خواهد داشت. در مطالعه‌ای دیگر، برنتراب و همکاران (۲۰۰۴b) با مصرف ۱۴۴ کیلوگرم نیتروژن در هکتار برای تولید گندم زمستانه، ابتدا تغییر کاربری زمین و سپس اسیدیته و اوتریفیکاسیون را از مهم‌ترین اثرات زیست محیطی معرفی نمودند. ملافیلابی و همکاران (۱۳۹۳) با ارزیابی اثرات زیست محیطی تولید زعفران گزارش نمودند که کوددهی اثرات زیست محیطی قابل توجهی در قالب گروه تأثیر اوتریفیکاسیون برجای گذاشت. در مطالعات لیو و همکاران (۲۰۱۰) و ابلویتیس و همکاران (۲۰۱۳) مشخص گردید که بهره‌گیری از مدیریت ارگانیک و کاهش مصرف نهاده‌های شیمیایی موجب کاهش اثرات زیست محیطی تولید محصولات کشاورزی می‌شود.

چندین گزارش در زمینه تأثیر کود نیتروژن بر روی عملکرد بادام زمینی در دسترس می‌باشد (گوهری و نورحسینی، ۲۰۱۰؛ گوهری، ۲۰۱۰). اما، مروری بر منابع مرتبط نشان می‌دهد که تاکنون پژوهشی بر مبنای کود نیتروژن مصرفی به بررسی اثرات زیست محیطی نظام تولید بادام زمینی نپرداخته است. این مطالعه نیز با بهره‌گیری از روش ارزیابی چرخه حیات به ارزیابی زیست محیطی مصرف مقادیر مختلف کود نیتروژن برای تولید بادام زمینی در آستانه اشرفیه می‌پردازد.

## مواد و روش‌ها

## منطقه مورد مطالعه و اجرای طرح آزمایشی

تحقیق حاضر در شهرستان آستانه اشرفیه واقع در شمال ایران، در محدوده‌ی عرض جغرافیایی ۱۶° ۳۷ شمالی و طول جغرافیایی ۵۶° ۴۹ شرقی با ارتفاع متوسط سه متر از سطح دریا در سال زراعی ۱۳۹۴ انجام شد. یک آزمایش مزرعه‌ای در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی در سه سطح نیتروژن (شاهد، ۳۰ و ۶۰ کیلوگرم) و در سه تکرار انجام شد. جهت تعیین ویژگی‌های خاک محل آزمایش، ۶ نمونه خاک از نقاط مختلف مزرعه مورد کشت از عمق صفر تا ۳۰ سانتیمتر به طور تصادفی برداشت شد و از ترکیب آنها نمونه مرکبی تهیه گردید. خصوصیات فیزیکی و شیمیایی این نمونه خاک تعیین گردید که

۱۰ سانتی متری از بذرهای کشت شده و در عمق ۵ تا ۱۰ سانتی-متری خاک جایگذاری شدند. فسفر و پتاسیم مورد نیاز نیز به ترتیب از منبع  $P_2O_5$  و  $K_2O$  با مقادیر ۲۵ و ۲۰ کیلوگرم در هکتار در بین ردیف‌های کاشت و به صورت نواری و در عمق ۵ تا ۱۰ سانتی متری خاک قرار داده شدند. بذرهای قبل از کاشت با قارچ‌کش تیرام به نسبت دو در هزار ضدعفونی شد. در طول رشد بوته‌ها کنترل علف‌های هرز نیز به صورت دستی انجام گرفت. در انتها نمونه برداری با حذف اثرات حاشیه‌ای صورت گرفت. برای تعیین عملکرد غلاف بادام‌زمینی، ابتدا غلاف‌های رسیده از بوته‌های واقع در منطقه برداشت هر کرت جدا شدند. سپس به مدت یک هفته در هوای آزاد (جهت کاهش رطوبت) قرار گرفتند. بعد از این مدت غلاف‌ها تا رسیدن به وزن خشک ثابت به مدت ۴۸ ساعت داخل آن تهویه‌دار و در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد نگه داشته شدند. بعد از خارج کردن غلاف‌ها از آن، وزن خشک غلاف‌ها با استفاده از ترازوی دارای دقت یک صدم گرم تعیین گردید. سپس عملکرد غلاف بادام‌زمینی در واحد سطح محاسبه شد.

در جدول ۱ آمده است. جهت تهیه بستر کاشت، زمین در اوایل بهار ابتدا شخم نسبتاً عمیق و سپس دیسک زده شد. سپس جهت اجرای نقشه طرح، کرت‌هایی به ابعاد ۳×۴ متر ایجاد گردید. کاشت بذرهای بادام‌زمینی در اواخر اردیبهشت ۱۳۹۴ به صورت مسطح و در شرایط دیم (بدون آبیاری) انجام گرفت. از آنجایی که بیشترین سطح زیر کشت بادام‌زمینی در این مناطق به رقم نورث کارولینا ۲ (NC2) تعلق دارد، از این رقم برای کشت استفاده شد. این رقم در سال ۱۳۵۶ توسط بخش تحقیقات دانه‌های روغنی موسسه تحقیقات اصلاح و تهیه نهال و بذر در ایستگاه لشت نشای گیلان از بین ژنوتیپ‌های مورد ارزیابی شناسایی و گزینش شد (نورحسینی و همکاران، ۱۳۹۵). بذرهای با آرایش کاشت مربع و با فاصله ۴۰×۴۰ سانتی متر و در عمق ۴ سانتی متری خاک کشت شدند (بل و همکاران، ۱۹۸۷؛ گاردنر و اوما، ۱۹۸۸؛ میسرا و سینگل، ۱۹۸۹). تراکم بوته‌ها معادل ۶۲۵۰۰ بوته در هکتار بود. در زمان کاشت سطوح مختلف نیتروژن از منبع اوره (حاوی ۴۶ درصد نیتروژن خالص) تأمین شد. تیمارهای مختلف کود نیتروژن به صورت یکجا و در هنگام کاشت بذر همراه با سایر کودها به صورت نواری با فاصله حدود

جدول ۱- خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مزرعه محل آزمایش

بافت خاک	رس	سیلت	شن	هدایت الکتریکی	pH	نیتروژن کل	پتاسیم قابل جذب	فسفر قابل جذب
-	درصد	درصد	درصد	میکروزیمنس بر سانتیمتر	-	درصد	میلی گرم در کیلوگرم	میلی گرم بر کیلوگرم
لومی	۲۰/۵	۳۲/۵	۴۷	۱۹۶/۷	۷/۶۷	۰/۰۵۳	۱۶۴/۷	۲/۵

پژوهش بررسی اثرات زیست محیطی تولید بادام زمینی سطوح مختلف مصرف کود نیتروژن در قالب گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسیون خشکی، تخلیه منابع فسیلی، تخلیه منابع فسفات، تخلیه منابع پتاسیم در بخش زراعی و خشک کردن بادام‌زمینی است. واحد عملکردی در این مطالعه تولید یک تن بادام‌زمینی و تولید ۱۰۰۰ مگاژول انرژی است.

#### ممیزی چرخه حیات

در این بخش تمام منابع و مقادیری که در تولید محصول مورد مطالعه نیاز است و همچنین تمامی مقادیر آلاینده‌های انتشار یافته به محیط زیست در اثر استفاده از این نهاده‌ها، بر مبنای واحدهای مرجع محاسبه می‌شوند:

#### روش ارزیابی چرخه حیات

این روش بر پایه استاندارد ISO 14040 اجرا می‌شود و به طور کلی به چهار بخش بیان هدف و تعیین واحد عملکردی (Functional unit)، ممیزی چرخه حیات، ارزیابی اثرات زیست محیطی و تفسیر آن‌ها تقسیم‌بندی می‌شود (ایریارت و همکاران، ۲۰۱۰؛ خانعلی و همکاران، ۲۰۱۶). در ذیل این چهار بخش به تفکیک آورده شده است:

#### بیان هدف و واحد عملکردی

در روش ارزیابی چرخه حیات ابتدا هدف و واحد عملکردی مشخص شود. نقش واحد عملکردی این است که ورودی‌ها و خروجی‌ها را به هم مرتبط کرده و شرایط را برای مقایسه فراهم می‌نماید (باستی و همکاران، ۲۰۱۶؛ بوجاکا و همکاران، ۲۰۱۴؛ فلاح‌پور و همکاران، ۲۰۱۲). هدف از این

## ورودی‌های سامانه

به طور کلی در تولید محصولات در ایران، چهار نهاده سوخت دیزل، کودهای شیمیایی نیتروژن، فسفات و پتاسیم به عنوان ورودی‌های با پتانسیل آلاینده‌گی زیست‌محیطی در نظر گرفته می‌شوند (میرحاجی و همکاران، ۲۰۱۳؛ نیکخواه و همکاران، ۲۰۱۵؛ نیکخواه و همکاران، ۲۰۱۶). در این مطالعه برای تعیین میزان مصرف سوخت گازوئیل برای تولید بادام زمینی و همچنین خشک کردن آن، از روش باک پر استفاده شد. در مجموع ۱۷۲/۵ لیتر گازوئیل در واحد سطح هکتار برآورد

شد. مقادیر مصرف کودهای شیمیایی در واحدهای عملکردی نیز بر مبنای طرح آزمایشی اجرا شده برآورد شد. ضرایب برآورد انرژی معادل با عملکرد بادام زمینی در جدول ۲ ارائه شده است (اوزکان و همکاران، ۲۰۰۴؛ فاسینا، ۲۰۰۸). در این مطالعه پوست بادام زمینی با تقریبی برابر با ۲۵ درصد وزن بادام زمینی در نظر گرفته شد (فاسینا، ۲۰۰۸). در نهایت میزان مصرف چهار نهاده سوخت دیزل، کود نیتروژن، کود فسفر و کود پتاسیم به ازای تولید یک تن بادام زمینی و تولید ۱۰۰۰ مگاژول انرژی برآورد شد.

