

## ارزیابی اثرات زیست محیطی تولید ذرت علوفه‌ای (*Zea mays* L.) در خراسان جنوبی

سید محمد جعفر اصفهانی<sup>۱</sup>، کریم نادری مهدی<sup>۲\*</sup>، حشمت اله سعدی<sup>۲</sup> و آرش دوراندیش<sup>۳</sup>

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۱۰/۰۴

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۱۲/۰۳

اصفهانی، س.م.ج.، نادری مهدی، ک.، سعدی، ح.ا.، و دوراندیش، آ. ۱۳۹۷. ارزیابی اثرات زیست محیطی تولید ذرت علوفه‌ای (*Zea mays* L.) در خراسان جنوبی. بوم‌شناسی کشاورزی، ۱۰(۱): ۲۸۱-۲۹۸.

### چکیده

این مطالعه با هدف ارزیابی اثرات زیست محیطی تولید ذرت علوفه‌ای (*Zea mays* L.) در استان خراسان جنوبی انجام شده برای این منظور از رویکرد ارزیابی چرخه حیات (LCA) استفاده و برای ارائه نتایج کاربردی‌تر و همچنین تخمین ظرفیت کاهش اثرات زیست محیطی با تکنیک تحلیل فراگیر داده‌ها ترکیب شد. اطلاعات مورد نیاز با استفاده از پرسشنامه و مصاحبه رو در رو با کشاورزان و کارشناسان کشاورزی گردآوری و با استفاده از بسته نرم‌افزاری DEAP 2.1, Simapro 7 تجزیه و تحلیل شد. اثرات زیست محیطی برای تولید یک تن ذرت علوفه‌ای و با استفاده از روش IMPACT 2002<sup>+</sup> که ۱۵ شاخص اثر میانی و چهار شاخص اثر پایانی را شامل می‌شود، ارزیابی شد. نتایج کارایی نشان داد میانگین کارایی فنی و کارایی خالص فنی و کارایی مقیاس به ترتیب ۰/۸۰، ۰/۹۳ و ۰/۸۶ است. نتایج ارزیابی چرخه حیات نشان داد که بیشترین بار محیطی در کشت ذرت علوفه‌ای مربوط به شاخص مواد آلی غیر تنفسی و پس از آن شاخص‌های اثر گرمایش جهانی، انرژی تجدیدناپذیر و مواد سرطان‌زا در رده‌های بعد قرار دارند. ارزیابی طبقات آسیب نشان داد که بیشترین تأثیر بر روی شاخص سلامتی انسان بوده و شاخص تغییرات اقلیم و منابع در رده‌های بعدی قرار دارند. نتایج شاخص‌های اثر در صورتی که واحدهای ناکارا با اصلاح الگوی مصرف خود را به مرز کارایی برسانند، بین ۳/۲۸ درصد (اثر مواد سرطان‌زا) تا ۲۸/۲۵ (مسمومیت خاکی) درصد کاهش خواهند یافت. شاخص‌های اثر استخراج مواد معدنی با ۲۵/۰۱ درصد کاهش و اشغال زمین و امواج یونیزه کننده با ۲۰/۸۱ درصد پس از شاخص اثر مواد سرطان‌زا بیشترین میزان کاهش را نشان دادند. همچنین در بین نهاده‌های تولید الکتریسیته، کود حیوانی و انتشار دورن سیستمی مهمترین نقش را در تأثیرات زیست محیطی تولید ذرت علوفه‌ای در منطقه داشتند. اصلاح نظام آبیاری و سیستم پمپاژ آب به منظور کاهش مصرف آب و الکتریسیته و همچنین ترغیب و آگاهی بخشی به کشاورزان در جهت استفاده بهینه از کودهای شیمیایی و استفاده از کود سبز به جای سایر کودها به منظور کاهش اثرات زیست محیطی تولید ذرت علوفه‌ای در منطقه توصیه می‌شود.

**واژه‌های کلیدی:** ارزیابی چرخه حیات، تحلیل پوششی داده‌ها، طبقات آسیب

### مقدمه

می‌دهد که نیازمند چاره‌جویی و اصلاح است (Aghasafari & Ghorbani, 2014). جهت دستیابی به پایداری در این بخش لازم است تا منابع تولید به بهترین وجه ممکن استفاده شوند تا ضمن کاهش مصرف منابع، سودآوری و رفاه کشاورزان نیز افزایش یابد (Rahmani et al., 2016). در مواجهه با نیازهای پیچیده این چینی، محققان در سراسر جهان ابزارهای پژوهشی مختلفی را توسعه داده‌اند تا چرخه حیات محصول را تحلیل کرده و و اثرات ایجاد شده در فرآیند تولید محصول را اندازه‌گیری کند و پیشنهاداتی برای بهبود تمام مراحل تولید به جهت ارتقاء کارایی زیست محیطی داشته باشد

در سال‌های گذشته بحث در مورد پایداری زیست محیطی، تولیدات کشاورزی را نیز شامل شده است. هرچند توسعه کشاورزی در مواجهه با نیاز روزافزون غذا برای جمعیت در حال رشد امری اجتناب-ناپذیر است، ولی در کنار آن پیامدهای ناطلوب زیست محیطی رخ

۱، ۲ و ۳- به ترتیب استادیار، بخش کشاورزی، دانشگاه پیام نور، تهران، دانشیار، گروه ترویج و آموزش کشاورزی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا، همدان و دانشیار، گروه اقتصاد کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

(Email: kndery@basu.ac.ir

\*) نویسنده مسئول:

DOI:10.22067/jag.v10i1.60850

et al., 2015). ظرفیت کاهش اثرات زیست‌محیطی مزارع دامپروری در اسپانیا با استفاده از ترکیب LCA و DEA، ۳۰ درصد گزارش شده است (Iribarren et al., 2011).

هر چند در ایران نیز طی سال‌های گذشته مطالعاتی در زمینه ارزیابی چرخه حیات در بخش کشاورزی انجام شده است، ولی این مطالعات اولاً طیف محدودی از طبقه‌بندی اثرات را لحاظ کرده‌اند و ثانیاً تمرکز آن‌ها اغلب در منطقه شمال و غرب کشور بود و شرق ایران که آب و هوایی متفاوت دارد کمتر در نظر گرفته شده است.

