



فصلنامه علوم محیطی، دوره شانزدهم، شماره ۱، بهار ۱۳۹۷

۱۹۱-۲۰۶

## بررسی چرخه حیات (LCA) نظام تولید ذرت در شرایط آب‌وهوایی مغان

محمد رضا شیرینی\*، رضا عطایی و فرید گل‌زردی

مؤسسه تحقیقات اصلاح و تهیه نهال و بذر، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران

تاریخ پذیرش: ۹۷/۲/۲

تاریخ دریافت: ۹۶/۸/۸

شیرینی، م.ر.، ر. عطایی و ف. گل‌زردی. ۱۳۹۷. بررسی چرخه حیات (LCA) نظام تولید ذرت در شرایط آب و هوایی مغان. فصلنامه علوم محیطی. ۱۶ (۱): ۱۹۱-۲۰۶.

**سابقه و هدف:** چرخه حیات (LCA) رویکردی برای ارزیابی اثرات محیط زیستی تولید محصول یا انجام یک فعالیت است که بر اساس دو شاخص میزان مصرف منابع و انتشار انواع آلاینده‌ها به محیط زیست محاسبه می‌شود. بدین منظور، این پژوهش با هدف تعیین اثرات زیست‌محیطی نظام تولید ذرت در شرایط آب‌وهوایی مغان با استفاده از LCA انجام شد.

**مواد و روش‌ها:** برای تجزیه و تحلیل اثرات زیست‌محیطی، از روش ISO14014 به ازای یک واحد کارکردی معادل با یک تن دانه استفاده شد. بدین ترتیب، میزان نهاده‌های ورودی (از جمله سوخت‌های فسیلی و کودهای معدنی)، تولید و انتقال نهاده‌های کشاورزی (نظیر تولید کودهای شیمیایی) و عملیات به‌کارگرفته‌شده در مزرعه (شامل شخم و برداشت) به ازای یک واحد کارکردی تعیین شد. در گام اول، ممیزی چرخه حیات (LCI)، میزان مصرف نهاده‌ها و انتشار آلاینده‌ها به ازای یک واحد کارکردی تعیین شد. در مرحله بعد، تأثیر چرخه حیات ارزیابی شد و بر اساس شاخص‌های اطلاعات مرحله قبل، در ۹ گروه تأثیر شامل گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسیون، اکوسیستم خشکی و آبی، تغییر کاربری اراضی، تخلیه منابع فسیلی، تخلیه منابع فسفات، تخلیه منابع پتاسیم و تخلیه منابع آبی دسته‌بندی شدند. در نهایت، بعد از نرمال‌سازی و وزن‌دهی داده‌ها، شاخص نهایی برای این گروه‌های تأثیر برآورد شد.

**نتایج و بحث:** برآورد شاخص‌های زیست‌محیطی (EcoX) و یا تخلیه محیطی (RDI) برای گروه‌های تأثیر نشان داد که ارزش‌های EcoX و RDI برای گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسیون اکوسیستم خشکی و آبی، تغییر کاربری اراضی، تخلیه منابع فسیلی، تخلیه منابع فسفات، تخلیه منابع پتاسیم و تخلیه منابع آبی به ترتیب برابر با ۰/۰۴، ۰/۲۹، ۰/۵۰، ۰/۱۱، ۰/۰۳، ۲/۲۷، ۰/۷۵، ۰/۰۳ و ۰/۵۶ به دست آمد. بنابراین، می‌توان نتیجه گرفت در میان شاخص‌های زیست‌محیطی بیشترین سهم نظام تولیدی ذرت به ترتیب برای گروه‌های مؤثر اوتریفیکاسیون اکوسیستم خشکی و اسیدیته و در میان گروه‌های تخلیه منابع، تخلیه منابع فسیلی بیشترین تأثیر سوء زیست‌محیطی را در تولید ذرت در منطقه مغان داشتند.

**نتیجه‌گیری:** با توجه به نتایج و به منظور کاهش اثرات زیست‌محیطی نظام تولید ذرت چنین به نظر می‌رسد که می‌توان از روش‌های مختلف مدیریت نظام زراعی همچون کاربرد نهاده‌های آلی، تناوب، گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن و خاک‌ورزی حداقل بر مبنای بهره‌گیری از اصول کم‌نهاده برای کاهش این اثرات زیست‌محیطی بهره‌جست.

**واژه‌های کلیدی:** اثرات زیست محیطی، ارزیابی تأثیر چرخه حیات، انتشار، مصرف منابع.

## مقدمه

مهم‌ترین مساله‌ای که امروزه توجه بسیاری از دانشمندان را در سراسر نقاط دنیا به خود جلب کرده، پدیده تغییر اقلیم و گرمایش جهانی تحت تأثیر انتشار انواع گازهای گلخانه‌ای به محیط زیست و به‌ویژه هواسپهر است (Anonymous, 2007). افزایش جهانی غلظت دی‌اکسید کربن و دیگر گازهای گلخانه‌ای عمدتاً ناشی از مصرف سوخت‌های فسیلی، کارخانه‌های سیمان‌سازی و تغییر کاربری اراضی است. از دیگر دلایل این افزایش می‌توان سوزاندن زیست‌توده گیاهی، عملیات خاک‌ورزی و به‌ویژه شخم برگردان‌دار، مصرف انواع کودها و دیگر مواد شیمیایی را برشمرد (Khorramdel, 2011).

برای ارزیابی اثرات زیست‌محیطی روش‌های مختلفی وجود دارد (Schröder *et al.*, 2003). در این میان، ارزیابی چرخه حیات (LCA) به‌عنوان روشی پذیرفته‌شده برای ارزیابی اثرات زیست‌محیطی تولید محصولات در بخش‌های مختلف مورد استفاده قرار می‌گیرد (Brentrup *et al.*, 2001; Brentrup *et al.*, 2004 a; Brentrup *et al.*, 2004 b; Finkbeiner *et al.*, 2006; Roy *et al.*, 2009). این راهکار بر مبنای ارزیابی دو مؤلفه میزان مصرف منابع و انتشار آلاینده‌ها به محیط‌زیست تعیین می‌شود (Brentrup *et al.*, 2004 a; Roy *et al.*, 2009).

در این روش اثرات زیست‌محیطی در قالب گروه‌های تأثیر مختلفی ارزیابی می‌شود و پس از مرحله نرمال‌سازی و وزن‌دهی، شاخص نهایی این اثرات برای نظام مورد بررسی محاسبه می‌شود. این شاخص قابلیت مقایسه بین گروه‌های مختلف تأثیر را فراهم می‌آورد.

(Khorramdel, 2011) با ارزیابی چرخه حیات نظام تولید ذرت در شرایط آب‌وهوایی مشهد اظهار داشت که بیشترین سهم نظام تولیدی ذرت دانه‌ای (به ازای یک واحد عملکردی معادل با یک تن دانه) در شرایط آب‌وهوایی مشهد برای گروه تأثیر اسیدی‌شدن