جدول ۲- میزان انرژی معادل با عملکرد بادام زمینی

منبع	انرژی معادل (MJ.Kg <sup>-1</sup> )	نوع محصول
اوزکان و همکاران، ۲۰۰۴	۲۵	دانه بادام زمینی
فاسینا، ۲۰۰۸	۱۹/۹۳	پوست بادام زمینی

## انتشار آلاینده‌ها

مطابق روش ارزیابی چرخه حیات، آلاینده‌های منتشر شده در جریان تولید بادام زمینی در استان گیلان در قالب آلاینده‌های انتشار یافته خارج از مزرعه و آلاینده‌های منتشر شده در داخل مزرعه مورد بررسی قرار گرفت (برنتراب و همکاران، ۲۰۰۰).

## انتشار آلاینده‌ها قبل از ورود نهاده‌ها به مزرعه

انتشار آلاینده‌ها قبل از ورود نهاده‌ها به مزرعه شامل آلاینده‌های منتشر شده در استخراج، پالایش و حمل و نقل نهاده‌های مصرفی از دیتابیس SPINE@CPM اخذ گردید (CPM, 2007).

## انتشار آلاینده‌ها در مزرعه

## انتشار آلاینده‌های ناشی از مصرف گازوئیل در مزرعه

میزان انتشار مهمترین گازهای گلخانه‌ای شامل CO<sub>2</sub>، N<sub>2</sub>O و CH<sub>4</sub> از سوختن هر لیتر گازوئیل طبق مطالعات صورت گرفته (تزیلیواکیس و همکاران، ۲۰۰۵) برابر ۲/۷۳ کیلوگرم دی اکسید کربن، ۱۸/۱×۱۰<sup>-۶</sup> کیلوگرم اکسید نیتروژن و ۱۷۳×۱۰<sup>-۶</sup> کیلوگرم متان است و میزان انتشار آلاینده‌های NO<sub>x</sub> و SO<sub>2</sub> به ازای سوختن هر لیتر گازوئیل به ترتیب برابر ۲۲/۲×۱۰<sup>-۳</sup> و ۴×۱۰<sup>-۳</sup> کیلوگرم است (دهقانی، ۲۰۰۷).

میزان انتشار مستقیم انواع ترکیبات نیتروژنه از اوره

یکی از آلاینده‌های اصلی انتشار یافته از مصرف کود نیتروژن، آمونیاک است. نزدیک به ۹۰ درصد میزان جهانی تصعید آمونیاک مربوط به بخش کشاورزی است (برنتراب و همکاران، ۲۰۰۰). فاکتور انتشار آمونیاک از اوره در این مطالعه به علت عدم وجود بررسی‌های لازم، برابر متوسط اروپا و آمریکا در نظر گرفته شد. بر این اساس حدود ۱۷ درصد از کل نیتروژن خالص مصرفی در قالب کود معدنی اوره به صورت NH<sub>3</sub>-N تصعید می‌شود (برنتراب و همکاران، ۲۰۰۰؛ گوپس و همکاران، ۲۰۰۳). انتشار N<sub>2</sub>O از میزان نیتروژن خاک تبعیت می‌کند و همینطور به تعامل بین رطوبت خاک و در دسترس بودن نیتروژن خاک بستگی دارد (سنیدر و همکاران، ۲۰۰۹). براساس گزارش مجمع بین‌المللی تغییرات آب و هوایی (IPCC) در سال ۲۰۰۶، یک درصد از کل نیتروژن کود نیتروژن مصرف شده در هکتار به صورت N<sub>2</sub>O-N انتشار می‌یابد (سنیدر و همکاران، ۲۰۰۹). نتایج تحقیقات نشان می‌دهد میزان انتشار NO<sub>x</sub> به تمسفر برابر ۱۰ درصد میزان N<sub>2</sub>O است (گاسول و همکاران، ۲۰۰۷).

## ارزیابی اثرات

هدف از ارزیابی اثرات، تفسیر بیشتر ورودی‌ها و خروجی‌های سامانه تولید بادام زمینی است که دارای سه مرحله طبقه‌بندی، نرمال‌سازی و وزن‌دهی است (برنتراب و همکاران، ۲۰۰۴a).

## طبقه‌بندی

محاسبه شود. شاخص هر گروه تأثیر  $i$ ، با استفاده از رابطه ۱ محاسبه شد.

(۱)

$$ICI_i = \sum_j [(E_j \text{ or } R_j) \times CF_{j,i}]$$

$E_j$  یا  $R_j$ : انتشار ترکیب  $j$  یا مصرف منبع  $j$  بر هر واحد کارکردی،  $CF_{j,i}$  فاکتور طبقه‌بندی برای ترکیب  $j$  سهم در هر گروه تأثیر  $i$  است. فاکتور طبقه‌بندی در هر گروه تأثیر نشان‌دهنده پتانسیل آن ترکیب در ایجاد اثر مربوطه است. کارایی هر ترکیب در جدول ۳ آورده شده است.

در این مرحله هرکدام از مقادیر انتشار یافته به محیط زیست و همین‌طور منابع استفاده شده در چرخه حیات محصول، به اثر زیست‌محیطی مربوطه نسبت داده شده، به این صورت که هر اثر زیست‌محیطی به شکل یک گروه تأثیر فرض کرده و ترکیبات مؤثر در آن قرار داده می‌شوند. در این مطالعه شش گروه تأثیر گرمایش جهانی، اسیدیته، اتریفیکاسیون خشکی، تخلیه منابع فسفیلی، تخلیه منابع فسفات و تخلیه منابع پتاسیم بررسی شد. در این مرحله پس از طبقه‌بندی اثرات باید شاخص هر گروه تأثیر

جدول ۳- طبقه‌بندی اثرات

منبع	کارایی هر ترکیب	ترکیبات	گروه تأثیر (واحد)
(سنیدر و همکاران، ۲۰۰۹)	$310, N_2O=21, CH_4=1CO_2=$	$CH_4, CO_2, N_2O$	گرمایش جهانی (kg CO <sub>2</sub> eq)
(برنتراب و همکاران، ۲۰۰۴ a)	$1/6, NH_3=0/5, NO_x=1/2SO_2=$	$NH_3, SO_2, NO_x$	اسیدیته (kg SO <sub>2</sub> eq)
(نیکخواه و همکاران، ۲۰۱۵)	$1/2, NO_x=4/4NH_3=$	$NH_3, NO_x$	اتریفیکاسیون خشکی (kg NO <sub>x</sub> eq)
(طاهری راد و همکاران، ۱۳۹۴)	۵۶/۳۱	مصرف سوخت دیزل	تخلیه منابع فسفیلی (MJ)
(برنتراب و همکاران، ۲۰۰۴ a)	۰/۲۵	مصرف فسفات	تخلیه منابع فسفات (kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> eq)
(برنتراب و همکاران، ۲۰۰۴ a)	۰/۱۰۵	مصرف پتاسیم	تخلیه منابع پتاسیم (kg K <sub>2</sub> O eq)

### نرمال‌سازی

پس از تعیین شاخص طبقه‌بندی هر گروه تأثیر برای درک بهتر اهمیت مقادیر به دست آمده از مرحله نرمال‌سازی استفاده شد و شاخص طبقه‌بندی هر گروه با شاخص‌های مرجع مقایسه می‌شود. در واقع هدف این مرحله بی‌بعد کردن داده‌ها است (برنتراب و همکاران، ۲۰۰۴ a). فاکتور نرمال‌سازی گروه‌های تأثیر مختلف در جدول ۴ ارائه شده است. برای بدست آوردن شاخص‌های نرمال‌سازی، شاخص‌های طبقه‌بندی بر فاکتورهای نرمال‌سازی تقسیم می‌گردد.

### وزن‌دهی

فاکتورهای وزن‌دهی پتانسیل آسیب هر گروه تأثیر را نشان می‌دهد. بزرگ‌تر بودن این فاکتور نشان می‌دهد که این گروه، پتانسیل بیشتری برای لطمه به محیط زیست دارد. فاکتور وزن-دهی گروه‌های تأثیر در جدول ۴ ارائه شده است. در انتها با ضرب کردن شاخص‌های نرمال‌سازی بر فاکتورهای وزن‌دهی، شاخص نهایی بدست می‌آید (سلطانی و همکاران، ۲۰۱۵).

جدول ۴- فاکتورهای وزن‌دهی و نرمال‌سازی

منبع	فاکتور وزن‌دهی	فاکتورهای نرمال‌سازی (واحد)	گروه تأثیر
(میرحاجی و همکاران، ۲۰۱۳)	۱/۰۵	۸۱۴۳ (kg CO <sub>2</sub> eq)	گرمایش جهانی
(میرحاجی و همکاران، ۲۰۱۳)	۱/۸	۵۲ (kg SO <sub>2</sub> eq)	اسیدیته
(میرحاجی و همکاران، ۲۰۱۳)	۱/۴	۶۳ (kg NO <sub>x</sub> eq)	اتریفیکاسیون خشکی
(میرحاجی و همکاران، ۲۰۱۳)	۱/۱۴	۳۹۱۶۷ (MJ)	تخلیه منابع فسفیلی
(برنتراب و همکاران، ۲۰۰۴ a)	۱/۲۰	۷/۶۶ (kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> eq)	تخلیه منابع فسفات
(برنتراب و همکاران، ۲۰۰۴ a)	۰/۳۰	۸/۱۴ (kg K <sub>2</sub> O eq)	تخلیه منابع پتاسیم

گروه‌های تأثیر زیست‌محیطی گرمایش جهانی، اسیدیته و اتریفیکاسیون خشکی جزء گروه‌های شاخص زیست‌محیطی

### تفسیر اثرات

واریانس از مقایسه میانگین داده‌ها به روش LSD برای تحلیل نتایج بدست آمده و رسم نمودار استفاده شد. تحلیل‌های مربوطه به روش ارزیابی چرخه حیات نیز با استفاده از نرم افزار MATLAB2014b انجام گردید.