استان خراسان جنوبی به عنوان شرقی‌ترین استان کشور، قابلیت‌هایی در زمینه کشاورزی دارد و بخش عمده از درآمد و اشتغال در این منطقه مربوط به بخش کشاورزی است. بروز پدیده خشکسالی و بالا رفتن قیمت علوفه در این منطقه سبب شده تا کاشت ذرت علوفه‌ای در این استان جاذبه اقتصادی بالایی داشته باشد و سطح زیر کشت و میزان تولید آن افزایش پیدا کند (Anon, 2015). لذا با توجه به اهمیت پایداری زیست‌محیطی در تولیدات کشاورزی لازم است تا در کنار مسائل اقتصادی، تولید این محصول از منظر زیست‌محیطی نیز به صورت جامع مورد ارزیابی قرار گیرد تا شناخت جامع‌تری نسبت به تولید این محصول به دست آید. بنابراین، در این مطالعه سعی شده است تا با استفاده از ترکیب روش LCA و DEA اثرات زیست‌محیطی تولید این محصول مورد بررسی قرار گیرد تا با شناخت بهتر از تولید محصول راهکارهایی جهت کاهش اثرات زیست‌محیطی ارائه شود.

## مواد و روش‌ها

### معرفی منطقه مورد مطالعه و جمع آوری داده‌ها

استان خراسان جنوبی شرقی‌ترین استان ایران با میانگین بارندگی سالانه ۱۳۴ میلی‌متر و میانگین دمای سالانه، ۱۷/۵ درجه سانتی‌گراد است. این استان بین ۵۷ درجه و ۱ دقیقه تا ۶۰ درجه و ۵۷ دقیقه طول شرقی و ۳۰ درجه و ۳۱ دقیقه تا ۳۴ درجه و ۳۶ دقیقه عرض شمالی قرار گرفته است. بخش کشاورزی در این استان سهم مهمی در اشتغال و درآمد ساکنان آن دارد و اخیراً با توجه به بروز پدیده خشکسالی و افزایش قیمت علوفه، تولید ذرت علوفه‌ای در این منطقه افزایش داشته است. شهرستان سرایان یکی از مهمترین مناطق کشاورزی استان در شمال غربی این استان به عنوان نمونه انتخاب و اطلاعات مورد نیاز این پژوهش از کشاورزان و کارشناسان کشاورزی

(Cederberg & Mattsson, 2000). ارزیابی چرخه حیات<sup>۱</sup> (LCA) یک روش قوی و مفید برای ارزیابی اثرات زیست‌محیطی یک جریان تولیدی است که با یک رویکرد جامع تمام مراحل چرخه زندگی تولید را بررسی می‌کند (Nikkhah et al., 2014). ارزیابی چرخه حیات روشی استاندارد شده به وسیله ISO<sup>۲</sup> است که با استفاده از سیاهه مواد، نهاده‌ها و انتشار متناظر با هر مرحله از چرخه زندگی تولید را تعیین و در غالب سهم کمی آنها در طبقه اثر خاص بیان می‌کند (Pérez Gil et al., 2013) و شامل چهار مرحله تعریف محدوده، تحلیل و جمع‌آوری داده‌ها، ارزیابی اثرات و تفسیر است (Khoshnevisan et al., 2013). یکی از خصوصیات منحصر به فرد LCA این است که تمام اثرات زیست‌محیطی محصول یا خدمت را در طول چرخه حیات پیگیری می‌کند و تمامی اثرات زیست‌محیطی ممکن که در تمامی مراحل تولید محصول مورد توجه قرار می‌گیرد (Mohammadi et al., 2013). از سوی دیگر، ترکیب روش ارزیابی چرخه حیات با دیگر روش‌های مدیریتی مثل تحلیل فراگیر داده‌ها<sup>۳</sup> (DEA) به تصمیم‌گیرندگان کمک خواهد کرد تا بتوانند نتایج کاربردی‌تر و تفسیر پذیرتر از تحقیقات ارائه کنند (Khoshnevisan et al., 2015). این روش پس از محاسبه کارایی واحدهای تولیدی، اثرات زیست‌محیطی تولید محصول را در حالتی نشان می‌دهد که تمامی واحدها با تعدیل مقدار مصرف نهاده به صورت کارا عمل کنند. در سال‌های گذشته مطالعاتی در زمینه ترکیب روش DEA و LCA انجام شده است که به طور نمونه می‌توان به مطالعات (Mohammadi et al., 2015; Vazquez-Rowe et al., 2012; Mohammadi et al., 2013; Iribarren et al., 2010; Iribarren et al., 2011; Iribarren et al., 2013; Vázquez-Rowe & Iribarren, 2011; Khoshnevisan et al., 2015) اشاره کرد. خوشنویسان و همکاران (Khoshnevisan et al., 2015) با استفاده از ترکیب دو روش ارزیابی چرخه حیات (LCA) و تحلیل پوششی داده‌ها (DEA) نشان دادند که در صورت استفاده کارآمد از منابع، اثرات زیست‌محیطی تولید خربزه (*Cucumis melo L.*) در ایران تا هشت درصد کاهش خواهد یافت (Khoshnevisan et al., 2015). با ترکیب روش DEA با LCA ظرفیت کاهش اثرات زیست‌محیطی تولید برنج (*Oryza sativa L.*) در ایران را تا ۲۵ درصد تخمین زدند (Mohammadi

1- Life cycle assessment

2- International organization for standardization

3- Data envelopment analyze

$$MaxE = \frac{\sum_{r=1}^s u_r y_{ro}}{\sum_{i=1}^m v_i x_{io}} \quad (۱) \text{ معادله}$$

st :

$$\frac{\sum_{r=1}^s u_r y_{rj}}{\sum_{i=1}^m v_i x_{ij}} \leq 1$$

$$u_r \geq 0, v_r \geq 0$$

که در این معادله،  $y$  و  $x$ : نشان‌دهنده ستانده و نهاده و  $u$  و  $v$ : هم نشان‌دهنده وزن متناظر با هر کدام از ستاده‌ها یا نهاده‌ها است. مدل بالا می‌تواند به شکل زیر تبدیل شود.