ذرت (*Zea mays L.*) در دنیا از نظر تولید در رتبه اول و از نظر سطح زیر کشت بعد از گندم رتبه دوم را به خود اختصاص داده است (Anonymous, 2014). ذرت دانه‌ای در بیش از ۱۸۵ هزار هکتار از اراضی کشور کشت و تولید سالانه آن حدود ۱/۸۵ میلیون تن است (Anonymous, 2014)، در حالی که نیاز سالانه کشور به ذرت دانه‌ای حدود ۵ میلیون تن برآورد می‌شود. ضریب خودکفایی ۳۷ درصدی این محصول، ایران را به‌عنوان یکی از کشورهای عمده واردکننده ذرت تبدیل کرده است. به‌طوری که ایران با وارد کردن سه و نیم میلیون تن دانه ذرت (۳/۷ درصد از کل واردات جهانی ذرت) در سال ۲۰۱۴، در بین کشورهای واردکننده ذرت، جایگاه هشتم را به خود اختصاص داده است (Anonymous, 2015). بنابراین افزایش تولید ذرت در جهت افزایش ضریب خوداتکایی ذرت در اولویت سیاست‌گذاری کشور قرار گرفته است. هرچند با مصرف بی‌رویه کودهای شیمیایی و افزایش سطح مکانیزاسیون تا حدودی افزایش تولید اتفاق افتاده، افزایش مصرف سوخت‌های فسیلی و کودهای شیمیایی سبب ورود ترکیبات آلاینده به هوا، آب و خاک و موجب آسیب به محیط زیست نیز شده است. از جمله این تأثیرات زیست‌محیطی می‌توان به انتشار گازهای گلخانه‌ای اشاره کرد (Snyder *et al.*, 2009). برآورد شده که ۲۰ درصد از انتشار گازهای گلخانه‌ای مربوط به فعالیت‌های کشاورزی است (Brentrup *et al.*, 2000). اگرچه هدف اساسی هر نظام کشاورزی، افزایش عملکرد است، ولی اکوسیستم‌های زراعی باید بتوانند علاوه بر پایداری و ثبات تولید در درازمدت، حفاظت از منابع پایه و کاهش آلودگی‌های محیط زیستی را نیز تضمین کنند (Singh *et al.*, 2009). بنابراین ضرورت دارد اثرات زیست‌محیطی فعالیت‌های مختلف کشاورزی در دامنه‌ای از مقیاس‌های مکانی مختلف از سطح مزرعه تا سطح ملی تجزیه و تحلیل شوند (Anonymous, 2001).

محاسبه LCA حتی قادر است مشکلات فرآیندهای نظام تولیدی از قبیل میزان مصرف منابع و تغییر کاربری اراضی را نیز مشخص و آنها را مرتفع کند. الگوی مصرف نهاده‌های تولیدی از مسائل مهمی است که عدم توجه کافی به آن می‌تواند باعث ایجاد مشکلات زیست‌محیطی شود. در روش‌های مرسوم کشاورزی اتلاف نهاده‌هایی همچون کودهای شیمیایی در اثر مصرف بی‌رویه، نابهنگام، و نامتعادل باعث ورود ترکیباتی به آب و خاک می‌شود که سلامت و بهداشت جامعه را تهدید می‌کند. هدف از این تحقیق بررسی تأثیرات زیست‌محیطی تولید ذرت در استان اردبیل، برآورد میزان انتشار آلاینده‌ها در فرایند تولید ذرت به محیط زیست، تأثیرات زیست‌محیطی تخلیه منابع آبی، منابع فسیلی، منابع فسفات، منابع پتاس، گرمایش جهانی، اسیدیته و اوتریفیکاسیون خشکی و آبی به ازای تولید یک تن ذرت و ارائه راهبردهایی در زمینه کاهش تأثیرات زیست‌محیطی تولید ذرت در این منطقه است.

### مواد و روش‌ها

این پژوهش به صورت پرسش‌نامه‌ای در شهرستان مغان از طریق مراجعه حضوری به کشاورزان ذرت‌کار در سال ۱۳۹۴ انجام شد. بر این اساس، تعداد ۵۲ کشاورز به‌طور تصادفی از بین کشاورزان روستاهای شهرستان پارس‌آباد انتخاب شدند. اطلاعات مربوط به عملیات رایج در تولید ذرت به تفکیک نوع عملیات مورد استفاده شامل آماده‌سازی زمین و کاشت، عملیات داشت همچون آبیاری، کوددهی، سمپاشی و عملیات برداشت، تعیین و پس از آن مقدار مصرف هر گروه از نهاده‌ها (سوخ، ماشین آلات، کودها و سموم شیمیایی و میزان عملکرد ذرت) مشخص شد.

برای محاسبه LCA برای نظام تولید ذرت، با انجام تغییراتی از روش ISO14040 استفاده شد (Anonymous, 2006). بدین ترتیب، مراحل چهارگانه محاسبه LCA به شرح زیر انجام شد:

(۲/۵۹) و تغییر اقلیم (۰/۶۱) حاصل شد. Meisterling (2009) *et al.* با محاسبه LCA برای نظام‌های تولید گندم و نان تحت مدیریت ارگانیک و رایج آمریکا از نظر پتانسیل گرمایش جهانی، نشان دادند که تولید یک کیلوگرم نان در نظام ارگانیک نسبت به نظام رایج، ۳۰ کیلوگرم دی‌اکسید کربن کمتر تولید می‌کند. Buratti (2009) *et al.* با بررسی اثرات زیست‌محیطی نظام تولید سورگوم در دو شرایط کشت دیم و آبی اظهار داشتند که کاهش منابع، اوتریفیکاسیون، اسیدیته و فرسایش خاک از تأثیرگذارترین اثرات بودند و بین کاشت دیم و آبی تفاوت چندانی مشاهده نشد. Brentrop *et al.* (2004b) با بررسی اثرات زیست‌محیطی مقادیر مختلف کود نیتروژن در نظام‌های تولید گندم زمستانه در آلمان با استفاده از LCA گزارش کردند که در سطوح پایین مصرف کود نیتروژن، تغییر کاربری اراضی و در سطوح بالا اوتریفیکاسیون عوامل کنترل‌کننده LCA بودند. Monti *et al.* (2009) با ارزیابی LCA اعلام داشتند که با جایگزین کردن گیاهان چندساله در نظام‌های زراعی رایج می‌توان اثرات زیست‌محیطی ناشی از تولید دی‌اکسید کربن و آب‌شویی نیترات را بیش از ۵۰ درصد کاهش داد. Nie *et al.* (2010) با بررسی اثرات نظام‌های مختلف کشت مخلوط و تک‌کشتی بیان داشتند که کشت مخلوط باعث کاهش اثرات سوء تولید بر محیط زیست شد. بررسی‌های دیگری نیز با استفاده از روش ارزیابی چرخه حیات روی بررسی اثرات زیست‌محیطی تولید محصولات کشاورزی در ایران از جمله تولید محصولات گندم (Soltani *et al.*, 2010; Mirhaji *et al.*, 2013)، ذرت (Khorramdel, 2011)، زعفران (Mola-Esmailpour *et al.*, 2015)، سیب زمینی (Filabi *et al.*, 2015)، چغندر (Mirhaji *et al.*, 2012)، سویا (Mohammadi *et al.*, 2013)، پنبه (Khojastehpour *et al.*, 2015) و هلو (Nikkhah *et al.*, 2017) صورت گرفته است. Brentrop *et al.* (2001) معتقدند که

## روش ارزیابی چرخه حیات

این روش بر پایه استاندارد ISO14040 اجرا می‌شود و به‌طور کلی به چهار بخش بیان هدف و واحد مرجع، تعیین ورودی‌ها و خروجی‌های سامانه، ارزیابی تأثیرات زیست‌محیطی و تفسیر آنها تقسیم‌بندی می‌شود (Iriarte et al., 2010). در ادامه این چهار بخش به تفکیک آورده می‌شود:

### مرحله اول: بیان هدف و واحد کارکردی

در ابتدا باید هدف از پژوهش مشخص باشد. در این تحقیق هدف از پژوهش بررسی تأثیرات زیست‌محیطی تولید ذرت در منطقه مغان به روش ارزیابی چرخه حیات در قالب گروه‌های تأثیر تخلیه منابع آبی، منابع فسیلی، منابع فسفات، منابع پتاس، تغییر کاربری اراضی، گرمایش جهانی، اسیدیته، و اوتریفیکاسیون خشکی و آبی بود. پس از بیان هدف باید واحد کارکردی تعیین شود. در تحقیقات مشابه برای بررسی تأثیرات زیست‌محیطی تولید محصولات کشاورزی، واحد کارکردی تولید یک تن محصول یا تولید در واحد سطحی مشخص یا تولید مقداری مشخص انرژی در نظر گرفته شده است (Buratti et al., 2009; Nikkhal et al., 2015). در این تحقیق واحد کارکردی بررسی، واحد کارکردی تولید یک تن محصول در نظر گرفته شد.