### نتایج و بحث

میانگین عملکرد و انرژی خروجی تولید بادام زمینی در سطوح مختلف مصرف کود نیتروژن در جدول ۵ مشخص گردیده است. همانطور که مشاهده می‌شود در تیمارهای شاهد، ۳۰ و ۶۰ کیلوگرم مصرف نیتروژن در هکتار، عملکرد به ترتیب ۱۶۸۴، ۲۵۰۵ و ۳۵۱۳ کیلوگرم در هکتار عملکرد حاصل شد. در مطالعه دیگری با میانگین مصرف حدود ۵۲ کیلوگرم نیتروژن در هکتار، عملکرد بادام زمینی ۳۲۱۰ کیلوگرم در هکتار گزارش شده است (نیکخواه و همکاران، ۲۰۱۵).

در جدول ۶ میزان مصرف چهار نهاده سوخت دیزل، کود نیتروژن، کود فسفر و کود پتاسیم به ازای تولید یک تن بادام زمینی و تولید ۱۰۰۰ مگاژول انرژی آورده شده است. در این مطالعه برای تخلیه منابع فسیلی سوخت گازوئیل برای تولید و خشک کردن بادام زمینی در نظر گرفته شد. نتایج نشان داد که برای تولید و خشک کردن یک تن بادام زمینی در تیمارهای شاهد، ۳۰ و ۶۰ کیلوگرم مصرف نیتروژن در هکتار به ترتیب ۱۰۲/۴۳، ۶۸/۸۵ و ۴۹/۱۰ لیتر سوخت دیزل مصرف شد. همان‌طور که مشاهده می‌شود برای تولید هر تن محصول با افزایش مقدار مصرف نیتروژن، مقدار کم‌تری نهاده سوخت دیزل مصرف می‌گردد. نتایج تحقیقات دیگر نشان داد که برای تولید و خشک کردن یک تن بادام زمینی در گیلان (نیکخواه و همکاران، ۲۰۱۵) و ۳۶/۶۳ (فیروزی و نیکخواه، ۲۰۱۵) لیتر گازوئیل مصرف می‌شود. میزان مصرف گازوئیل برای تولید یک تن برنج در استان گیلان ۲۵/۰۸ لیتر (پیشگار کومله و همکاران، ۲۰۱۱) و برای تولید یک تن سویا در کردکوی ۸۷/۷۸ لیتر (رمدانی و همکاران، ۲۰۱۱) گزارش شده است. در مجموع میزان مصرف سوخت برای تولید یک تن بادام زمینی از محصول برنج بیشتر ولی از سویا کمتر می‌باشد. میزان مصرف کود نیتروژن برای سه سطح اعمال شده در این مطالعه به ترتیب صفر، ۱۱/۹۷ و ۱۷/۰۸ کیلوگرم به ازای تولید هر تن محصول بادام زمینی بدست آمد. با توجه به اینکه میزان مصرف فسفر و پتاسیم در تمامی کرت‌های آزمایشی ثابت بود، لذا با افزایش عملکرد بادام زمینی در واحد سطح مقادیر مصرف آن‌ها در واحد تولید یک تن یا ۱۰۰۰ مگاژول انرژی تولیدی روندی کاهشی بود.

محسوب می‌شوند. این در حالی است که گروه‌های تأثیر تخلیه منابع فسیلی، تخلیه منابع فسفات و تخلیه منابع پتاسیم جز گروه‌های تأثیر تخلیه منابع<sup>۱</sup> می‌باشند. گروه‌های تأثیر تخلیه منابع، چالشی برای آیندگان محسوب می‌شوند، در حالی که اثرات زیست محیطی گروه‌های تأثیر شاخص زیست محیطی، در مدت زمان نسبتاً کوتاه‌تری قابل مشاهده‌اند (سلطانعلی و همکاران، ۲۰۱۵).

### شاخص زیست محیطی (EcoX)

هرچه شاخص زیست محیطی بزرگ‌تر باشد، نشان‌دهنده‌ی پتانسیل بیشتر در آسیب به محیط زیست است. با ضرب کردن نتایج نرمال‌سازی هر گروه تأثیر در فاکتور وزن‌دهی مربوط به آن و سپس جمع آنها، شاخص زیست محیطی برای یک محصول یا سامانه خاص طبق رابطه‌ی ۲ بدست می‌آید (فلاح‌پور و همکاران، ۲۰۱۲).

(۲)

$$EcoX = \sum_i [E_i \times WF_i]$$

EcoX: شاخص زیست محیطی در واحد کارکردی برای تأثیرات زیست محیطی،  $N_i$ : نتایج نرمال‌سازی برای گروه تأثیر  $i$  در هر واحد کارکردی و  $WF_i$ : فاکتور وزن‌دهی برای هر گروه تأثیر  $i$  است.

### شاخص تخلیه منابع (RDI)

هرچه گروه‌های تأثیر مربوط به تخلیه منابع بیشتر باشد، برای آیندگان مخاطرات بیشتری را به همراه خواهند داشت. همانند شاخص زیست محیطی با ضرب کردن نتایج نرمال‌سازی هر گروه تأثیر تخلیه منابع در فاکتور وزن‌دهی مربوط به آن و سپس جمع آنها، شاخص تخلیه منابع برای یک محصول یا سامانه خاص طبق رابطه‌ی ۳ بدست می‌آید (برنتراب و همکاران، ۲۰۰۴ a).

(۳)

$$RDI = \sum_i [E_i \times WF_i]$$

RDI: شاخص شاخص تخلیه منابع برای هر واحد کارکردی است،  $N_i$ : نتایج نرمال‌سازی برای گروه تأثیر  $i$  در هر واحد کارکردی و  $WF_i$ : فاکتور وزن‌دهی برای هر گروه تأثیر  $i$  است. داده‌های بدست آمده با استفاده از نرم‌افزارهای Excel و MSTAT-C مورد تجزیه آماری قرار گرفتند. علاوه بر تجزیه

1- Eco-Index (EcoX)

2- Resource depletion index

نیکیخواه (فیروزی و نیکیخواه، ۲۰۱۵) نیز در نظام تک کشتی بادام زمینی میزان مصرف کود فسفر و پتاسیم را به ترتیب ۲۴/۵۶ و ۱۹/۸۶ کیلوگرم به ازای تولید هر تن بادام زمینی و در نظام کشت مخلوط به ترتیب ۱۲/۵۹ و ۹/۹۵ کیلوگرم به ازای تولید هر تن بادام زمینی گزارش کرده‌اند.

میانگین مصرف کود فسفر و پتاسیم در این مطالعه به ترتیب ۱۰/۶۵ و ۸/۴۶ کیلوگرم به ازای تولید هر تن بادام زمینی به دست آمد. در مطالعه دیگری نیز مصرف کود فسفر و پتاسیم به ترتیب ۷/۴۴ و ۶/۸۱ کیلوگرم به ازای تولید هر تن بادام زمینی گزارش شده است (نیکیخواه و همکاران، ۲۰۱۵). همچنین فیروزی و

جدول ۵- میانگین عملکرد بادام زمینی و انرژی حاصل از آن در تیمارهای مختلف نیتروژن

انرژی خروجی ( $MJ \cdot ha^{-1}$ )			عملکرد ( $kg \cdot ha^{-1}$ )			تیمارهای نیتروژن نوع محصول
شاهد	۳۰ کیلوگرم	۶۰ کیلوگرم	شاهد	۳۰ کیلوگرم	۶۰ کیلوگرم	
۳۱۵۷۵/۰۰	۴۶۹۷۵/۰۰	۶۵۸۷۵/۰۰	۲۶۳۵/۰۰	۱۸۷۹/۰۰	۱۲۶۳/۰۰	دانه بادام زمینی
۸۱۳۷/۹۳	۱۲۱۰۷/۰۲	۱۶۹۷۸/۱۸	۸۷۸/۳۳	۶۲۶/۳۳	۴۲۱/۰۰	پوست بادام زمینی
۳۹۷۱۲/۹۳	۵۹۰۸۲/۰۲	۸۲۸۵۳/۱۸	۳۵۱۳/۳۳	۲۵۰۵/۳۳	۱۶۸۴/۰۰	کل غلاف بادام زمینی

جدول ۶- میانگین میزان مصرف نیتروژن، فسفات، پتاسیم و سوخت گازوئیل در تیمارهای مختلف نیتروژن

میزان مصرف (واحد بر تن)				میزان مصرف (واحد بر ۱۰۰۰ مگاژول انرژی تولیدی)				تیمارهای نیتروژن منابع
شاهد	۳۰ کیلوگرم	۶۰ کیلوگرم	میانگین	شاهد	۳۰ کیلوگرم	۶۰ کیلوگرم	میانگین	
۱۰۲/۴۳	۶۸/۸۵	۴۹/۱۰	۷۳/۴۶	۴/۳۴	۲/۹۲	۲/۰۸	۳/۱۱	سوخت دیزل (لیتر)
۰/۰۰	۱۱/۹۷	۱۷/۰۸	۹/۶۸	۰/۰۰	۰/۵۱	۰/۷۲	۰/۴۱	نیتروژن (کیلوگرم)
۱۴/۸۵	۹/۹۸	۷/۱۲	۱۰/۶۵	۰/۶۳	۰/۴۲	۰/۳۰	۰/۴۵	فسفر (کیلوگرم)
۱۱/۸۸	۷/۹۸	۵/۶۹	۸/۴۶	۰/۵۰	۰/۳۴	۰/۲۴	۰/۳۶	پتاسیم (کیلوگرم)