$$MaxE = \sum u_r y_{ro}$$

st :

$$\sum u_r y_{rj} - \sum v_i x_{ij} \leq 0$$

$$\sum_{r=1}^s v_i x_{io} = 1$$

$$u_r \geq 0, v_i \geq 0$$

در صورتی که مجموعه‌ای از وزن‌های مثبت برای ستاده و نهاده یک واحد وجود داشته باشد که  $E=1$  باشد می‌گوییم آن واحد کاراست و در غیر این صورت آن واحد ناکارا خواهد بود (Azizi & Fathi (2010) و ajirloo, 2010). به منظور حل ساده‌تر معادله ۲ می‌توان از شکل دوگان آن به صورت زیر استفاده کرد.

$$MinE = \theta$$

st :

$$Y\lambda \geq Y_0$$

$$\theta X_0 - X\lambda \geq 0$$

$$\theta \text{ free}, \lambda \geq 0$$

شکل کلی مدل BCC: نیز مشابه مدل CCR است ولی در این مدل یک قید تحدد  $\sum_{j=1}^J \lambda_j = 1$  به معادله ۳ اضافه می‌شود و کارایی را در وضعیت بازدهی متغیر به مقیاس نشان می‌دهد (Heidari et al., 2012). BCC کارایی فنی را به دو قسمت کارایی فنی خالص ناشی از عوامل مدیریتی و کارایی مقیاس برای عوامل مقیاس تجزیه می‌کند (Mousavi-Avval et al., 2011).

بر مبنای کارایی فنی و کارایی فنی خالص و روابط بین آن‌ها، کارایی مقیاس به صورت زیر تعریف می‌شود (Bolandnazar et al., 2014).

$$SE = TE_{CCR} / TE_{BCC} \quad (۴) \text{ معادله}$$

کارایی مقیاس نشان می‌دهد که بخشی از ناکارایی به اندازه

با استفاده از ابزار پرسشنامه و مصاحبه رودرو جمع آوری شد. حجم نمونه با استفاده از فرمول کوکران تخمین زده شد (Salehi et al., 2014). نهایتاً ۴۲ کشاورز به عنوان نمونه انتخاب شدند و اطلاعات مربوطه از آن‌ها جمع آوری شد و این اطلاعات با استفاده از نرم افزارهای DEAP 2.1 و Simapro تجزیه تحلیل شدند.

### تحلیل فراگیر داده‌ها

هدف DEA اندازه‌گیری کارایی نسبی هر واحد تصمیم‌گیری<sup>۱</sup> (DMU) است که با مصرف مقادیر متفاوت نهاده‌های مشابه به تولید محصولات مشابه در مقادیر متفاوت می‌پردازند (Galanopoulos et al., 2006). DEA شامل دو مدل مجزاست که به مدل‌های BCC، CCR، شناخته می‌شوند (Khoshnevisan et al., 2015). مدل CCR توسط چارنر و همکاران (Charnes et al., 1978) معرفی شده و کارایی فنی<sup>۲</sup> (TE) را در حالت بازدهی ثابت به مقیاس<sup>۳</sup> (CRS) اندازه‌گیری می‌کند. مدل BCC نیز که توسط بنکر و همکاران (Banker et al., 1984) توسعه داده شد، کارایی فنی را به دو قسمت کارایی فنی خالص<sup>۴</sup> (PTE) و کارایی مقیاس<sup>۵</sup> (SE) تقسیم می‌کند. کارایی فنی خالص، کارایی فنی است که اثر مقیاس فعالیت از آن حذف شده باشد (Mousavi-Avval et al., 2011). این مدل کارایی واحدها را با فرض بازدهی متغیر به مقیاس<sup>۶</sup> (VRS) اندازه‌گیری می‌کند و مهمترین مزیت این مدل این است که مقیاس مزارع ناکارا تنها با مزارع کارا با اندازه مشابه مقایسه می‌شود (Ebrahimi & Salehi, 2015).

شکل کلی مدل CCR به صورت معادله ۱ است (Azizi & Wang, 2013).

- 1- Decision making unit
- 2- Technical efficiency
- 3- Constant return to scale
- 4- Pure technical efficiency
- 5- Scale efficiency
- 6- Variable return to scale

نامناسب واحد برمی‌گردد و اگر واحدها به سمت اندازه بهینه حرکت کنند می‌توانند کارایی کلی را بهبود بخشند (Ebrahimi & Salehi, 2015).

### ارزیابی چرخه حیات

هر پروژه ارزیابی چرخه حیات دارای چهار مرحله الزامی شامل تعریف هدف و دامنه، تحلیل سیاهه، ارزیابی تأثیرات چرخه زندگی و تحلیل نتایج است. در مرحله تعریف هدف و دامنه<sup>۱</sup> چهارچوب کلی کار که شامل واحدهای کارکردی (جریان‌های مرجع)، مرزهای سامانه، تخصیص منابع و انتخاب بخش‌های اثر<sup>۲</sup> است، مشخص می‌شود (Suh et al., 2004; Phong et al., 2011). تمرکز این مطالعه بر روی مرحله تولید و فرآیندهای صورت گرفته درون مزرعه گذاشته شده و اصطلاحاً دروازه مزرعه به عنوان مرز سامانه تعیین شده است. یکی دیگر از مراحل که در یک پروژه ارزیابی چرخه زندگی یک فرایند یا محصول باید صورت پذیرد، تعیین واحد کارکردی<sup>۳</sup> است. واحد کارکردی مبنایی است که تمامی محاسبات در طول چرخه حیات محصول بر اساس آن انجام می‌پذیرد. نمکک و همکاران (Nemecek et al., 2011) سه واحد کارکردی متفاوت برای ارزیابی محصولات زراعی پیشنهاد کرده‌اند. (۱) بر اساس واحد سطح، (۲) بر اساس واحد پول و (۳) بر اساس وزن ماده تولیدی. معمولاً واحد سطح مبنای توده مبنای در مطالعات LCA در بخش کشاورزی عمومیت بیشتری دارد (Knudsen et al., 2010; Dalgaard et al., 2008; Heller & Keoleian, 2010; Iriarte et al., 2010). در این مطالعه واحد کارکردی به صورت یک تن محصول تولیدی در نظر گرفته شده است، بدین معنا که تمامی آلاینده‌های انتشار یافته بر پایه نهاده‌های مصرفی برای تولید یک تن ذرت علوفه‌ای محاسبه و گزارش می‌شود.