### مرحله دوم: تعیین ورودی‌ها و خروجی‌های چرخه حیات

در این بخش تمام نهادهایی که برای تولید محصول لازم است و تمامی مقادیر آلاینده‌های انتشار یافته به محیط زیست در اثر استفاده از این نهاده‌ها، تعیین و بر مبنای واحدهای کارکردی محاسبه می‌شوند. در این پژوهش مصرف پنج نهاده سوخت دیزل، آب، کود نیتروژن، کود فسفات، کود پتاس به‌عنوان نهاده‌های ورودی مستعد

آسیب به محیط زیست در نظر گرفته شدند.

اندازه‌گیری میزان دقیق آلاینده‌های انتشار یافته به خاک، آب‌وهوا با چالش‌هایی روبه‌رو است (Brentrup et al., 2000) و همچنین میزان انتشار آلاینده‌ها به خاک و آب‌وهوا متفاوت است. بنابراین اغلب برای تخمین میانگین انتشار به جای اندازه‌گیری، از ضرایب انتشار آلاینده‌ها، استفاده می‌شود. میزان انتشار مهم‌ترین گازهای گلخانه‌ای شامل دی‌اکسید کربن CO<sub>2</sub>، اکسید نیتروژن N<sub>2</sub>O و متان CH<sub>4</sub> ناشی از سوختن هر لیتر گازوئیل به ترتیب برابر ۲/۷۳، ۱۰<sup>-۶</sup> × ۱۸/۱ و ۱۰<sup>-۶</sup> × ۱۷۳ کیلوگرم (Tzilivakis et al., 2005) و میزان انتشار آلاینده‌های SO<sub>2</sub> و NO<sub>x</sub> به ازای سوختن هر لیتر گازوئیل به ترتیب برابر با ۱۰<sup>-۳</sup> × ۲۲/۲ و ۱۰<sup>-۳</sup> × ۴ کیلوگرم است (Dehghani, 2007).

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 (Brentrup et al., 2000). میزان انتشار آمونیاک و N<sub>2</sub>O طبق روش (Brentrup et al., 2000) برآورد شد. در این مورد چون اطلاعات خاص برای کشور در دست نبود، از اطلاعات مربوط به اروپا استفاده شد و فرض شد که فرآیند تولید این مواد در کشور مشابه اروپا است. همچنین میزان انتشار NO<sub>x</sub> به هواسپهر برابر ۱۰ درصد میزان انتشار N<sub>2</sub>O در نظر گرفته شد (Gasol et al., 2007).

### مرحله سوم: ارزیابی تأثیرات

هدف از اجرای این مرحله، تجزیه و تحلیل کمی نتایج بخش ممیزی چرخه حیات است که به سه زیر بخش طبقه‌بندی، نرمال‌سازی و وزن‌دهی تقسیم‌بندی می‌شود (Brentrup et al., 2004a).

در مرحله طبقه‌بندی، ضریب و یا وزن هر آلاینده روی گروه‌های تأثیر مختلف اعمال می‌شود. به این منظور، برای هر یک از گروه‌های تأثیر ناشی از کارکرد اکوسیستم

نشان می‌دهد که این گروه، پتانسیل بیشتری برای آسیب به محیط زیست دارد.

### مرحله چهارم: تلفیق و تفسیر نتایج

شاخص‌های نهایی در قالب دو گروه شاخص زیست‌محیطی و شاخص تخلیه منابع دسته بندی شدند. شاخص زیست‌محیطی در این تحقیق برابر با مجموع شاخص‌های نهایی هشت گروه تأثیر تخلیه منابع آبی، منابع فسیلی، منابع فسفات، منابع پتاس، تغییر کاربری اراضی، گرمایش جهانی، اسیدیته، و اوتریفیکاسیون خشکی و آبی در نظر گرفته شد. در آخرین مرحله، شاخص زیست‌محیطی تحت عنوان شاخص بوم، که معیار نهایی LCA است، با استفاده از معادله (۳) محاسبه شد (Brentrop et al., 2004a):

$$EcoX = \sum Ni \times Wi \quad (3)$$

EcoX: شاخص زیست‌محیطی به ازای واحد کارکردی برای تأثیرات زیست‌محیطی،  $Ni$ : مقدار نرمال شده برای گروه تأثیر و  $WFi$ : فاکتور وزن دهی برای هر یک از مقدار  $Ni$  است.

به‌طور کلی، مشکلات مربوط به تخلیه منابع با مشکلات سایر گروه‌های تأثیر متفاوت است، گروه‌های تأثیر به‌صورت مستقیم بر سلامتی طبیعت و انسان اثر می‌گذارند، درحالی که تخلیه منابع برای تولید آینده خطرناک است. شاخص تخلیه منابع با استفاده از معادله (۴) محاسبه شد:

$$RDI = \sum Ni \times WFi \quad (4)$$

RDI: شاخص تخلیه منابع برای هر واحد کارکردی است.

یک ضریب فاکتور تعریف شد (جدول ۱). به عبارت دیگر، با ضرب ضریب فاکتور آلاینده‌ها در قالب گروه‌های تأثیر مختلف در میزان مصرف آلاینده‌ها، شاخص طبقه‌بندی هر گروه تأثیر محاسبه شد. بر اساس ISO گروه‌های تأثیر شامل گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسیون خشکی و آبی، تغییر کاربری اراضی، تخلیه منابع فسیلی، تخلیه منابع فسفات و تخلیه منابع پتاسیم هستند (Brentrop et al., 2004a, b; Finkbeiner et al., 2006). شاخص هر گروه تأثیر  $i$  از معادله ۱ به دست می‌آید (Nikkhah et al., 2015).

$$Ii = \sum (Rj, Ej) \times CFij \quad (1)$$

در این رابطه،  $Ii$ : میزان تأثیر گروه نام،  $Rj$ : مصرف منبع  $Z$  و یا انتشار ترکیب  $Z$  در واحد کارکردی و  $CFij$ : فاکتور طبقه‌بندی برای ترکیب  $Z$  سهمیم در گروه تأثیر مربوطه است

پس از تعیین شاخص‌های طبقه‌بندی در مرحله نرمال‌سازی، به منظور مقایسه شاخص طبقه‌بندی هر گروه با شاخص‌های مرجع، شاخص‌های طبقه‌بندی بر فاکتور نرمال‌سازی تقسیم شدند. در واقع هدف این مرحله بی‌مقیاس کردن داده‌ها است (Brentrop et al., 2004a). نرمال‌سازی گروه‌های تأثیر با استفاده از معادله (۲) انجام شد (Guinée, 2001):

$$Ni = \frac{Ii}{Ii.ref} \quad (2)$$

که در این معادله،  $Ni$ : مقدار نرمال‌سازی شده شاخص گروه مؤثر  $i$  به ازای واحد کارکردی،  $Ii$ : مقدار محاسبه شده (غیرنرمال) شاخص گروه مؤثر  $i$  به ازای واحد کارکردی و  $Ii.ref$ : مقدار شاخص مرجع مربوط به هر گروه است. فاکتورهای مرجع وزن دهی گروه‌های تأثیر در جدول ۲ ارائه شده است. بزرگ‌تر بودن این فاکتور

جدول ۱- طبقه‌بندی گروه‌های تأثیر مورد بررسی بر اساس نوع آلاینده و ضرایب یکسان‌سازی