جدول ۷- آلاینده‌های منتشر شده در تولید بادام زمینی در تیمارهای مختلف نیتروژن

میزان انتشار (کیلوگرم به ازای تولید یک تن بادام زمینی)						میزان انتشار (کیلوگرم به ازای تولید ۱۰۰۰ مگاژول انرژی)		تیمارهای نیتروژن منبع انتشار
شاهد	۳۰ کیلوگرم	۶۰ کیلوگرم	شاهد	۳۰ کیلوگرم	۶۰ کیلوگرم	ترکیبات انتشار یافته		
-	۲/۴۵۶	۳/۵۰۵	-	۰/۱۰۵	۰/۱۴۸	$NH_3$	کود اوره	
-	۰/۴۱۹	۰/۵۹۷	-	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	$N_2O$	کود اوره	
۰/۰۰۳	۰/۰۰۲	۰/۰۰۱	۰/۰۰۳	۰/۰۱۸	۰/۰۲۵	$N_2O$	سوخت دیزل	
-	۰/۰۵۶	۰/۰۸۰	-	۰/۰۰۲	۰/۰۰۳	$NO_x$	کود اوره	
۲/۳۹۳	۱/۶۰۸	۱/۱۴۷	۲/۳۹۳	۰/۰۶۸	۰/۰۴۹	$NO_x$	سوخت دیزل	
-	۱۰/۹۸۸	۱۵/۶۷۹	-	۰/۴۶۸	۰/۶۶۱	$CO_2$	کود اوره	
۳۲۰/۵۱۱	۲۱۵/۴۳۶	۱۵۳/۶۳۷	۳۲۰/۵۱۱	۹/۱۳۷	۶/۵۰۸	$CO_2$	سوخت دیزل	
-	۰/۰۱۰	۰/۰۱۵	-	۰/۰۰۳	۰/۰۰۱	$CH_4$	کود اوره	
۰/۴۷۲	۰/۳۱۷	۰/۲۲۶	۰/۴۷۲	۰/۰۱۳	۰/۰۱۰	$CH_4$	سوخت دیزل	
-	۰/۰۱۶	۰/۰۲۳	-	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱	$SO_2$	کود اوره	
۰/۶۴۷	۰/۴۳۵	۰/۳۱۰	۰/۶۴۷	۰/۰۱۸	۰/۰۱۳	$SO_2$	سوخت دیزل	



مشاهده است که در انتها برای محاسبه شاخص زیست محیطی (EcoX) و شاخص تخلیه منابع (RDI) مورد استفاده قرار می-گیرند.

پتانسیل گرمایش جهانی تولید هر تن بادام زمینی برای تیمارهای مختلف نیتروژن (شاهد، ۳۰ و ۶۰ کیلوگرم در هکتار) به ترتیب برابر با ۳۴۱/۵۳، ۳۷۰/۵۷ و ۳۶۴/۹۲ کیلوگرم معادل دی اکسید کربن بود. در مطالعه دیگری پتانسیل گرمایش جهانی برای تولید هر تن بادام زمینی معادل ۳۱۱ kg CO<sub>2</sub> eq گزارش شد (نیکخواه و همکاران، ۲۰۱۵). فیروزی و نیکخواه (۲۰۱۵) نیز در نظام های تک کشتی بادام زمینی و کشت مخلوط بادام زمینی- لوبیا به ترتیب ۲۵۴/۷۳ kg CO<sub>2</sub> eq و ۱۷۴/۴۳ kg CO<sub>2</sub> eq گزارش نمودند. در مطالعه این محققان گزارش شده بود که در نظام تک کشتی بادام زمینی کود نیتروژن بیشتری مصرف می شد. شاخص طبقه بندی گروه تأثیر گرمایش جهانی در بخش زراعی تولید گندم ۱۱۹/۵ kg CO<sub>2</sub> eq (وانگ و همکاران، ۲۰۰۷)، برای تولید یک تن چغندر قند ۲۲/۹ kg CO<sub>2</sub> eq (میرحاجی و همکاران، ۲۰۱۲) گزارش شده است. نتایج بیانگر پتانسیل گرمایش جهانی نسبتاً زیاد تولید بادام زمینی در استان گیلان در مقایسه با این محصولات است که از دلایل این امر، مصرف نسبتاً زیاد سوخت دیزل برای تولید بادام زمینی در منطقه می باشد.

میزان آلاینده های انتشار یافته در تولید بادام زمینی بر مبنای تیمارهای مختلف نیتروژن در جدول ۷ ارائه شده است. میزان انتشار آلاینده های NH<sub>3</sub>، N<sub>2</sub>O، NO<sub>x</sub>، CO<sub>2</sub>، CH<sub>4</sub> و SO<sub>2</sub> برای تولید یک تن بادام زمینی در تیمار شاهد به ترتیب صفر، ۰/۰۰۴، ۰/۰۰۴، ۲/۴۵۰، ۳۳۰/۱۰۴، ۰/۴۹۰ و ۰/۷۶۷ کیلوگرم به ازای هر تن بادام زمینی محاسبه گردید. به همین ترتیب در تیمار مصرف ۳۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به ترتیب ۲/۴۶، ۰/۴۲، ۱/۷۰، ۲۳۲/۸۷، ۰/۳۴ و ۰/۵۳ کیلوگرم به ازای هر تن بادام زمینی مشاهده شد. این مقادیر در تیمار مصرف ۶۰ کیلوگرم نیتروژن نیز به ترتیب به مقادیر ۳/۵۱، ۰/۶۰، ۱/۲۵، ۱۷۳/۹۲، ۰/۲۵، ۰/۳۹ کیلوگرم به ازای هر تن بادام زمینی تغییر کرد. همانطور که ملاحظه می شود با افزایش مصرف نیتروژن در هکتار انتشار N<sub>2</sub>O، NH<sub>3</sub> روند افزایشی به ازای تولید هر تن بادام- زمینی داشت. در عین حالی با افزایش مصرف نیتروژن در هکتار، انتشار SO<sub>2</sub>، CH<sub>4</sub>، CO<sub>2</sub>، NO<sub>x</sub> به ازای هر تن تولید روندی کاهشی را نشان داد.

شاخص های طبقه بندی گروه های تأثیر به ازای تولید یک تن بادام زمینی و همچنین به ازای تولید ۱۰۰۰ مگاژول انرژی تولیدی به ترتیب در جدول های ۸ و ۹ آورده شده است. شاخص های نرمال سازی و شاخص های وزن داده شده نیز در این جداول قابل

جدول ۸- نتایج ارزیابی میانگین اثرات برای تولید یک تن بادام زمینی

تیمارهای نیتروژن / گروه تأثیر	شاخص طبقه بندی			شاخص نرمال سازی			شاخص نهایی		
	شاهد	۳۰ کیلوگرم	۶۰ کیلوگرم	شاهد	۳۰ کیلوگرم	۶۰ کیلوگرم	شاهد	۳۰ کیلوگرم	۶۰ کیلوگرم
گرمایش جهانی	(kgCO <sub>2</sub> eq)	(kgCO <sub>2</sub> eq)	(kgCO <sub>2</sub> eq)	۰/۰۴	۰/۰۵	۰/۰۴	۰/۰۵	۰/۰۵	۰/۰۵
اسیدیته	(kgSO <sub>2</sub> eq)	(kgSO <sub>2</sub> eq)	(kgSO <sub>2</sub> eq)	۰/۰۴	۰/۱۰	۰/۱۳	۰/۱۹	۰/۲۳	۰/۲۳
اتریفیکاسیون خشکی	(kgNO <sub>x</sub> eq)	(kgNO <sub>x</sub> eq)	(kgNO <sub>x</sub> eq)	۰/۰۵	۰/۲۰	۰/۲۷	۰/۲۹	۰/۳۸	۰/۳۸
تخلیه منابع فسفیلی	(MJ)	(MJ)	(MJ)	۰/۱۵	۰/۱۰	۰/۰۷	۰/۱۱	۰/۰۸	۰/۰۸
تخلیه منابع فسفات	(kgP <sub>2</sub> O <sub>5</sub> eq)	(kgP <sub>2</sub> O <sub>5</sub> eq)	(kgP <sub>2</sub> O <sub>5</sub> eq)	۰/۴۸	۰/۳۳	۰/۲۳	۰/۳۹	۰/۲۸	۰/۲۸
تخلیه منابع پتاسیم	(kgK <sub>2</sub> Oeq)	(kgK <sub>2</sub> Oeq)	(kgK <sub>2</sub> Oeq)	۰/۱۵	۰/۱۰	۰/۰۷	۰/۰۳	۰/۰۲	۰/۰۲

۳۰ و ۶۰ کیلوگرم در هکتار) به ترتیب برابر با ۲/۹۶، ۱۲/۸۶ و ۱۶/۹۳ بر حسب  $\text{kg NO}_x \text{ eq}$  محاسبه شد. این شاخص در شرایطی که میانگین مصرف نیتروژن ۵۲ کیلوگرم در هکتار بود،  $\text{kg NO}_x \text{ eq}$  ۱۶/۲۲ گزارش شد (نیکخواه و همکاران، ۲۰۱۵). شاخص طبقه‌بندی اوتریفیکاسیون برای تولید کلزا و آفتابگردان نیز در شیلی به ترتیب  $\text{kg NO}_x \text{ eq}$  ۷/۲ و ۹ محاسبه شد (ایریارت و همکاران، ۲۰۱۰).

تخلیه منابع فسیلی به ترتیب ۵۷۶۷، ۳۸۷۶ و ۲۷۶۴ بر حسب MJ برای تیمارهای مختلف نیتروژن (شاهد، ۳۰ و ۶۰ کیلوگرم در هکتار) بود. همچنین تخلیه منابع فسفات با مقادیر ۳/۷۱، ۲/۵۰ و ۱/۷۸ بر حسب  $\text{kg P}_2\text{O}_5 \text{ eq}$  به ترتیب متعلق به تیمارهای شاهد، ۳۰ و ۶۰ کیلوگرم مصرف نیتروژن در هکتار بود. به همین ترتیب تیمارها تخلیه منابع پتاسیم نیز ۱/۲۵، ۰/۸۴ و ۰/۶۰ بر حسب  $\text{kg K}_2\text{O eq}$  بدست آمد (جدول ۸).