در مرحله تحلیل سیاهه منابع استفاده شده و انتشار آلاینده‌ها در کل یا بخشی از دوره زندگی محصول که با توجه به مرزهای سامانه تعیین می‌شوند، در نظر گرفته می‌شود. این مرحله یکی از مهمترین مراحل ارزیابی چرخه حیات است که نتایج آن در مرحله ارزیابی تأثیرات چرخه حیات استفاده می‌شود (Khoshnevisan et al., 2012).

- 1- Goal and scope definition
- 2- Impact categories
- 3- Functional unit

2014). این مرحله شامل چند گام اختیاری و چندگام اجباری است. مرحله اجباری شامل انتخاب بخش‌های اثر بوده و نرمال‌سازی و وزن‌دهی جزء مراحل اختیاری این گام از مطالعه محسوب می‌شوند. روش‌های متعددی برای ارزیابی اثرات زیست‌محیطی از سوی نهادهای و کشورهای مختلف ارائه شده است. یکی از این روش‌ها، روش IMPACT 2002+ بوده که ترکیبی از سه روش IMPACT 2002 (Goedkoop Eco-Indicator 99, Pennington et al., 2005) و روش CML (Khoshnevisan et al., 2001) است. این روش تعداد ۱۵ شاخص اثر را مورد ارزیابی قرار داده و با ترکیب این شاخص‌های اثر، چهار شاخص پایانی رده (شاخص-های ارزیابی آسیب) را نیز مورد ارزیابی قرار می‌دهد (Humbert et al., 2012).

برای محاسبه هر کدام از طبقات تأثیر، نیازمند فاکتور مشخص-سازی هر کدام از آلاینده‌ها هستیم. فاکتورهای مشخص‌سازی معمولاً به عنوان فاکتورهای هم‌ارزی خوانده می‌شوند و ارائه‌کننده یک روش برای مقایسه مستقیم نتایج LCI با هر کدام از دسته‌های تأثیر می‌باشد. به عبارت دیگر، فاکتورهای مشخص‌سازی ورودی‌های منابع مختلف را به شاخص‌های تأثیر قابل مقایسه ترجمه می‌کنند (Brenttrup et al., 2004). برای مثال، تمام گازهای گلخانه‌ای را می‌توان به صورت معادل‌های CO<sub>2</sub> بیان نمود که با ضرب نتایج مربوط LCI در فاکتورهای مشخص‌سازی CO<sub>2</sub> و سپس ترکیب آن‌ها شاخص‌های تأثیر به دست می‌آیند تا بتوانند یک شاخص کلی از توان بالقوه گرمایش جهانی ارائه دهند (Nguyen & Hermansen, 2012). فاکتور مشخص‌سازی برای هر کدام از طبقات تأثیر در روش IMPACT 2002+ از نتایج بیش از ۱۵۰۰ مطالعه مختلف ارزیابی سیاهه چرخه حیات (LCI) به دست آمده و در نرم‌افزار Simapro گردآوری شده است (PRé, 2016).

شاخص سمیت انسان در روش IMPACT 2002+ به دو زیر بخش سرطان‌زا و غیر سرطان‌زا تقسیم‌بندی شده است. این طبقه تمامی اثرات مربوط به سلامتی انسان به جز اثرات تنفسی به‌وسیله مواد غیرآلی، تشعشعات یونیزه‌کننده، تخلیه لایه اوزون و اکسیداسیون فتوشیمیایی را در بر گرفته و اثر سمی تجمعی مواد شیمیایی منتشر شده در محیط‌زیست را نشان می‌دهد که به صورت ماده مرجع کلرو اتیلن<sup>۴</sup> منتشر شده در هوا بیان می‌شود (Pennington et al., 2001).

4- Chloroethylene

بر حسب مترمربع بیان می‌شود. فاکتورهای مشخص‌سازی شاخص گرمایش جهانی برای انتشار آلاینده‌ها به هوا تعریف شده و به صورت معادل CO<sub>2</sub> بیان می‌شود (IPCC, 2007). تخلیه منابع غیر-زنده مانند سوخت‌های فسیلی یا مواد معدنی به کاهش مداوم و عدم دسترس بودن آن‌ها برای نسل‌های آینده می‌پردازد. برای مطالعات LCA در تولید محصول زراعی مصرف سوخت‌های فسیلی و مواد معدنی از قبیل فسفات، پتاس و زیر مجموعه آهک از اهمیت ویژه‌ای برخوردار می‌باشد (Guinée, 2001).

برای تکمیل این مرحله از مطالعه، دو سری از داده‌ها مورد نیاز است. این دو سری از داده‌ها با عنوان داده‌های پس‌زمینه<sup>۴</sup> و پیش-زمینه<sup>۵</sup> شناخته می‌شوند. داده‌های پیش‌زمینه شامل میزان مواد مصرفی و فرآیندهای صورت گرفته در مرز مورد مطالعه بر اساس پرسشنامه و مصاحبه رودرو با کشاورزان و کارشناسان کشاورزی در منطقه مورد بررسی تهیه شده است. این اطلاعات شامل تمامی نهادهای مورد مصرف کشاورزان از جمله میزان و نوع کودهای شیمیایی، کود حیوانی، ساعات کار و نوع ماشین‌آلات و تجهیزات آن-ها، آب، سوخت و الکتریسیته برای تولید یک تن محصول است. انتشار درون مزرعه را می‌توان بر اساس کاربرد هر کدام از نهادهای محاسبه کرد که در بخش بعدی توضیح داده شده است و انتشار خارج از مزرعه نیز بر اساس داده‌های پس‌زمینه شامل تولید هریک از نهادهای مصرفی از پایگاه داده اکواینونت<sup>۶</sup> و نرم‌افزار Simapro استخراج شده (PRé, 2016).