Table 1. The classification of the studied impact category based on the type of pollutant and the coefficients of characterization factor (Brenttrup et al., 2004a; Snyder et al., 2009; Nikkhah et al., 2015)

ضرایب یکسان‌سازی Characterization factor	آلاینده Pollutant	گروه تأثیر (واحد) Impact category Unit
CO <sub>2</sub> =1, CH <sub>4</sub> =21, N <sub>2</sub> O=310	CO <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> O, CH <sub>4</sub>	گرمایش جهانی (kgCO <sub>2</sub> eq) Global warming potential
SO <sub>2</sub> =1.2, NO <sub>x</sub> =0.5, NH <sub>3</sub> =1.6	SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , NH <sub>3</sub>	اسیدیته (kgSO <sub>2</sub> eq) Acidification potential
NH <sub>3</sub> =4.4, NO <sub>x</sub> =1.2	NH <sub>3</sub> , NO <sub>x</sub>	اوتریفیکاسیون خشکی (kg NO <sub>x</sub> eq) Terrestrial eutrophication potential
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> =1.34, NO <sub>3</sub> =0.1, NO <sub>x</sub> =0.13, NH <sub>4</sub> =0.33, NH <sub>3</sub> =0.35, N=0.42, NO <sub>3</sub> =0.42	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , NO <sub>3</sub> , NO <sub>x</sub> , NH <sub>4</sub> , NH <sub>3</sub> , N, NO <sub>3</sub>	اوتریفیکاسیون آبی (kg PO <sub>4</sub> eq) Aquatic eutrophication potential
0.8	Land use per functional unit	تغییر کاربری اراضی land occupation
4.86	مصرف گازوئیل Gasoline consumption	تخلیه منابع فسیلی (MJ) Depletion of fossil resources
0.25	مصرف فسفات P consumption	تخلیه منابع فسفات (kg P <sub>2</sub> O) Depletion of phosphate resources
0.105	مصرف پتاسیم K consumption	تخلیه منابع پتاسیم (kg K <sub>2</sub> O) Depletion of potassium resources

جدول ۲- فاکتورهای وزن‌دهی و نرمال‌سازی گروه‌های تأثیر مورد بررسی

Table 2. Normalization values and weighting factors for the different impact categories (Brenttrup et al., 2004a; Mirhaji et al., 2013; Nikkhah et al., 2015)

فاکتور وزن‌دهی Weighting factor	فاکتور نرمال‌سازی (واحد) Normalization value	گروه تأثیر Impact category
1.05	8143 (kgCO <sub>2</sub> eq)	گرمایش جهانی Global warming potential
1.8	52 (kgSO <sub>2</sub> eq)	اسیدیته Acidification potential
1.4	63(kg NO <sub>x</sub> eq)	اوتریفیکاسیون خشکی Terrestrial eutrophication potential
1.44	8.56(kg PO <sub>4</sub> eq)	اوتریفیکاسیون آبی Aquatic eutrophication potential
1	1.86 1×10 <sup>4</sup>	تغییر کاربری اراضی land occupation
1.14	39167(MJ)	تخلیه منابع فسیلی Depletion of fossil resources
1.20	77.6(kg P <sub>2</sub> O)	تخلیه منابع فسفات Depletion of phosphate resources
0.30	8.14(kg K <sub>2</sub> O)	تخلیه منابع پتاسیم Depletion of potassium resources

## نتایج و بحث

گازوئیل، کودهای شیمیایی نیتروژن، فسفر و پتاسیم به ترتیب ۳۲/۲۹، ۲۵/۵۶، ۱۹/۱۷ و ۸/۳۳ به ازای هر واحد عملکردی برآورد شد (جدول ۳). میزان مصرف نهاده‌های سوخت، کودهای شیمیایی نیتروژن، فسفر و پتاسیم برای تولید یک تن بادام زمینی به ترتیب ۵۷ لیتر، ۱۶، ۷ و ۷ کیلوگرم گزارش شد (Nikkhah et al., 2015). با مقایسه نتایج این دو تحقیق مشخص است که برای تولید یک تن

در مرحله اول آنالیز چرخه حیات که تعریف اهداف و حوزه عمل تحقیق بود، یک واحد کارکردی نظام تولید ذرت (معادل با یک تن دانه) مشخص شد. سپس میزان نهاده‌های مصرفی و نوع عملیات به کار گرفته شده به ازای هر واحد کارکردی این نظام تولیدی تعیین شد. میزان مصرف نهاده‌های مختلف نظام تولید ذرت شامل سوخت

مقدار دی‌اکسید کربن منتشرشده به هوا ۸۸/۱۶ کیلوگرم به ازای یک تن دانه ذرت برآورد شد (جدول ۴). در همین راستا نتایج برخی بررسی‌ها (Brentrup *et al.*, 2002 a, b) نشان داده است که بخش زیادی از انتشار دی‌اکسید کربن تحت‌تأثیر فعالیت‌های کشاورزی عمدتاً مربوط به تولید و انتقال نهاده‌های ورودی به مزرعه (۷۴ درصد از کل دی‌اکسید کربن منتشرشده) بوده و بقیه مربوط به استفاده از ماشین‌آلات (۲۶ درصد از کل دی‌اکسید کربن منتشرشده) هستند. بدین ترتیب، چنین به نظر می‌رسد که در صورت اعمال مدیریت کم‌نهاد اکوسیستم زراعی بتوان از هر دو طریق به‌ویژه از طریق انتقال نهاده‌های ورودی به مزرعه کاهش انتشار این آلاینده مهم گلخانه‌ای به هواسپهر و پیامدهای ناشی از آن را موجب شد.

مقدار دی‌اکسید گوگرد انتشاریافته به هواسپهر به ازای یک واحد کارکردی ذرت ۰/۱۳ کیلوگرم، مقدار آمونیاک انتشاریافته به هواسپهر به ازای یک واحد کارکردی ذرت ۵/۱۱ کیلوگرم و مقدار متان انتشاریافته به هواسپهر به ازای یک واحد کارکردی ذرت ۰/۰۱ کیلوگرم به ازای یک تن دانه برآورد شد (جدول ۴). همچنین مقدار انتشار نیترات و نیتروژن کل به آب‌های زیرزمینی به ترتیب ۵/۵۶ و ۱۲/۷۱ کیلوگرم به ازای یک تن دانه ذرت برآورد شد (جدول ۴). نتایج برخی بررسی‌ها (Brentrup *et al.*, 2000; Brentrup *et al.*, 2004 a, b) نشان داده است که پتانسیل آب‌شویی نیتروژن به میزان زیادی متأثر از نوع مدیریت نظام تولیدی و استفاده از نهاده‌های مختلف برای بهبود حاصل‌خیزی خاک است، به‌طوری که مدیریت فشرده به‌دلیل افزایش تلفات نیتروژن و به‌ویژه نیترات، افزایش ورود آن به آب‌های زیرزمینی را موجب می‌شود. همچنین با توجه به این مطلب که استفاده از خاک‌ورزی حفاظتی و به‌دلیل غیرمتحرک شدن نیتروژن، کاهش تلفات آن را به دنبال دارد

ذرت نسبت به تولید یک تن بادام‌زمینی میزان کمتری سوخت و مقدار بیشتری کودهای شیمیایی مورد استفاده قرار می‌گیرد. بدین ترتیب، مصرف این کودها، علاوه بر افزایش هزینه‌های تولید و کاهش منابع تجدیدناپذیر انتشار آلاینده‌ها را نیز به دنبال دارند که این آلاینده‌ها در قالب گروه‌های مختلف تأثیر اثرات سوء زیست‌محیطی مختلفی بر جای می‌گذارند.