شاخص طبقه‌بندی گروه تاثیر اسیدبته برای تولید یک تن بادام‌زمینی برای تیمارهای مختلف نیتروژن (شاهد، ۳۰ و ۶۰ کیلوگرم در هکتار) به ترتیب برابر با ۲/۱۵، ۵/۴۲ و ۶/۷۱ بر حسب  $\text{kg SO}_2 \text{ eq}$  محاسبه شد. همچنین در مطالعه دیگری این شاخص با میانگین مصرف حدود ۵۲ کیلوگرم نیتروژن در هکتار،  $\text{kg SO}_2 \text{ eq}$  ۶/۲۵ گزارش شده است (نیکخواه و همکاران، ۲۰۱۵). فیروزی و نیکخواه (۲۰۱۵) نیز در نظام‌های تک‌کشتی بادام‌زمینی و کشت مخلوط بادام‌زمینی-لویبا به ترتیب  $\text{kg SO}_2 \text{ eq}$  ۵/۸۸ و  $\text{kg SO}_2 \text{ eq}$  ۳/۵۹ گزارش کردند. در تحقیقی روی تولید گندم این شاخص  $\text{kg SO}_2 \text{ eq}$  ۴ بدست آمد (وانگ و همکاران، ۲۰۰۷). شاخص طبقه‌بندی گروه تاثیر اسیدبته برای تولید کلزا و آفتابگردان در شیلی به ترتیب  $\text{kg SO}_2 \text{ eq}$  ۱۹ و ۲۳ محاسبه شد (ایریارت و همکاران، ۲۰۱۰). شاخص طبقه‌بندی گروه تاثیر اوتریفیکاسیون خشکی برای تولید یک تن بادام‌زمینی برای تیمارهای مختلف نیتروژن (شاهد،

جدول ۹- نتایج ارزیابی میانگین اثرات برای تولید ۱۰۰۰ مگاژول انرژی

تیمارهای نیتروژن / گروه تاثیر	شاخص طبقه‌بندی			شاخص نرمال‌سازی			شاخص نهایی		
	شاهد	۳۰ کیلوگرم	۶۰ کیلوگرم	شاهد	۳۰ کیلوگرم	۶۰ کیلوگرم	شاهد	۳۰ کیلوگرم	۶۰ کیلوگرم
گرمایش جهانی	( $\text{kgCO}_2\text{eq}$ ) ۱//۲۴	( $\text{kgCO}_2\text{eq}$ ) ۱۵/۷۴	( $\text{kgCO}_2\text{eq}$ ) ۱۵/۴۲	۰/۰۰۱	۰/۰۰۲	۰/۰۰۲	۰/۰۰۱	۰/۰۰۲	۰/۰۰۲
اسیدبته	( $\text{kgSO}_2\text{eq}$ ) ۰/۰۷	( $\text{kgSO}_2\text{eq}$ ) ۰/۲۳	( $\text{kgSO}_2\text{eq}$ ) ۰/۲۸	۰/۰۰۱	۰/۰۰۴	۰/۰۰۵	۰/۰۰۱	۰/۰۰۸	۰/۰۱۰
اتریفیکاسیون خشکی	( $\text{kgNO}_x\text{eq}$ ) ۰/۱۰	( $\text{kgNO}_x\text{eq}$ ) ۰/۵۵	( $\text{kgNO}_x\text{eq}$ ) ۰/۷۱	۰/۰۰۲	۰/۰۰۹	۰/۰۱۱	۰/۰۰۲	۰/۰۱۲	۰/۰۱۶
تخلیه منابع فسیلی	(MJ) ۱۸۸/۰۸	(MJ) ۱۶۴/۴۳	(MJ) ۱۱۷/۱۲	۰/۰۰۵	۰/۰۰۴	۰/۰۰۳	۰/۰۰۵	۰/۰۰۵	۰/۰۰۳
تخلیه منابع فسفات	( $\text{kgP}_2\text{O}_5\text{eq}$ ) ۰/۱۶	( $\text{kgP}_2\text{O}_5\text{eq}$ ) ۰/۱۱	( $\text{kgP}_2\text{O}_5\text{eq}$ ) ۰/۰۸	۰/۰۲۱	۰/۰۱۴	۰/۰۱۰	۰/۰۲۵	۰/۰۱۶	۰/۰۱۲
تخلیه منابع پتاسیم	( $\text{kgK}_2\text{Oeq}$ ) ۰/۰۵	( $\text{kgK}_2\text{Oeq}$ ) ۰/۰۴	( $\text{kgK}_2\text{Oeq}$ ) ۰/۰۳	۰/۰۰۶	۰/۰۰۴	۰/۰۰۳	۰/۰۰۲	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱

کودی ۶۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار بود (گوهری و نورحسینی، ۲۰۱۰).

نتایج تجزیه واریانس اثرات زیست‌محیطی و تخلیه منابع نیز نشان داد که بین تیمارهای مختلف نیتروژن از لحاظ اسیدبته، اتریفیکاسیون خشکی، تخلیه منابع فسیلی، تخلیه منابع فسفات و تخلیه منابع پتاسیم (در سطح احتمال ۱ درصد) تفاوت معنی‌داری وجود داشت (جدول ۱۰). همانطوری که افزایش مصرف نیتروژن

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که بین سطوح مختلف نیتروژن تفاوت معنی‌داری از لحاظ عملکرد بادام‌زمینی در واحد سطح وجود داشت (جدول ۱۰). افزایش نیتروژن گیاه، زمینه را برای بالا بردن مقدار کلروفیل در برگ فراهم می‌کند و افزایش عملکرد را به همراه دارد (پنج‌تن‌دوست، ۲۰۰۸). در مطالعه مشابه نیز بیشترین میانگین عملکرد غلاف بادام‌زمینی مربوط به تیمار

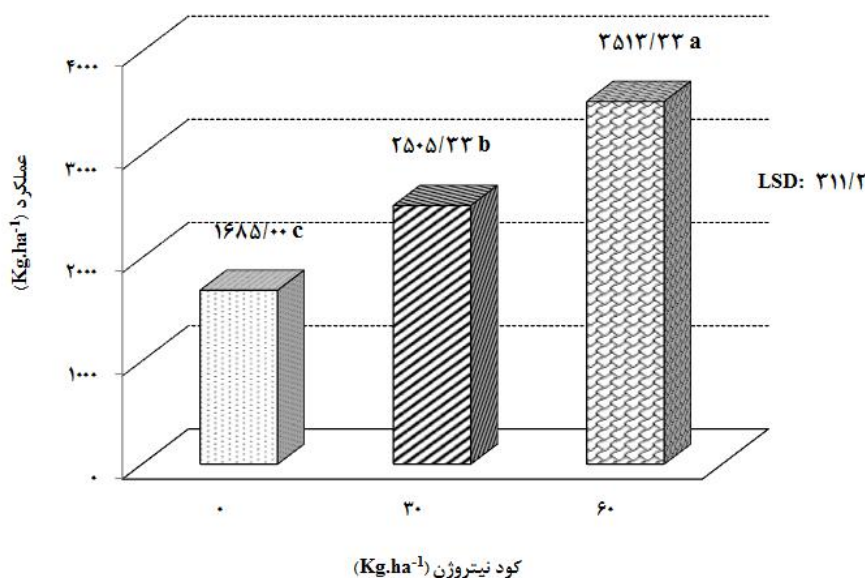
منجر به کاهش اثرات زیست محیطی گروه‌های تأثیر تخلیه منابع فسیلی، تخلیه منابع فسفات و تخلیه منابع پتاسیم را در هر تن تولید بادام زمینی می‌گردد (شکل‌های ۵، ۶ و ۷). هرچند افزایش مصرف کود نیتروژن به دلیل افزایش عملکرد در واحد سطح باعث کاهش گروه‌های تأثیر تخلیه منابع را در واحد تولیدی می‌شود؛ اما این امر نمی‌تواند چالش مربوط به آیندگان را بکاهد. زیرا که در مجموع تخلیه منابع در دوره‌ی زمانی مشخص تولید، ثابت باقی می‌ماند.

باعث افزایش تولید بادام زمینی در واحد سطح می‌شود (شکل ۱)، در عین حال اثرات مخرب زیست محیطی گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی، اسیدیته و اتریفیکاسیون خشکی به دلیل افزایش مصرف نیتروژن افزایش می‌یابد (شکل‌های ۲، ۳ و ۴). بنابراین، افزایش مصرف نیتروژن، موجب افزایش اثرات مخرب زیست محیطی در قالب گروه‌های تأثیر زیست محیطی (گرمایش جهانی، اسیدیته و اتریفیکاسیون خشکی) می‌گردد. همچنین، نتایج این مطالعه در خصوص تخلیه منابع حاکی از آن است که با افزایش مصرف کود نیتروژن و به تبع آن افزایش عملکرد بادام زمینی،

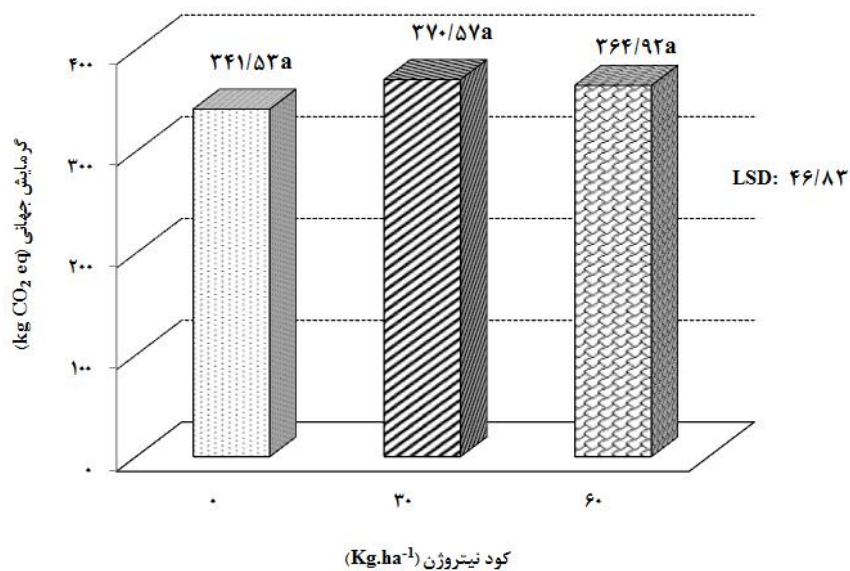
جدول ۱۰- تجزیه واریانس اثر تیمارهای مختلف نیتروژن بر عملکرد (در یک هکتار) و اثرات زیست محیطی (در یک تن تولید)