پس از تعیین شاخص طبقه‌بندی هر گروه تأثیر برای درک بهتر از اهمیت مقادیر به‌دست آمده از مرحله نرمال‌سازی و شاخص طبقه-بندی هر گروه با شاخص‌های مرجع مقایسه می‌شود. در واقع هدف این مرحله بی‌بعد کردن داده‌ها است (Brentrop et al., 2004). در مرحله نرمال‌سازی سهم تأثیرات زیست‌محیطی سامانه مورد مطالعه در کل آثار زیست‌محیطی یک منطقه تعیین می‌شود. شاخص نرمال-سازی هر گروه تأثیر از معادله ۵ محاسبه شد.

$$N_i = ICI_i \div NV_i \quad \text{معادله (۵)}$$

که در این رابطه ICI: شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر،  $i$ : که در مرحله قبل محاسبه شده و NV: فاکتور نرمال‌سازی برای منطقه

(2006). اثر تنفسی اشاره به اثرات تنفسی ایجاد شده به‌وسیله مواد غیرآلی دارد که به‌صورت ذرات ریز منتشر شده در هوا بیان می‌شود و موادی مثل SO<sub>2</sub>، NO<sub>x</sub> و CO در ایجاد این اثر تأثیر گذارند (Humbert et al., 2011). تشعشعات یونیزه کننده مربوط به انتشار آلاینده‌ها در آب و خاک است. تاکنون فاکتور مشخص‌سازی برای انتشار آلاینده‌ها در خاک برای این طبقه اثر تعریف نشده است و واحد مرجع آن انتشار کربن-۱۴ در هوا<sup>۱</sup> است (Humbert et al., 2012). تخلیه لایه ازون تنها انتشار آلاینده‌ها در هوا را شامل می‌شود و به صورت واحد مرجع معادل کیلوگرم CFC-11 منتشر شده در هوا بیان می‌شود (Goedkoop & Spriensma, 2001). اکسیداسیون فتوشیمیایی در دو شاخص آسیب سلامت انسان و کیفیت اکوسیستم تأثیرگذار است. شاخص اثر اکسیداسیون فتوشیمیایی که بر سلامت انسان تأثیرگذار است بیشتر به اثر تنفسی آلی مربوط شده و به صورت اتیلن منتشر شده در هوا بیان می‌شود (Humbert et al., 2012). فاکتورهای مشخص‌سازی برای محاسبه سمیت آبی مربوط به انتشار آلاینده‌ها به هوا، آب و خاک است و سمیت را در آب‌های سطحی و آب‌های جاری نشان می‌دهد به صورت انتشار تری‌گلیکون به آب محاسبه می‌شود<sup>۲</sup>. شاخص سمیت خاکی نیز مانند سمیت آبی به انتشار فلزات سنگین در آب، خاک و هوا مربوط می‌شود و به صورت معادل تری‌اتیلین گلیکون در خاک<sup>۳</sup> محاسبه می‌شود. اسیدی‌سازی آبی از انتشار آلاینده‌ها به آب، خاک و هوا ناشی شده و به صورت معادل SO<sub>2</sub> منتشر شده به هوا بیان می‌شود (Guinée et al., 2002). فاکتورهای مشخص‌سازی برای یوتریفیکاسیون آبی از انتشار آلاینده‌ها به آب، خاک و هوا به‌دست آمده و محاسبه آن به صورت معادل PO<sub>4</sub> منتشر شده در آب است. فاکتورهای مشخص-سازی اسیدی‌سازی خاکی تنها بر اساس آلاینده‌های منتشر شده در هوا بوده و به صورت SO<sub>2</sub> منتشر شده در هوا محاسبه می‌شود. شاخص اشغال زمین در روش IMPACT 2002<sup>+</sup> مستقیماً از روش Eco-indicator 99 اقتباس شده است و اشاره به زمین‌های قابل کشت اشغال شده و همچنین تغییر کاربری زمین دارد. این شاخص تأثیر کاهش گونه‌های گیاهی در اثر انتشار مربوط به کودهای شیمیایی و سموم را نیز در بر می‌گیرد که به صورت زمین قابل کشت

شده است. آخرین مرحله نیز تمام نتایج به منظور نتیجه‌گیری و ارائه راهکارها مورد تحلیل قرار می‌گیرد. در این مرحله مسائل مهم تعریف شده و در رابطه با تأثیر آن‌ها بر نتایج LCA مورد ارزیابی قرار می‌گیرد (Buonocore et al., 2015).

مرجع برای هر گروه تأثیر  $i$  و  $Ni$ : شاخص نرمال‌سازی گروه تأثیر  $i$  است. در واقع، هدف این مرحله بی‌بعد کردن داده‌هاست (Rafiee et al., 2016). شاخص نرمال‌سازی برای هر کدام از طبقات تأثیر و اثرگذاری آن‌ها در هر کدام از طبقات آسیب در جدول ۱ نشان داده

جدول ۱- شاخص نرمال‌سازی، طبقات آسیب و طبقات تأثیر مربوطه در روش  $Impact\ 2002^+$

Table1- Normalization factors , Damage category and related impact category in impact2002+ method

طبقات تأثیر Impact categories	واحد / تن Unit/ton	شاخص نرمال‌سازی Normalization factors	طبقات آسیب Damage categories
مواد سرطان‌زا Carcinogens	کیلوگرم معادل کلرو اتیلن kg C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> Cl eq	45.5	سلامت انسان Human health
غیر سرطان‌زا Non-carcinogens	کیلوگرم معادل کلرو اتیلن kg C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> Cl eq	173	سلامت انسان Human health
تنفسی غیر آلی Respiratory inorganics	کیلوگرم معادل ذرات جامد >۲/۵ میکرون kg PM2.5 eq	8.80	سلامت انسان Human health
تشعشعات یونیزه کننده Ionizing radiation	کیلوگرم معادل کربن-۱۴ Bq C-14 eq	5.33E+5	سلامت انسان Human health
تخلیه لایه ازون Ozone layer depletion	کیلوگرم معادل کلروفلوئوروکربن kg CFC-11 eq	0.204	سلامت انسان Human health
مواد تنفسی آلی Respiratory organics	کیلوگرم معادل اتیلن kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq	12.4	کیفیت اکوسیستم Ecosystem quality
سمیت آبی Aquatic ecotoxicity	کیلوگرم تری اتیلن گلیکول آب kg TEG water	1.36E+6	سلامت انسان Human health
سمیت خاکی Terrestrial ecotoxicity	کیلوگرم تری اتیلن گلیکول خاک kg TEG soil	1.2E+6	کیفیت اکوسیستم Ecosystem quality
اسیدی‌سازی خاکی Terrestrial acid/nutri	کیلوگرم معادل دی اکسید گوگرد kg SO <sub>2</sub> eq	315	کیفیت اکوسیستم Ecosystem quality
اشغال زمین Land occupation	زمین قابل کشت m <sub>2</sub> org.arable	3460	کیفیت اکوسیستم Ecosystem quality
اسیدی‌سازی آبی Aquatic acidification	کیلوگرم معادل دی اکسید گوگرد kg SO <sub>2</sub> eq	66.2	کیفیت اکوسیستم Ecosystem quality
یوتریفیکاسیون آبی Aquatic eutrophication	کیلوگرم معادل فسفات kg PO <sub>4</sub> P-lim	11.8	کیفیت اکوسیستم Ecosystem quality
گرمایش جهانی Global warming	کیلوگرم معادل دی اکسید کربن kg CO <sub>2</sub> eq	11600	تغییرات آب و هوایی Climate change
انرژی تجدید ناپذیر Non-renewable energy	مگاژول انرژی اولیه MJ primary	15200	تخلیه منابع Resources
تخلیه مواد معدنی Mineral extraction	مگاژول انرژی مازاد MJ surplus	5730	تخلیه منابع Resources