میزان انتشار اکسیدهای نیتروژن برای نظام تولید ذرت در شرایط آب‌وهوایی مغان ۰/۸۰ کیلوگرم به ازای تولید یک تن دانه برآورد شد (جدول ۴). Brentrup *et al.* (2004a) میزان انتشار این گاز را برای گندم زمستانه ۲۱ درصد به ازای یک تن دانه در شرایط آب‌وهوایی آلمان گزارش کردند. دلیل این تفاوت عمدتاً ناشی از مصرف بالاتر کودهای نیتروژن‌دار برای ذرت در مقایسه با گندم است. نتایج برخی تحقیقات (Anonymous, 1997; Brentrup *et al.*, 2000; Brentrup *et al.*, 2004 a, b) نشان داده است از آنجا که بالاترین میزان انتشار آمونیاک در اکوسیستم‌های مختلف زراعی بعد از مصرف کودهای نیتروژن‌دار رخ می‌دهد، بنابراین افزایش مصرف کودهای نیتروژن‌دار، می‌تواند افزایش انتشار این گاز را به دنبال داشته باشد.

جدول ۳- میزان ورودی‌ها و خروجی نظام تولید ذرت در منطقه مغان

Table 3. The rate of inputs and outputs in maize production systems in Moghan region

میانگین Mean	واحد Unit	ورودی و خروجی Inputs and outputs
32.29	لیتر در یک تن Liter per ton	سوخت گازوئیل Fuel
25.56	کیلوگرم در یک تن Kg per ton	نیتروژن N
19.17	کیلوگرم در یک تن Kg per ton	فسفر P
8.33	کیلوگرم در یک تن Kg per ton	پتاسیم K
7200	کیلوگرم در یک هکتار Kg in hectare	عملکرد دانه ذرت grain yield Maize

ذرت در شرایط آب‌وهوایی مغان برای هر یک از گروه‌های مؤثر برآورد شد و نتایج میزان تأثیر هر یک از آلاینده‌های انتشار یافته در قالب گروه‌های تأثیر مختلف در شکل ۱ نشان داده شده است. همان‌طور که در این شکل ملاحظه می‌شود، آلاینده  $N_2O$  بیشترین سهم را گروه تأثیر گرمایش جهانی،  $NH_3$  بیشترین سهم را در گروه‌های تأثیر اسیدیته و اوتریفیکاسیون خشکی و فسفر بیشترین سهم را در گروه تأثیر اوتریفیکاسیون آبی در نظام تولید ذرت به خود اختصاص دادند (شکل ۱). (Nie *et al.* (2010). دریافتند که بیشترین میزان آلاینده به ازای تولید یک تن دانه ذرت در چین مربوط به متان و اکسید نیتروژن به ترتیب  $1/3$  و  $4/75$  معادل دی‌اکسید کربن بود.

شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر گرمایش جهانی برابر با  $338/52 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$  برای تولید ذرت به ازای یک واحد عملکردی محاسبه شد. شاخص طبقه‌بندی تولید محصولات بادام زمینی در استان گیلان، گندم در منطقه مرودشت، چین و سوئیس به ترتیب برابر با  $381$  و  $119/5$ ،  $262/1$ ،  $311/10$   $\text{CO}_2 \text{ eq}$  (Mirhaji *et al.*, 2013; Nikkhah *et al.*, 2015; Charles *et al.*, 2006; Wang *et al.*, 2007) با مقایسه این اعداد مشخص است که شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر گرمایش جهانی برای تولید ذرت در منطقه مغان بالاتر از این محصولات زراعی است که می‌توان آن را به مصرف نسبتاً زیاد کود نیتروژن برای تولید ذرت در این منطقه نسبت داد که متعاقب آن افزایش انتشار گاز گلخانه‌ای  $NO_2$  از منبع کود اوره را به دنبال دارد. همچنین، با توجه به این که کارایی این آلاینده در قالب گروه تأثیر گرمایش جهانی  $341$  برابر گاز  $CO_2$  است (Snyder *et al.*, 2009). علاوه بر این، از آنجا که  $36/5$  درصد انتشار گاز  $NO_2$  مربوط به بخش کشاورزی است (Anonymous, 2013). باید از راهکارهای مدیریتی برای کاهش مستقیم و غیرمستقیم این آلاینده که نقش مهمی در گرمایش جهانی دارد، استفاده شود.

(Almaraz *et al.*, 2009)، که این امر کاهش آب‌شویی نیتروژن را موجب می‌شود، به‌نظر می‌رسد که با افزایش مصرف نهاده‌های آلی و کاهش عملیات خاک‌ورزی بتوان از یک طرف باعث کاهش آب‌شویی نیترات و جلوگیری از تلفات آن شد و از طرف دیگر، کاهش انتشار سایر گازهای گلخانه‌ای از جمله دی‌اکسید کربن به هواسپهر را موجب شد. میزان انتشار فسفر به خاک برای نظام تولید ذرت  $0/19$  کیلوگرم به ازای یک تن دانه ذرت برآورد شد. میزان انتشار کادمیم در خاک (به‌عنوان درصد ناخالصی در کودهای فسفردار)  $651/55$  میلی‌گرم به ازای هر تن دانه تخمین زده شد (جدول ۴).

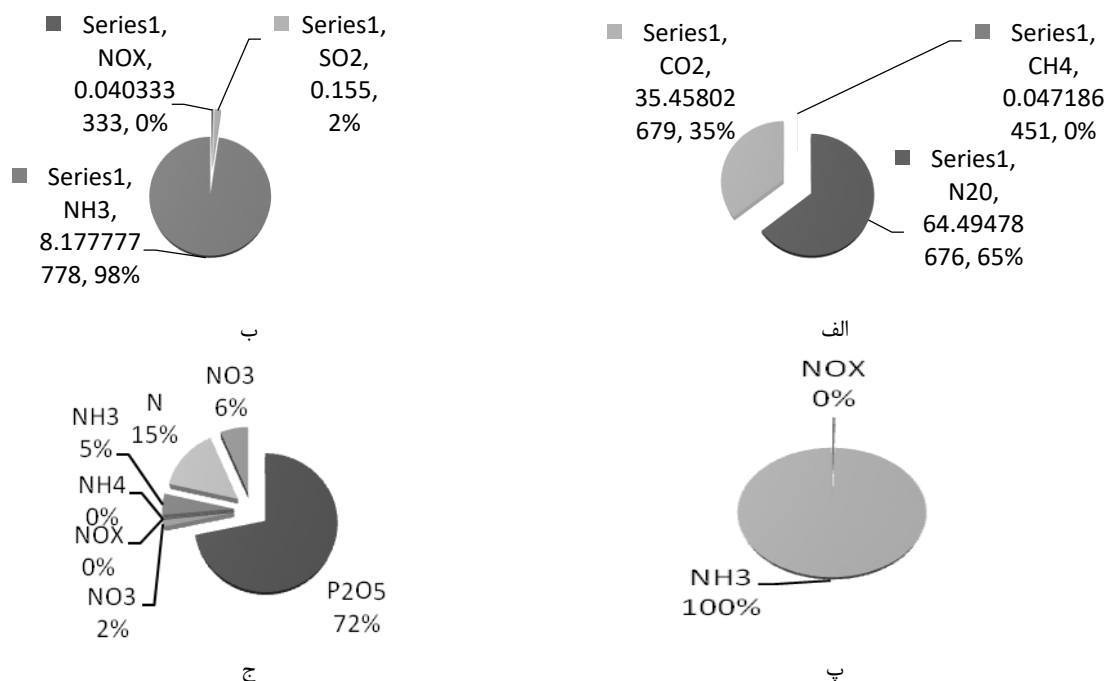
جدول ۴- میزان انتشار انواع آلاینده‌ها به ازای یک واحد عملکردی در نظام تولید ذرت در منطقه مغان