منبع تغییرات	درجه آزادی	عملکرد بادام زمینی	گرمایش جهانی	اسیدیته	اتریفیکاسیون خشکی	تخلیه منابع فسیلی	تخلیه منابع فسفات	تخلیه منابع پتاسیم
میانگین مربعات								
تکرار	۲	۱۴۰۸۲/۳۳	۴۵۹/۸۳۹	۰/۰۳۹	۰/۱۴۴	۹۹۴۶۸/۳۰۴	۰/۰۴۱	۰/۰۰۵
تیمارهای نیتروژن	۲	۲۵۱۸۵۵۷/۴۳**	۶۷۸/۲۱۹ <sup>ns</sup>	۱۶/۵۳۵**	۱۵۵/۰۸۸**	۷۰۱۴۸۴۰/۶۷۲**	۲/۹۰۵**	۰/۳۲۸**
خطا	۴	۱۸۸۳۹/۶۸۵	۴۲۶/۷۴۱	۰/۰۷۰	۰/۳۹۵	۷۸۲۴۲/۸۱۵	۰/۰۳۲	۰/۰۰۴
ضریب تغییرات (%)		۵/۳۵	۵/۷۴	۵/۵۴	۵/۷۴	۶/۷۴	۶/۷۵	۶/۷۷

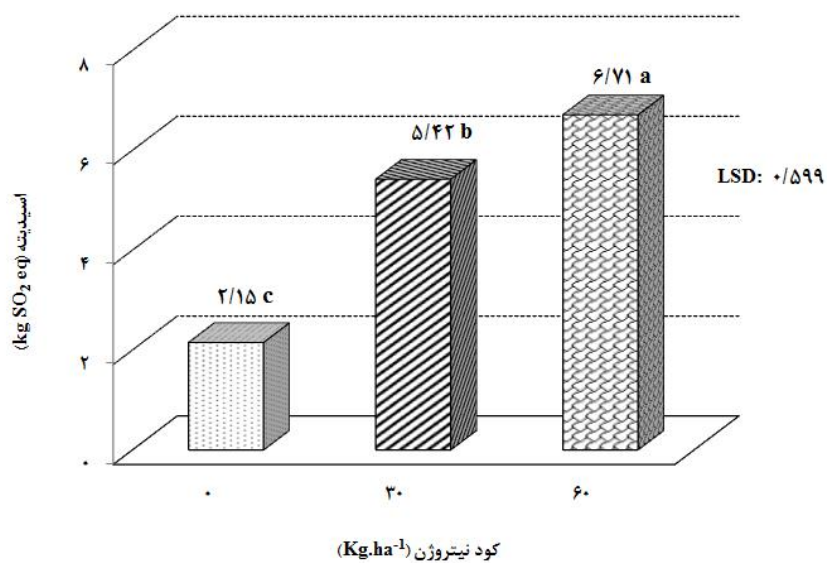
<sup>ns</sup> عدم معنی داری، \* معنی داری در سطح احتمال ۵٪ و \*\* معنی داری در سطح احتمال ۱٪



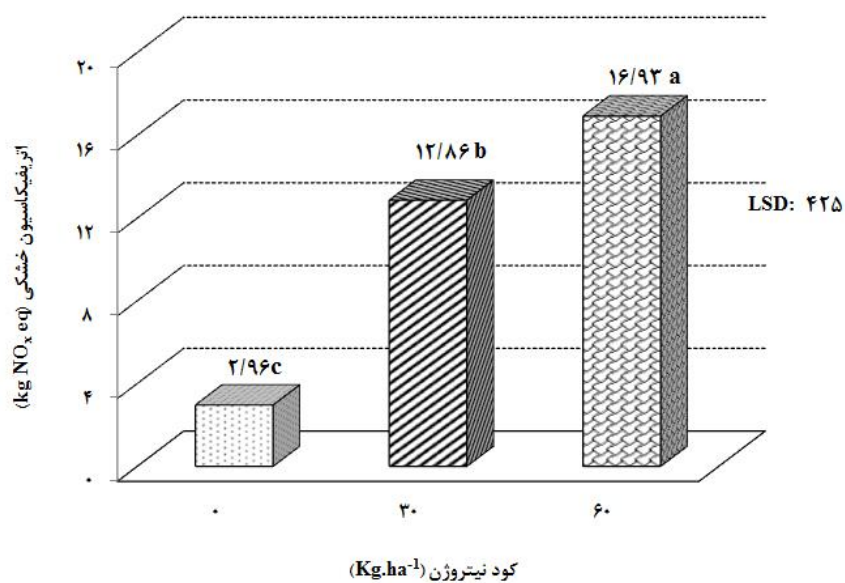
شکل ۱- اثر تیمارهای مختلف کود نیتروژن بر عملکرد بادام زمینی در واحد سطح



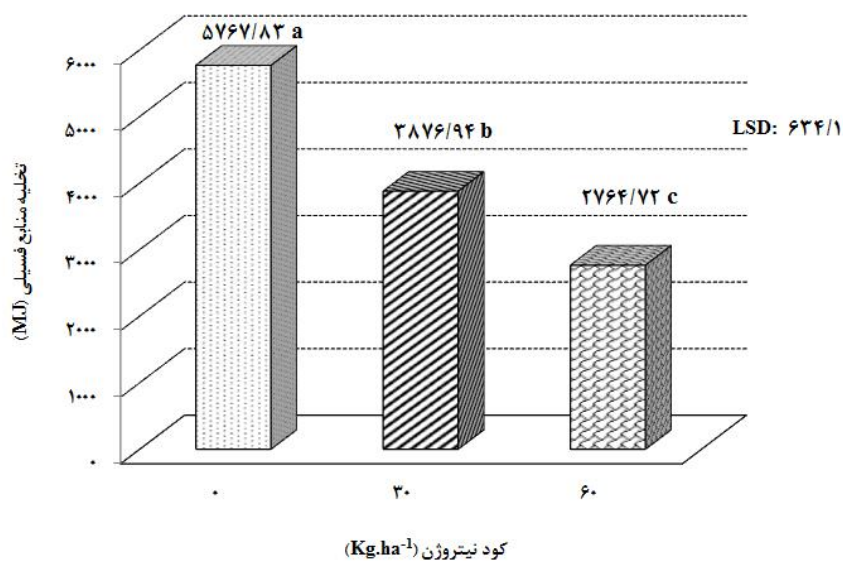
شکل ۲- اثر تیمارهای مختلف کود نیتروژن بر شاخص زیست محیطی گرمایش جهانی به ازای تولید یک تن بادام زمینی



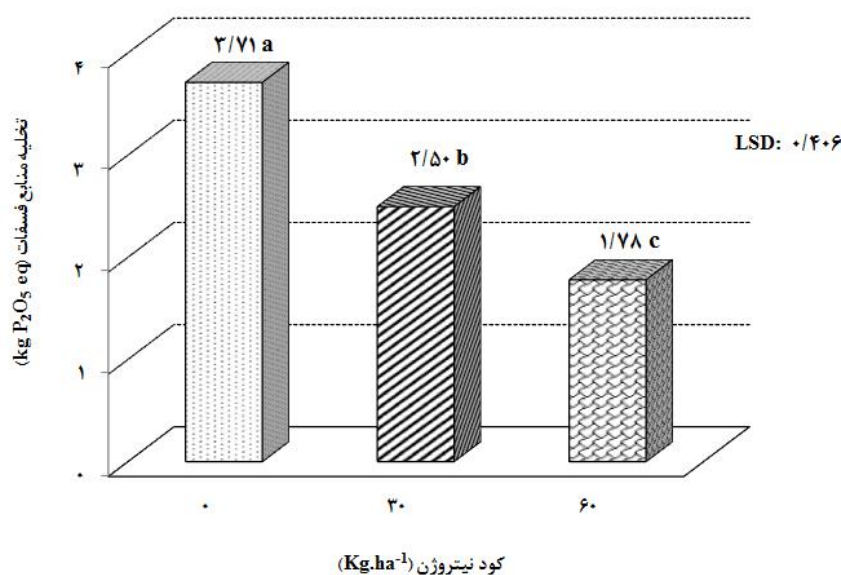
شکل ۳- اثر تیمارهای مختلف کود نیتروژن بر شاخص زیست محیطی اسیدیتنه به ازای تولید یک تن بادام زمینی



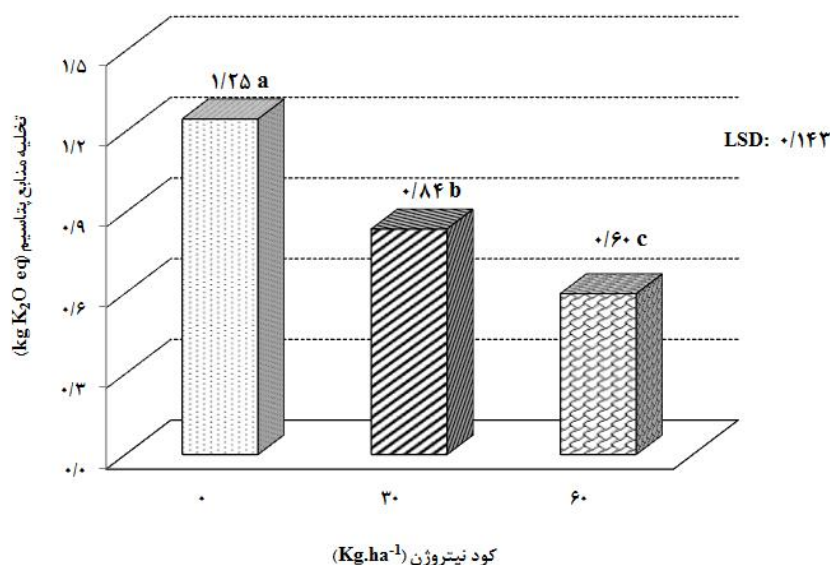
شکل ۴- اثر تیمارهای مختلف کود نیتروژن بر شاخص زیست محیطی اتریفیکاسیون خشکی به ازای تولید یک تن بادام زمینی