محاسبه گردیده و در ارزیابی‌ها لحاظ کردند (Keyes et al., 2014). انتشار آمونیوم از مصرف کودهای شیمیایی بر اساس روابط ارائه شده توسط نمکک و همکاران (Nemecek et al., 2014) محاسبه شده است:

### انتشار داخل مزرعه<sup>۱</sup>

مصرف نهاده‌ها درون مرز سامانه‌ی مورد مطالعه سبب انتشار مستقیم آلاینده‌ها به هوا، آب و خاک خواهد شد که این انتشار باید

1- Field emissions

به آب نیز طبق مدل SQCB-NO<sub>3</sub> ارائه شده توسط نمکک و همکاران (Nemecek et al., 2014) محاسبه شد.

مصرف کود اوره سبب انتشار مستقیم CO<sub>2</sub> به هوا می‌شود. برای این منظور پیشنهاد شده است تا به ازای هر کیلو نیتروژن موجود در کود اوره (Urea-N) ضریب انتشار ۱/۵۷ در نظر گرفته شود (Nemecek et al., 2014; Rafiee et al., 2016). جهت محاسبه میزان انتشار فسفات به آب‌های زیر زمینی از ضریب انتشار ۰/۰۷ استفاده شده است (Nemecek & Kagi, 2007).

مصرف سوخت دیزل در موتور تراکتور و سایر ماشین‌های کشاورزی سبب انتشار آلاینده‌های زیست‌محیطی مختلفی به هوا خواهد گردید. خوشنویسان و همکاران (Khoshnevisan et al., 2014) در مطالعه خود با مقایسه انتشار ناشی از احتراق سوخت دیزل در دو پایگاه داده مختلف نشان دادند که پایگاه اطلاعات اکواینونت<sup>۱</sup> طبقات بیشتری از انتشار را در بر می‌گیرد. لذا در این مطالعه انتشار ارائه شده در پایگاه داده اکواینونت استفاده شد.

## نتایج و بحث

### تحلیل کارایی

میانگین کارایی واحدها در جدول ۲ نشان داده شده است. همان‌طور که در این جدول مشاهده می‌شود میانگین کارایی فنی و کارایی خالص فنی و کارایی مقیاس به ترتیب ۰/۸۰، ۰/۹۳ و ۰/۸۶ است. در حالت بازدهی ثابت به مقیاس ۱۳ واحد و در حالت بازدهی متغیر به مقیاس ۲۲ واحد کارا هستند. کارایی فنی در بازه ۰/۳۳ و ۱ با انحراف معیار ۰/۲۰ قرار داشت. کمترین مقدار کارایی فنی خالص ۰/۶۴ بود.

گزارش واسکوئزه و همکاران (Vazquez-Rowe et al., 2012) برای تولید انگور (*Vitis vinifera L.*) در اسپانیا نشان داد که ۶۰ درصد تولید کنندگان به صورت کارا عمل می‌کنند و درجه کارایی برای کشاورزان ناکارا بین ۳۶ تا ۷۱ درصد است. نبوی پله سربابی و همکاران (Nabavi-Pelesaraei et al., 2014) میانگین کارایی فنی، خالص و مقیاس را برای تولید پرتقال (*Citrus sinensis L.*) را به ترتیب ۰/۸۹۴، ۰/۹۲۵ و ۰/۹۲۲ گزارش کردند. با توجه به روابط میان انواع کارایی، به نظر می‌رسد کارایی فنی پایین در این مطالعه نسبت به سایر مطالعات انجام شده در بخش کشاورزی بیشتر

$$\text{NH}_3 = 17.14 \times N_{\text{min}} \times (\text{EF}_a \times p + \text{EF}_b \times (1-p)) \quad (۶)$$

در این معادله، NH<sub>3</sub>: بیانگر میزان انتشار آمونیوم ناشی از مصرف کودهای شیمیایی به صورت کیلوگرم به‌ازای واحد کارکردی است، N<sub>min</sub>: معرف میزان نیتروژن موجود در کودهای معدنی، EF<sub>a</sub> و EF<sub>b</sub> ضرایب انتشار برای خاک با pH زیر ۷ و بالای ۷ می‌باشند (kg NH<sub>3</sub>-N/kg N) و p: سهم خاک با pH کمتر از هفت می‌باشد که به صورت درصد بیان می‌شود.