Table 4. Emissions to different sections of environment in a functional unit of a maize production system (Brenttrup *et al.*, 2004a)

مقدار (کیلوگرم به ازای یک تن دانه) Value kg per one ton maize grian	نام ماده Material name
	انتشار در هوا Emission to atmosphere
0.26	$N_2O$
0.80	$NO_x$
5.11	$NH_3$
88.16	$CO_2$
0.13	$SO_2$
0.01	$CH_4$
	انتشار در آب Emission to water
5.56	$NO_3$
12.71	Ntot
0.19	Ptot
	انتشار در خاک Emission to soil
651.55	Cd

در مرحله سوم ارزیابی چرخه حیات (مرحله ارزیابی تأثیر چرخه حیات) به ازای تأثیر یک واحد کارکردی تولید





شکل ۱- سهم انتشار آلاینده‌ها برای گروه‌های تأثیر الف) گرمایش جهانی؛ ب) اسیدیته؛ پ) اوتریفیکاسیون خشکی؛ ج)

اوتریفیکاسیون آبی، به ازای یک واحد عملکردی در نظام تولید ذرت در منطقه مغان

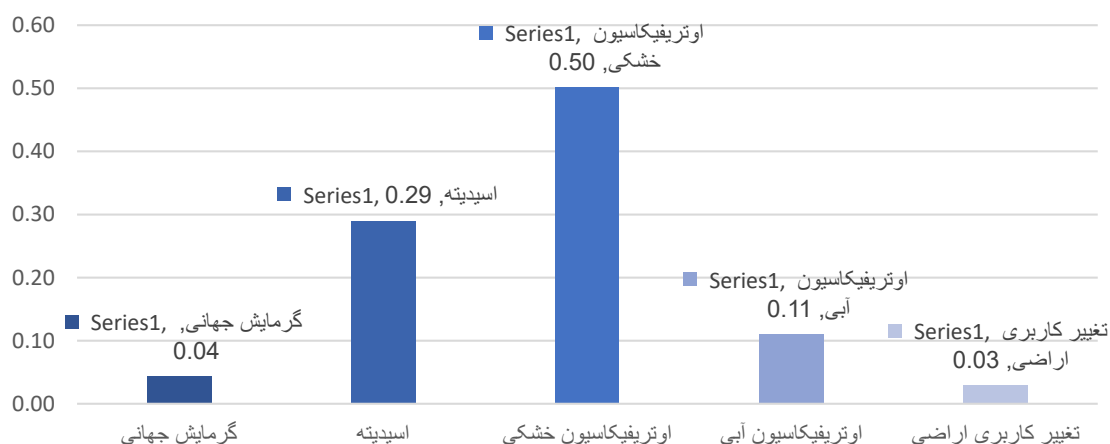
Fig. 1- Contribution of pollutants to impact category A) Global warming, b) Acidification, and c) Terrestrial eutrophication c) aquatic eutrophication per functional unit for maize production in Moghan region

اوتریفیکاسیون برای تولید محصولات کلزا و آفتابگردان در شیلی به ترتیب برابر با  $7/2$  و  $9$  گزارش شد (Iriarte *et al.*, 2010).

شاخص نهایی اثرات زیست‌محیطی و تخلیه منابع تولید یک تن ذرت در منطقه مغان در قالب گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسیون خشکی و آبی، تغییر کاربری اراضی، تخلیه منابع فسیلی، تخلیه منابع فسفات، تخلیه منابع پتاسیم و تخلیه منابع آبی به ترتیب  $0/04$ ،  $0/29$ ،  $0/50$ ،  $0/11$ ،  $0/03$ ،  $2/27$ ،  $0/75$ ،  $0/03$  و  $0/56$  محاسبه شد (شکل‌های ۲ و ۳). بدین ترتیب، مشخص است که تخلیه منابع فسیلی بیشترین تأثیر سوء زیست‌محیطی را در تولید ذرت در منطقه مغان به همراه داشته است. پس از این گروه تأثیر، بالاترین پتانسیل آسیب به محیط زیست در تولید ذرت در منطقه مغان مربوط به گروه تأثیر تخلیه منابع فسفات بود. نتایج این پژوهش با بررسی اثرات زیست‌محیطی تولید بادام زمینی در استان گیلان مطابقت داشت (Nikkhah *et al.*, 2015).

شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر اسیدیته به ازای یک واحد عملکردی نظام تولید چای در منطقه مغان برابر با  $8/37$   $SO_2$  eq محاسبه شد. شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر اسیدیته برای تولید یک واحد عملکردی از محصولات مختلف شامل بادام‌زمینی در استان گیلان، گندم در مناطق مرودشت، گرگان و چین به ترتیب برابر با  $6/25$   $kg SO_2$  eq،  $6/7$  و  $5/6$  گزارش شد (Mirhaji *et al.*, 2013; Nikkhah *et al.*, 2015; Charles *et al.*, 2006; Wang *et al.*, 2007). میزان شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر اسیدیته برای تولید یک واحد عملکردی ذرت از میزان این شاخص‌ها برای تولید این محصولات زراعی به مراتب بالاتر بود.

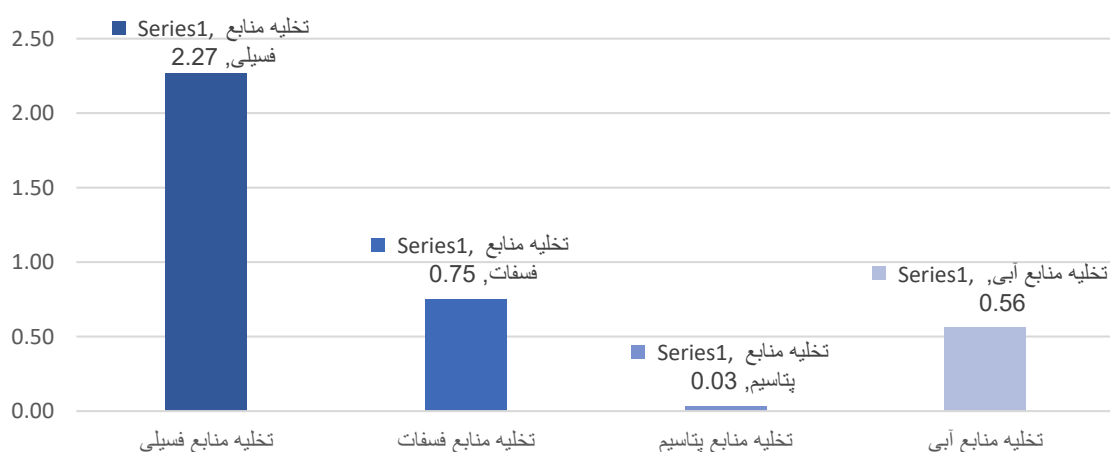
شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر اوتریفیکاسیون خشکی و آبی به ترتیب برابر با  $22/58$   $kg NO_x$  eq و  $35/80$   $kg NO_x$  eq برای یک واحد عملکردی نظام تولید ذرت محاسبه شد. این شاخص برای تولید یک تن از محصولات بادام‌زمینی در گیلان معادل  $kg NO_x$  eq و شاخص طبقه‌بندی (Nikkhah *et al.*, 2015)  $16/22$



شکل ۲- شاخص نهایی اثرات زیست‌محیطی در تولید یک تن دانه ذرت در منطقه مغان  
 Fig. 2- The environmental indicator values (EcoX) per one tonne of maize grain in Moghan region