شکل ۵- اثر تیمارهای مختلف کود نیتروژن بر تخلیه منابع فسفوری به ازای تولید یک تن بادام زمینی



شکل ۶- اثر تیمارهای مختلف کود نیتروژن بر تخلیه منابع فسفات به ازای تولید یک تن بادام زمینی



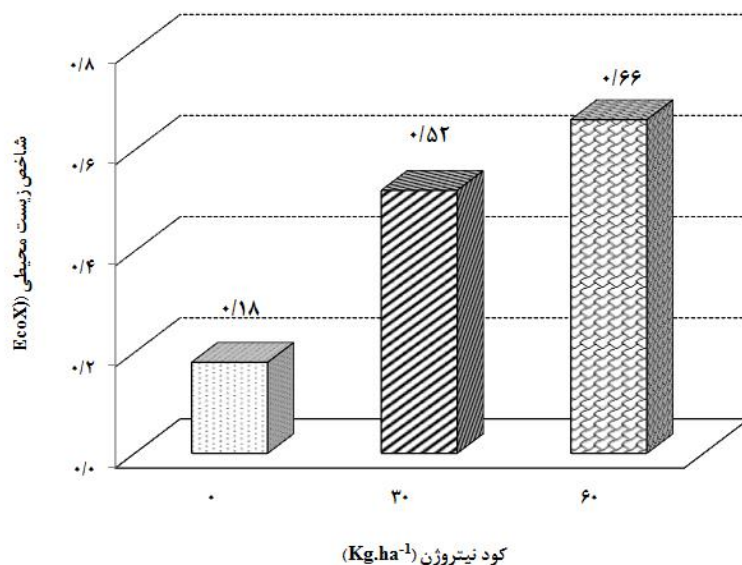
شکل ۷- اثر تیمارهای مختلف کود نیتروژن بر تخلیه منابع پتاسیم به ازای تولید یک تن بادام زمینی

۰/۵۲ و ۰/۶۶ به دست آمد. در مجموع، گروه‌های تأثیر زیست محیطی (گرمایش جهانی، اسیدیته و اوتریفیکاسیون خشکی) بیش‌ترین آسیب به محیط زیست را در مصرف مقادیر بالاتر کود نیتروژن داشتند. مطالعه دیگری نیز در استان گیلان گزارش شده است که با میانگین مصرف نیتروژن حدود ۵۲ کیلوگرم در هکتار، شاخص زیست‌محیطی برای تولید یک تن بادام‌زمینی برابر با ۰/۶۲ بود (نیکخواه و همکاران، ۲۰۱۵). در سامانه تولید

پس از دسته‌بندی نتایج نرمال‌سازی ارائه شده در جدول ۸ شاخص زیست‌محیطی (EcoX) در تولید یک تن بادام‌زمینی برای تیمارهای مختلف نیتروژن محاسبه گردید که در شکل ۸ مشاهده می‌شود. نتایج نشان داد که شاخص زیست‌محیطی (EcoX) در تولید یک تن بادام‌زمینی با در نظر گرفتن گرمایش جهانی، اسیدیته و اوتریفیکاسیون خشکی برای تیمارهای شاهد، ۳۰ و ۶۰ کیلوگرم مصرف نیتروژن در هکتار به ترتیب ۰/۱۸،

اوتریفیکاسیون خشکی و تغییر کاربری زمین شاخص زیست محیطی حدود ۰/۲ بدست آمد (برنتراب و همکاران، ۲۰۰۴ a).

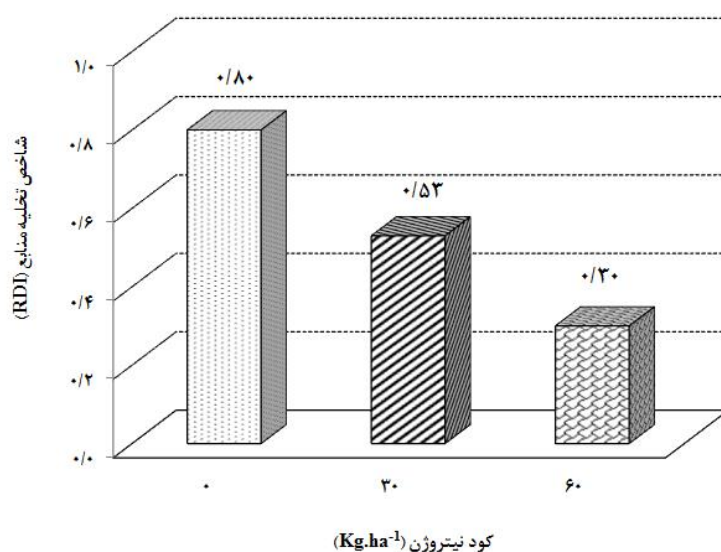
گندم با مصرف ۱۴۴ کیلوگرم نیتروژن در هکتار و با در نظر گرفتن چهار اثر زیست محیطی گرمایش جهانی، اسیدیته،



شکل ۸- اثر تیمارهای مختلف کود نیتروژن بر شاخص زیست محیطی (EcoX) در تولید یک تن بادام زمینی

محیطی (گرمایش جهانی، اسیدیته و اوتریفیکاسیون خشکی) بیشترین آسیب به محیط زیست را در مصرف مقادیر بالاتر کود نیتروژن داشتند. در مطالعه‌ای دیگر نیز برای نظام تک‌کشتی و کشت مخلوط بادام زمینی در استان گیلان به ترتیب ۲/۶۹ و ۳/۶۱ گزارش شد (فیروزی و نیکخواه، ۲۰۱۵).

شاخص تخلیه منابع (RDI) نیز برای تولید یک تن بادام-زمینی با در نظر گرفتن مصرف سوخت دیزل، مصرف کود فسفات و مصرف کود پتاسیم برای تیمارهای شاهد، ۳۰ و ۶۰ کیلوگرم مصرف نیتروژن در هکتار به ترتیب ۰/۸۰، ۰/۵۳ و ۰/۳۰ محاسبه شد (شکل ۹). در مجموع، گروه‌های تاثیر زیست



شکل ۹- اثر تیمارهای مختلف کود نیتروژن بر شاخص تخلیه منابع (RDI) در تولید یک تن بادام زمینی

## نتیجه‌گیری

این مطالعه به بررسی اثرات مصرف مقادیر مختلف کود نیتروژن بر روی اثرات زیست محیطی تولید بادام‌زمینی پرداخت. نتایج نشان داد که با افزایش مصرف کود نیتروژن در هکتار، میزان انتشار آلاینده‌های  $\text{NH}_3$  و  $\text{N}_2\text{O}$  افزایش یافت. این امر منجر به افزایش اثرات مخرب زیست محیطی تولید بادام‌زمینی در مصرف مقادیر بالاتر کود نیتروژن گشت. این در حالی بود که مصرف مقادیر بالاتر کود نیتروژن، منجر به کاهش اثرات مخرب زیست محیطی در قالب گروه‌های تاثیر تخلیه منابع شد. نتایج نشان می‌دهد که با جایگزینی منبع نیتروژن مورد نیاز با کودی

بایئانسیل کم‌تر آلاینده‌گی زیست محیطی، ضمن کاهش اثرات مخرب زیست محیطی گروه‌های تخلیه منابع، می‌توان اثرات سوء زیست محیطی گروه‌های تاثیر گرمایش جهانی، اسیدپته و اوتریفیکاسیون خشکی را نیز کاهش داد.

## سپاسگزاری

این مقاله مستخرج از طرح پژوهشی اجرا شده در باشگاه پژوهشگران جوان و نخبگان دانشگاه آزاد اسلامی واحد رشت می‌باشد، لذا از حمایت مالی حوزه معاونت پژوهشی دانشگاه آزاد اسلامی واحد رشت کمال تشکر و قدردانی را داریم.

## منابع

- طاهری‌راد، ع. نیکخواه، ا. خجسته‌پور، م. و نوروزیه، ش. ۱۳۹۴. بررسی انتشار گازهای گلخانه‌ای، تحلیل انرژی و هزینه‌های تولید پنبه در استان گلستان، نشریه ماشین‌های کشاورزی، ۵(۲): ۴۲۸-۴۴۵.
- ملافیلابی، ع. خرم دل، س. امین غفوری، ا. حسینی، م. ۱۳۹۳. بررسی اثرات زیست محیطی نظام تولید زعفران در استان خراسان بر مبنای کود نیتروژن با استفاده از ارزیابی چرخه حیات. پژوهش‌های زعفران. ۲: ۱۶۵-۱۷۹.
- نورحسینی، س.ع، صفرزاده، م.ن. و صادقی، س.م. ۱۳۹۵. بررسی اثر منطقه تولید و وزن بذر بر برخی خصوصیات مرتبط با قابلیت جوانه‌زنی و بینه گیاهچه بادام زمینی (*Arachis hypogaea* L). مجله علوم و فناوری بذر ایران. ۵(۱): ۷۵-۹۱.
- Bacenetti, J., Pessina, D., Marco Fiala, M., 2016. Environmental assessment of different harvesting solutions for Short Rotation Coppice plantations. *Science of the Total Environment* 541, 210-217.
- Bell, M.J., Muchow, R.C. and Wilson, G.L. 1987. The effect of plant population on peanuts (*Arachis hypogaea*) in a monsoonal tropical environmental. *Field Crop Res.* 17: 91-107.
- Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., and Lammel, J. 2004a. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology: I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. *European Journal of Agronomy*, 20(3): 247-264.
- Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J. and Kuhlmann, H. 2000. Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(6): 349-357.
- Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., Barraclough, P., and Kuhlmann, H. 2004b. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems. *European Journal of Agronomy*, 20(3): 265-279.
- CPM, (2007) SPINE@CPM database. Competence center in environmental assessment of product and material systems (CPM), Chalmers University of Technology, Goteborg.
- Dehghani, H. 2007. Guide to Air Quality, Principles of Meteorology and Air Pollution. Publications of Ghashie. Tehran, Iran 402 p.
- Emadi, B., Nikkhah A., Khojastehpour, M., Payman, S.H. 2015. Effect of farm size on energy consumption and input costs of peanut production in Guilan province of Iran. *Journal of Agricultural Machinery*, 5(1): 217-227.
- Erdal, G., Esengün, K., Erdal, H., Gündüz, O. 2007. Energy use and economical analysis of sugar beet production in Tokat province of Turkey. *Energy*, 32: 35-41.
- Fallahpour, F., Aminghafouri, A., Ghalegolab-Behbahani, A., Bannayan, M., 2012. The environmental impact assessment of wheat and barley production by using life cycle assessment (LCA) methodology. *Environ. Dev. Sustain.* 14: 979-992.
- FAO. 2010. Production statistics of crops. Food and Agriculture Organization (<http://faostat.fao.org/site/567/default.aspx#ancor>).