یکی دیگر از منابع انتشار NH<sub>3</sub> مصرف کودهای حیوانی است. برای محاسبه میزان آمونیوم منتشر شده در اثر مصرف کودهای حیوانی از معادله (۷) استفاده شده است:

$$\text{NH}_3\text{-N} = \text{TAN} \times (\text{er} + \text{c\_app}) \times \text{cx} \quad (۷)$$

در این رابطه NH<sub>3</sub>-N: بیانگر میزان نیتروژن منتشر شده به فرم NH<sub>3</sub> و با واحد کیلوگرم به‌ازای واحد کارکردی می‌باشد. TAN معرف آمونیوم نیتروژن کل بوده که معادل محتوای نیتروژن محلول بوده و به صورت حاصل ضرب میزان کود حیوانی در محتوای نیتروژن محلول به‌دست می‌آید (Nemecek et al., 2014). er: نرخ انتشار بوده که با توجه به نوع کود حیوانی مصرفی تعیین می‌شود. c\_app: ضریب تصحیح بوده که به میزان کود مصرف شده و میزان رقت آن بستگی دارد (برای کودهای مایع). همچنین cx: به پارامترهای متعددی مانند فصل پخش کود حیوانی و فاصله زمانی پخش و اختلاط با خاک وابسته است. (Nemecek & Schnetzer, 2011).

برای محاسبه میزان NO<sub>x</sub> منتشر شده ناشی از مصرف کودهای شیمیایی و حیوانی، ضریب انتشار NO<sub>x</sub>-N kg ۰/۱۲ در نظر گرفته شده است (Rafiee et al., 2016). برای محاسبه میزان منواکسید نیتروژن از معادله زیر استفاده شده است (IPCC, 2006; Nemecek et al., 2014; Faist Emmenegger et al., 2009):

$$\left[ \begin{aligned} \text{N}_2\text{O} = 44.28 \times (0.01 \times \\ (\text{N}_{\text{tot}} + \text{N}_{\text{cr}} + 14/17 \times \text{NH}_3 + \\ 14.46 \times \text{NO}_x) \\ + 0.0075 \times 14.62 \times \text{NO}_3) \end{aligned} \right] \quad (۸)$$

در معادله (۸)، N<sub>2</sub>O: بیانگر میزان انتشار به‌ازای واحد کارکردی، N<sub>tot</sub>: بیانگر میزان نیتروژن کل موجود در کودهای آلی و معدنی، N<sub>cr</sub>: معرف میزان نیتروژن موجود در بقایای گیاهی و NO<sub>3</sub>: بیانگر میزان نیتروژن از دست رفته به شکل نیترات می‌باشد. میزان انتشار نیترات

معلول پایین بودن کارایی مقیاس باشد. لذا تعیین اندازه بهینه مزرعه می‌تواند از عوامل مؤثر در ارتقاء کارایی و استفاده بهینه از عوامل تولید

جدول ۲- آمار توصیفی کارایی مزارع ذرت علوفه‌ای  
Table 2- Descriptive statistics for efficiency scores of corn silage farms

	حداقل Minimum	حداکثر Maximum	میانگین Mean	انحراف معیار S.E	تعداد واحدهای کارا Efficient DMU	درصد واحدهای کارا Efficient DMU (%)
کارایی فنی TE	0.33	1.00	0.80	0.20	13	31
کارایی فنی خالص PTE	0.64	1.00	0.93	0.10	22	52
کارایی مقیاس STE	0.36	1.00	0.86	0.18	15	36

### ارزیابی طبقات تأثیر

شاخص‌های زیست‌محیطی محاسبه شده برای کشت محصول ذرت علوفه‌ای در دو وضعیت مصرف نهاده‌ها در شرایط کنونی و بهینه در جدول ۲ نشان داده شده است. همان‌طور که نتایج ارائه شده در جدول ۳ نشان می‌دهد، اگر واحدهای ناکارا با اصلاح الگوی مصرف خود را به مرز کارایی برسانند نتایج شاخص‌های اثر بین ۳/۲۸ درصد تا ۲۸/۲۵ درصد کاهش خواهند یافت. کمترین میزان کاهش با ۳/۲۸ درصد برای شاخص اثر مواد سرطان‌زا مشاهده شد و بیشترین میزان کاهش با مقدار ۲۸/۲۵ درصد به شاخص اثر مسمومیت خاکی تعلق داشته است و پس از آن شاخص‌های اثر استخراج معدنی با ۲۵/۰۱ درصد کاهش و اشغال زمین و امواج یونیزه کننده با ۲۰/۸۱ درصد بیشترین میزان کاهش را نشان دادند.

نتایج نرمال شده نیز در شکل ۱ نشان داده شده است. از آن‌جا که این شاخص‌ها بی بعد شده‌اند، لذا این امکان وجود دارد تا بزرگی آن‌ها با هم مقایسه گردد. همان‌گونه که دیده می‌شود، شاخص مواد تنفسی غیرآلی بیشترین بار محیطی را در کشت ذرت سیلویی از خود نشان داده و پس از آن شاخص اثر گرمایش جهانی، انرژی تجدیدناپذیر و مواد سرطان‌زا در رده‌های بعد قرار دارند.

همان‌طور که در شکل ۲ و ۳ مشاهده می‌شود در پنج شاخص اثر (شامل بخش‌های اثر مواد سرطان‌زا، مواد غیر سرطان‌زا، مسمومیت آبی، گرمایش جهانی و انرژی‌های تجدیدناپذیر)، بار محیطی ناشی از تولید الکتریسیته در نیروگاه بیشترین تأثیر را در آلاینده‌گی محیط به همراه داشته است. پس از آن، آلاینده‌گی ناشی از تولید کود حیوانی

بیشترین بارهای محیطی را در چهار بخش اثر (شامل بخش‌های اثر تشعشعات یونیزه کننده، مواد آلی تنفسی، مسمومیت خاکی، اشغال زمین و استخراج مواد معدنی) به محیط تحمیل نموده است.