زیست‌محیطی تولید این گیاه را تخلیه منابع آبی گزارش کردند. (Gasol *et al.*, 2007) با ارزیابی چرخه حیات کلزا برای تولید انرژی زیستی در اسپانیا بیشترین اثر زیست‌محیطی را به دلیل استفاده زیاد از انواع کودهای شیمیایی به ویژه کودهای نیتروژنه به تخلیه منابع غیرقابل تجدید نسبت دادند. (Wang *et al.*, 2007) با ارزیابی چرخه حیات برای تولید ذرت دانه‌ای در شرایط آب‌وهوایی چین بیان داشتند که مهمترین اثر زیست‌محیطی در کاربرد کودهای نیتروژن‌دار مشاهده شد. (Brentrup *et al.*, 2004b) نیز با ارزیابی چرخه حیات برای اکوسیستم‌های تولید گندم در شرایط استفاده از سطوح مختلف کود شیمیایی نیتروژن‌دار پی بردند که در سطوح پایین و بالای مصرف این کود، بیشترین تأثیرات زیست‌محیطی تولید یک واحد عملکردی گندم به ترتیب برای گروه‌های مؤثر تغییر کاربری زمین و اوتریفیکاسیون مشاهده شد. (Nie *et al.*, 2010) با ارزیابی چرخه حیات به ازای تولید یک تن دانه ذرت در چین، بیشترین تأثیر زیست‌محیطی این نظام را برای گروه تأثیر اسیدی شدن محاسبه و بیان کردند که استفاده از کشت مخلوط ذرت با گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن می‌تواند به‌عنوان راهکاری پایدار برای جلوگیری از مصرف نیتروژن در اکوسیستم‌های زراعی مد نظر قرار گیرد.

شاخص زیست‌محیطی برای تولید ذرت در منطقه مغان شامل چهار گروه تأثیر گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسیون خشکی و آبی و تغییر کاربری اراضی، معادل ۰/۹۸ به دست آمد (شکل ۲). برای تولید گندم با مصرف ۱۴۴ کیلوگرم نیتروژن در هکتار و با در نظر گرفتن این چهار گروه تأثیر، شاخص زیست‌محیطی حدود ۰/۲ محاسبه شد (Brentrup *et al.*, 2004b). شاخص زیست‌محیطی تولید بادام زمینی در استان گیلان نیز معادل ۰/۶۳ گزارش شد (Nikkhah *et al.*, 2015). از دلایل شاخص زیست‌محیطی نسبتاً زیاد تولید ذرت در منطقه مغان، مصرف نسبتاً زیاد کودهای شیمیایی است. با توجه به پتانسیل آلودگی زیاد تأمین کود نیتروژن از منبع اوره پیشنهاد می‌شود از کودهای آلی با پتانسیل آلودگی زیست‌محیطی کمتر استفاده شود. شاخص تخلیه منابع برای تولید یک تن ذرت در منطقه مغان ۳/۶۱ به دست آمد (شکل ۳). این شاخص برای تولید بادام زمینی در استان گیلان معادل ۴/۳ اعلام شد (Nikkhah *et al.*, 2015). با توجه به مصرف کمتر سوخت‌های فسیلی در تولید ذرت به ازای واحد کارکردی نسبت به تولید بادام زمینی، این شاخص برای تولید ذرت کمتر بود. (Wang *et al.*, 2010) با ارزیابی چرخه حیات برای برنج در چین، بیشترین اثر



شکل ۳- شاخص نهایی اثرات تخلیه منابع در تولید یک تن دانه ذرت در منطقه مغان

Fig. 3- The environmental index (Eco X) for resources depletion per one tonne of maize grain in Moghan region

### نتیجه گیری

زیست محیطی بیشترین سهم نظام تولیدی ذرت برای گروه مؤثر اوتریفیکاسیون اکوسیستم خشکی (۰/۵۶) و در میان گروه های تخلیه منابع، تخلیه منابع فسفیلی (۲/۴۶) بیشترین تأثیر سوء زیست محیطی را در تولید ذرت در منطقه مغان داشتند. بدین ترتیب، چنین به نظر می رسد که بتوان از روش های مختلف مدیریت نظام زراعی بر مبنای بهره گیری از اصول کم نهاده نظیر کاربرد انواع نهاده های آلی، کاشت گیاهان تثبیت کننده نیتروژن به صورت کشت مخلوط، خاک ورزی حداقل و کاهش مصرف انواع نهاده های شیمیایی برای کاهش اثرات زیست محیطی این نظام تولیدی بر گروه های مؤثر اسیدی شدن و تغییر اقلیم استفاده کرد و در نتیجه کاهش سهم این اثرات زیست محیطی را موجب شد. همچنین پیشنهاد می شود بررسی هایی در زمینه ترکیب روش ارزیابی چرخه حیات با مدل های بهینه سازی با نگرش کاهش اثرات زیست محیطی تولید ذرت صورت گیرد.

با توجه به اینکه با استفاده از LCA سهم هر نظام تولیدی بر گروه های تأثیر کمی می شود، لذا می توان با استفاده از این شاخص میزان اثرات زیست محیطی ناشی از یک واحد عملکردی را تعیین کرد و از روش های مختلف مدیریتی برای کاهش میزان تأثیرات زیست محیطی آن بر گروه های تأثیری که دارای بیشترین اثرات زیست محیطی هستند، بهره جست. برآورد شاخص های زیست محیطی (EcoX) و یا تخلیه محیطی (RDI) برای گروه های تأثیر نشان داد که ارزش های EcoX و RDI برای گروه های تأثیر گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسیون اکوسیستم خشکی و آبی، تغییر کاربری اراضی، تخلیه منابع فسفیلی، تخلیه منابع فسفات، تخلیه منابع پتاسیم و تخلیه منابع آبی به ترتیب با برابر ۰/۰۴، ۰/۲۹، ۰/۵۰، ۰/۱۱، ۰/۰۳، ۲/۲۷، ۰/۷۵، ۰/۰۳ و ۰/۵۶ به دست آمد. بنابراین می توان نتیجه گرفت در میان شاخص

### منابع

Almaraz, J.J., Zhou, X., Mabood, F., Madramootoo, C., Rochette, P., Ma, B.L. and Smith, D.L., 2009. Greenhouse gas fluxes associated with soybean production under two tillage systems in southwestern Quebec. Soil and

Tillage Research 104, 134-139.

Anonymous, 1997. Annual Energy Outlook. U. S. Department of Energy, Energy Information Administration: Washington, D. C., December,

1996; DOE/EIA-0383 (97).

Anonymous, 1998. Europe's Environment: The Second Assessment. EEA (European Environment Agency), Copenhagen.

Anonymous, 2001. Environmental Indicators for Agriculture – Methods and Results, vol. 3. OECD Publications, Paris, France., p. 409.

Anonymous, 2006. ISO (International Organization for Standardization), ISO14040: 2006 (E) Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework.

Anonymous, 2007. IPCC, Summary for Policy Makers. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report. Cambridge University Press, Cambridge.

Anonymous, 2013. U. S. Energy Information Administration estimate. Available online at: <http://www.eia.gov>.

Anonymous, 2014a. FAOSTAT data. Food and Agriculture Organization Statistics Available online at: <http://www.FAO.org>.

Anonymous, 2014b. Statistics Report of 2012-2013 Years. Statistics and Information Office of Ministry of Jihad-e-Agriculture. p. 167 (In Persian).

Anonymous, 2015. World of corn 2014. National Corn Growers Association. Available online at: [www.ncga.com](http://www.ncga.com).

Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H. and Lammel, J., 2001. Application of the Life Cycle Assessment methodology to agricultural production: an example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilisers. European Journal of Agronomy. 14, 221-233.

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, 247-264.

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, 265-279.

Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J. and Kuhlmann, H., 2002b. Life cycle impact assessment of land use based on the Hemeroby concept. International Journal of Life Cycle Assessment. 7, 339-348.

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, 349-357.

Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J. and Kuhlmann, H., 2002a. Impact assessment of abiotic resource consumption conceptual considerations. The International Journal of Life Cycle Assessment. 7, 301-307.