- Fasina, O.O. 2008. Physical properties of peanut hull pellets. *Bioresource Technology*, 99(5): 1259-1266.
- Firouzi, S. and Nikkhah, A. 2015. Life cycle assessment of peanut production in sole cropping and mixed intercropping with bean systems. *Journal of Plant Ecophysiology*, 7(22): 268-279.
- Gardner, F.P. and Auma, E.O. 1988. Canopy structure, light interception, yield and market quality of peanut genotypes as influenced by planting pattern and planting date. *Field Crop Res.* 20: 13-29.
- Gasol, C.M., Gabarrell, X., Anton, A., Rigola, M., Carrasco, J., Ciria, P., Solano, M.L., and Rieradevall, J. 2007. Life cycle assessment of a Brassica carinata bioenergy cropping system in southern Europe. *Biomass and Bioenergy*, 31(8): 543-555.
- Goebes, M.D., Strader, R., and Davidson, C. 2003. An ammonia emission inventory for fertilizer application in the United States. *Atmospheric Environment* 37(18): 2539-2550.
- Gohari, A.A. 2010. Effect Investigation of Irrigation Management and Nitrogen Fertilizer on Yield and its Components on Peanut (*Arachis hypogaea* L.) In Guilan Province. M.S.c Thesis of Irrigation: Irrigation and Drainage. Islamic Azad University of Shooshtar Branch. 99p.
- Gohari, A.A. and Noorhosseini, S.A. 2010. Effects of Iron and Nitrogen Fertilizers on Yield and Yield Components of Peanut (*Arachis hypogaea* L.) in Astaneh Ashrafiyeh, Iran. *American-Eurasian J. Agric. & Environ. Sci.*, 9(3): 256-262.
- Hosseinzadeh, A. R., Esfahani, M., Asghari, J., Safarzadeh, M. N. and Rabiei, B. 2009. Effect of sulfur fertilizer on growth and yield of peanut (*Arachis hypogaea* L.). *Journal of Sciences and Technology of Agriculture and Natural Resources*, 48: 27-38.
- Iriarte, A., Rieradevall, J., and Gabarrell, X. 2010. Life cycle assessment of sunflower and rapeseed as energy crops under Chilean conditions. *Journal of Cleaner Production*, 18(4): 336-345.
- Khanali, M., Movahedi, M., Yousefi, M., Jahangiri, S., Khoshnevisan, B. 2016. Investigating energy balance and carbon footprint in saffron cultivation – a case study in Iran. *Journal of Cleaner Production*, 115, 162-171.
- Khorramdel, S. 2011. Evaluation of the potential of carbon sequestration and life cycle assessment (LCA) approach in different management systems for corn. PhD thesis, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran.
- Khorramdel, S., Rezvani-Moghaddam, P., Amin-Ghafari, A., 2014. Evaluation of environmental impacts for wheat Agroecosystems of Iran by using Life Cycle Assessment methodology. *Cereal Research* 4(1), 27-44.
- Kirchmann, H., Thorvaldsson, G., 2000. Challenging targets for future agriculture. *European Journal of Agronomy*, 12: 145–161.
- Liu, Y., Langer, V., Høgh-Jensen, H., Egelyng, H., 2010. Life Cycle Assessment of fossil energy use and greenhouse gas emissions in Chinese pear production. *Journal of Cleaner Production*, 18: 1423-1430.
- Mengel, K., and Kirby, E. 1978. Principle of Plant Nutrition. International Potosh Institute, Berne. Pp: 150-159.
- Mirhaji, H., Khojastehpour, M., Abaspour-fard, M.H., and Mahdavi Shahri, S.M. 2012. Environmental impact study of sugar beet production using life cycle assessment in Khorasan province. *Agroecology*, 4: 112-120.
- Mirhaji, H., Khojastehpour, M., and Abaspour-fard, M.H. 2013. Environmental effects of wheat production in Marvdasht region. *Journal of Natural Environment*, 66(2): 223-232.
- Mishra, S. N. and Singh, A. P. 1989. Studies on sulphur and phosphorus availability and uptake by groundnut. *Legume Res.*, 12(4): 160-164.
- Mohammadi, A., Tabatabaefar, A., Shahin, S., Rafiee, S., Keyhani, A., 2008. Energy use and economical analysis of potato production in Iran a case study: Ardabil province. *Energy Conversion and Managemen*, 49: 3566-3570.
- Mohammadi, K., Sohrabi, Y., 2014. Effects of integrated methods of fertilization on soil nitrogen, phosphorus, biological properties, and canola traits. *Iranian Journal of Soil Research*, 28(1): 27-38 .
- Nikkhah, A., Emadi, B., Soltanali, H., Firouzi, S., Rosentrater, K., Allahyari, M.S. 2016. Integration of Life Cycle Assessment and Cobb-Douglas Modeling for the Environmental Assessment of Kiwifruit in Iran, *Journal of Cleaner Production*, 2016, 137, 843-849.

- Nikkhah, A., Khojastehpour, A., Emadi, B., Taheri-Rad, A.R., Khorramdel, S. 2015. Environmental impacts of peanut production system using life cycle assessment methodology. *Journal of Cleaner Production*, 92: 84-90.
- Ozkan, B., Akcaoz, H., and Fert, C. 2004. Energy input-output analysis in Turkish agriculture. *Renewable Energy* 29(1): 39-51.
- Panjtandoust, M., 2008. Effect of iron on yield quality and quantity of Peanut (*Arachis hypogaea* L.) plants in Guilan province. Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements for the Degree of Master of Science in Agronomy, Crop Physiology. Tarbiat Modares University, 100 p.
- Pishgar-Komleh, S.H., Sefeedpari, P., and Rafiee, S. 2011. Energy and economic analysis of rice production under different farm levels in Guilan province of Iran. *Energy* 36(10): 5824-5831.
- Ramedani, Z., Rafiee, S., and Heidari, M.D. 2011. An investigation on energy consumption and sensitivity analysis of soybean production farms. *Energy*, 36(11): 6340-6344.
- Snedecor, G.W. and Cochran, W.G. 1989. *Statistical Methods*. Iowa State University Press.
- Snyder, C.S., Bruulsema, T.W., Jensen, T.L., and Fixen, P.E. 2009. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133(3-4): 247-266.
- Soltanali, H., Emadi, B., Rohani, A., Khojastehpour, M., Nikkhah, A. 2015. Life cycle assessment modeling of milk production in Iran, *Information Processing in Agriculture*, 2015, 2: 101-108.
- Soltani, A., Rajabi, M.H., Zeinali, E. and Soltani, E. 2010. Evaluation of environmental impact of crop production using LCA: wheat in Gorgan. *Electronic Journal of Crop Production* 3(3): 201-218.
- Tzilivakis, J., Warner, D.J., May, M., Lewis, K.A. and Jaggard, K. 2005. An assessment of the energy inputs and greenhouse gas emissions in sugar beet (*Beta vulgaris*) production in the UK. *Agricultural Systems*, 85(2): 101-119.
- Wang, M., Wu, W., Liu, W., and Bao, Y. 2007. Life cycle assessment of the winter wheat-summer maize production system on the North China Plain. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 14(4): 400-407.
- Wang, M., Xia, X., Zhang, Q. and Liu, J., 2010. Life cycle assessment of a rice production system in Taihu region, China. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 17(2): 157-161.

## Investigating the environmental impacts for peanut production in Astaneh Ashrafieh based on nitrogen fertilizer consumption through Life Cycle Assessment (LCA)

S.A. Noorhosseini<sup>1</sup>, A. Nikkhah

Received: Accepted:

### Abstract

In this study, in order to determine the environmental impacts of peanut production in Astaneh Ashrafieh based on nitrogen fertilizer consumption a research was conducted using life cycle assessment methodology in 2015. A field experimental was performed with randomized complete block design in three levels of nitrogen consumption (0, 30 and 60 kg ha<sup>-1</sup>) in three replications. These effects in six groups; the global warming, acidification, terrestrial eutrophication, the depletion of fossil resources, the depletion of potassium and the depletion of phosphate were investigated. Two functional units included one tonne of peanut and generation of 1000 MJ energy were considered to evaluate the environmental impacts. The results showed that the environmental index (Eco-indeX) with regard to global warming, acidification, terrestrial eutrophication for treatment of control, 30 and 60 kg of nitrogen per hectare were 0.18, 0.52 and 0.66, respectively. Also, resources depletion index (RDI) for one-ton production of peanut with regard to depletion of fossil resources, the depletion of potassium and the depletion of phosphate for treatment of control, 30 and 60 kg of nitrogen per hectare were determined to be 0.80, 0.53 and 0.30, respectively. Overall, the Eco-Index impact categories (global warming, acidification, terrestrial eutrophication) showed the greatest negative effects on the environment for the highest level of nitrogen consumption.

**Key word:** Eutrophication, depletion of resources, chemical fertilizer, global warming, nitrogen consumption