Buratti, C., Barbanera, M. and Fantozzi, F., 2009. Environmental impact assessment of fiber sorghum (Sudan-Grass) production systems for biomass energy production in a central region of Italy. Available online at: [https://www.researchgate.net/publication/254398987\\_environmental\\_impact\\_assessme](https://www.researchgate.net/publication/254398987_environmental_impact_assessme).

Charles, R., Jolliet, O., Gaillard, G. and Pellet, D.,

2006. Environmental analysis of intensity level in wheat crop production using life cycle assessment. *Agriculture, ecosystems and environment*. 113, 216-225.
- Dehghani, H., 2007. Guide to air quality, principles of meteorology and air pollution. Publications of Ghashie, Tehran, Iran. p. 402. (In Persian with English abstract).
- Esmailpour, B., Khorramdel, S. and Amin-Ghafori, A., 2015. Study of Environmental impacts for potato Agroecosystems of Iran based on nitrogen fertilizer by using Life Cycle Assessment (LCA) methodology. *Electronic Journal of Crop Production*. 8(3), 193-224. (In Persian with English abstract).
- Finkbeiner, M., Inaba, A., Tan, R., Christiansen, K. and Klüppel, H.J., 2006. The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *The international journal of life cycle assessment*. 11, 80-85.
- Gasol, C.M., Gabarrell, X., Anton, A., Rigola, M., Carrasco, J., Ciria, P., Solano, M. and Rieradevall, J., 2007. Life cycle assessment of a Brassica carinata bioenergy cropping system in southern Europe. *Biomass and Bioenergy*. 31, 543-555.
- Guinée, J.B., 2001. Life cycle assessment: an operational guide to the ISO standards. Centre of Environmental Science, Leiden University, Leiden. p. 19.
- 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, 336-345.
- Khojastehpour, M., Taherirad, A. and Nikkhah, A., 2015. Life cycle assessment of cotton production in Golestan province based on the production of biomass, energy producing and net income. *Iranian Journal of Biosystems Engineering*. 46, 95-104. (In Persian with English abstract).
- Khorramdel, S., 2011. Evaluation of the potential of carbon sequestration and life cycle assessment (LCA) approach in different management systems for corn. PhD dissertation, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran. (In Persian with English abstract).
- Meisterling, K., Samaras, C. and Schweizer, V., 2009. Decisions to reduce greenhouse gases from agriculture and product transport: LCA case study of organic and conventional wheat. *Journal of Cleaner Production*. 17, 222-230.
- 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. (In Persian with English abstract).
- Mirhaji, H., Khojastehpour, M. and Abaspour-Fard, M.H., 2013. Environmental Effects of wheat production in the Marvdasht region. *Journal of Natural Environment*. 66, 223-232. (In Persian with English abstract).
- Mohammadi, A., Rafiee, S., Jafari, A., Dalgaard, T., Knudsen, M.T., Keyhani, A., Mousavi-Avval, S.H. and Hermansen, J.E., 2013. Potential greenhouse gas emission reductions in soybean farming: a combined use of life cycle assessment and data envelopment analysis. *Journal of Cleaner Production*. 54, 89-100.
- Mola-Filabi, A., Khorramdel, S., Aminghafori, A. and Hosseini, M., 2015. Evaluation of environmental impacts for saffron agroecosystems of Khorasan based on nitrogen fertilizer by using Life Cycle Assessment (LCA). *Journal of Saffron Research*. 2, 152-166. (In Persian with English abstract).

- Monti, A., Fazio, S. and Venturi, G., 2009. Cradle-to-farm gate life cycle assessment in perennial energy crops. *European Journal of Agronomy*. 31, 77-84.
- Nie, S.W., Gao, W.S., Chen, Y.Q., Sui, P. and Eneji, A.E., 2010. Use of life cycle assessment methodology for determining phytoremediation potentials of maize-based cropping systems in fields with nitrogen fertilizer over-dose. *Journal of Cleaner Production*. 18, 1530-1534.
- Nikkhah, A., Khojastehpour, M., Emadi, B., Taheri-Rad., A. and Khorramdel., S., 2015. Environmental impacts of peanut production system using life cycle assessment methodology. *Journal of Cleaner Production*. 92, 84-90.
- Nikkhah, A., Royan, M., Khojastehpour, M. and Bacenetti, J., 2017. Environmental impacts modeling of Iranian peach production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 75, 677-682.
- Roy, P., Nei, D., Orikasa, T., Xu, Q. and Okadome, H., 2009. A review of cycle assessment (LCA) on some food products. *Journal of Food Engineering*. 90, 1-10.
- Schröder, J., Aarts, H., Ten Berge, H., Van Keulen, H. and Neeteson, J., 2003. An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *European Journal of Agronomy*. 20, 33-44.
- Singh, K., Ghoshal, N. and Singh, S., 2009. Soil carbon dioxide flux, carbon sequestration and crop productivity in a tropical dryland agroecosystem: influence of organic inputs of varying resource quality. *Applied Soil Ecology*. 42, 243-253.
- Snyder, C., Bruulsema, T., Jensen, T. and Fixen, P., 2009. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 133, 247-266.
- 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, 201-218.





Environmental Sciences Vol.16 / No.1 / Spring 2018

191-206

## Life cycle assessment (LCA) for a maize production system under Moghan climatic conditions

Mohammadreza Shiri\*, Reza Ataei and Farid Golzardi

Seed and Plant Improvement Institute, Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO), Karaj, Iran

Received: 2017.10.30

Accepted: 2018.04.22

**Shiri, M., Ataei, R. and Golzardi, F., 2018.** Life cycle assessment (LCA) for a maize production system under Moghan climatic conditions. *Environmental Sciences*. 16 (1), 191-206.

**Introduction:** Life cycle assessment (LCA) is a methodology for measuring the environmental impacts associated with a product, process or activity, by identifying, quantifying and evaluating the resources consumed, along with all emissions and wastes released into the environment. This study examined the environmental impacts for Maize production under Moghan climatic conditions by using LCA methodology.

**Materials and methods:** This analysis considered the entire system which was required to produce one ton of maize grain. For this purpose, a functional unit was assumed based on ISO14040 methods which included the extraction of raw materials (e. g. fossil fuels and minerals), the production and transportation of farming inputs (e. g. fertilizers) and all agricultural operations in the field (e. g. tillage and harvest). As a first step, all emissions and the consumption of resources connected to the different processes were listed in a Life Cycle Inventory (LCI) and related to a common unit, namely one ton of grain. Next a Life Cycle Impact Assessment (LCIA) was carried out, in which the inventory data were aggregated into indicators for environmental effects, which included climate change (global warming), acidification and eutrophication (terrestrial and aquatic ecosystems), land use, phosphate resource depletion, potassium resource depletion and water resource depletion. After normalization and weighting of the indicator values it was possible to calculate summarizing indicators for resource depletion and environmental impacts.

**Results and discussion:** The values for climate change (global warming), acidification and eutrophication (terrestrial and aquatic ecosystems), land use, phosphate resource depletion, potassium resource depletion and water resource depletion were estimated at 0.04, 0.29, 0.50, 0.11, 0.03, 2.27, 0.75, 0.03 and 0.56, respectively. As a result, among environmental effect categories (EcoX) the highest environmental impacts were observed in the eutrophication (terrestrial) and acidification categories; among the resource depletion categories (RDI),

---

\*Corresponding Author. *E-mail Address:* mshiri@spii.ir

the depletion of fossil resources had the greatest negative environmental impact for maize production in the Moghan region.

**Conclusion:** It seems that management systems based on a low input system, including organic fertilizers and minimum tillage, could be regarded as an alternative management strategy for reducing problematic environmental impacts.

**Keywords:** Environmental impacts, Life cycle impact assessment (LCA), Emission, Resource use.