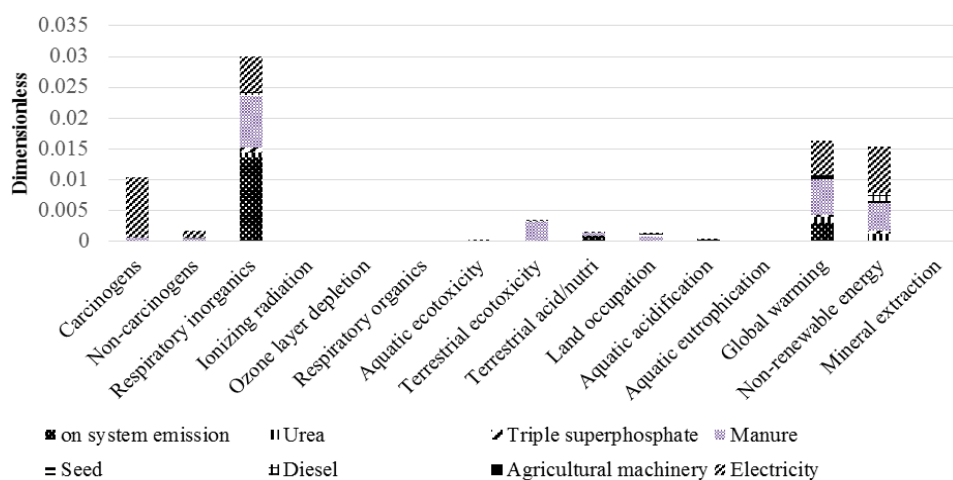
الکتریسیته، کود حیوانی و انتشار دورن سیستمی مهمترین نقش را در تأثیرات زیست‌محیطی تولید ذرت علوفه‌ای در منطقه دارد (شکل ۳). خوشنویسان و همکاران (Khoshnevisan et al., 2015; Khoshnevisan et al., 2013) نیز در مطالعه خود به نقش کلید الکتریسیته در اثرات زیست‌محیطی تولیدات کشاورزی در ایران اشاره کردند. پمپ‌آب‌های زیرزمینی مهمترین مورد مصرف الکتریسیته در تولید است. بنابراین، بهبود کارایی مصرف آب<sup>۱</sup> می‌تواند سهم قابل توجهی در کاهش انتشار و اثرات زیست‌محیطی داشته باشد. در منطقه مورد مطالعه به نظر می‌رسد به سبب استفاده از روش آبیاری غرقابی و تجهیزات فرسوده، کارایی مصرف آب پایین باشد. لذا ترغیب کشاورزان در جهت تغییر سیستم آبیاری و استفاده از روش‌های نوین آبیاری بارانی تا حد زیادی می‌تواند به افزایش کارایی مصرف آب و به علاوه کاهش مصرف آب و الکتریسیته منجر شود. این مسئله در مطالعات دیگر نیز تأیید شده است (Mohammadi et al., 2014).



جدول ۳ - مقایسه شاخص‌های اثر برای کشت ذرت سیلویی در شرایط کنونی و بهینه مصرف نهاده‌ها

Table 3- Comparisons of results of impact indicators for corn silage cultivation under current conditions and optimum input use

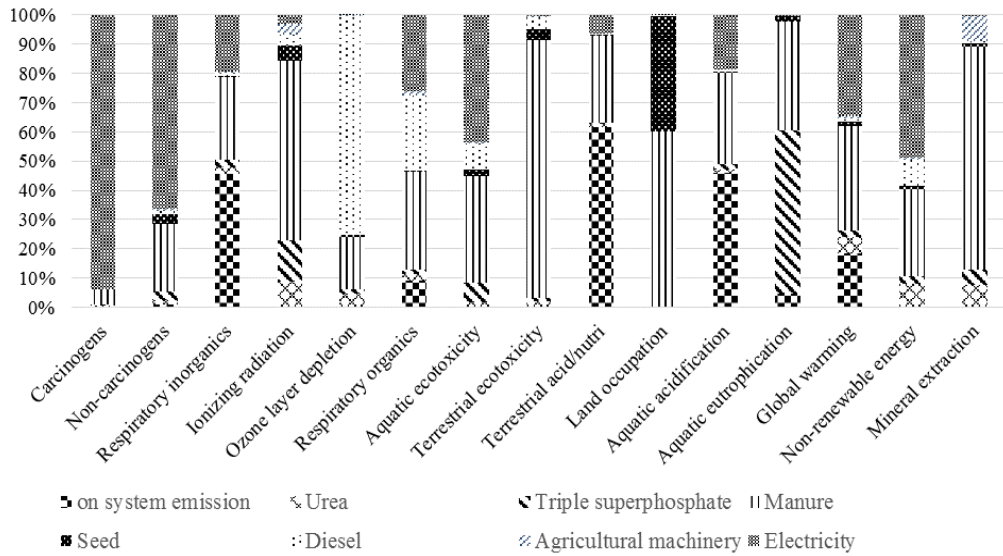
شاخص‌های اثر Impact indicators	واحد / تن Unit/ton	شرایط جاری Current condition	شرایط بهینه Optimum condition	بهبود (درصد) Improvement (%)
مواد سرطان‌زا Carcinogens	کیلوگرم معادل کلرو اتیلن kg C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> Cl eq.	26.40	25.53	3.28
غیر سرطان‌زا Non-carcinogens	کیلوگرم معادل کلرو اتیلن kg C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> Cl eq.	4.34	3.96	8.81
تنفسی غیر آلی Respiratory inorganics	کیلوگرم معادل ذرات جامد >۲/۵ میکرون kg PM2.5 eq.	0.30	0.27	12.04
تشعشعات یونیزه کننده Ionizing radiation	کیلوگرم معادل کربن-۱۴ Bq C-14 eq.	1034.52	819.23	20.81
تخلیه لایه اوزن Ozone layer depletion	کیلوگرم معادل کلروفلوئوروکربن kg CFC-11 eq.	0.00	0.00	9.26
مواد تنفسی آلی Respiratory organics	کیلوگرم معادل اتیلن kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq.	0.09	0.08	12.72
سمیت آبی Aquatic ecotoxicity	کیلوگرم تری اتیلن گلیکول آب kg TEG water	19208.01	16721.88	12.94
سمیت خاکی Terrestrial ecotoxicity	کیلوگرم تری اتیلن گلیکول خاک kg TEG soil	5851.00	4197.86	28.25
اسیدی سازی خاکی Terrestrial acid/nutri	کیلوگرم معادل دی اکسید گوگرد kg SO <sub>2</sub> eq.	19.78	17.14	13.37
اشغال زمین Land occupation	زمین قابل کشت m <sub>2</sub> org.arable	16.07	12.72	20.81
اسیدی سازی آبی Aquatic acidification	کیلوگرم معادل دی اکسید گوگرد kg SO <sub>2</sub> eq.	3.34	2.90	13.19
یوتروفیکاسیون آبی Aquatic eutrophication	کیلوگرم معادل فسفات kg PO <sub>4</sub> P-lim	0.13	0.11	13.47
گرمایش جهانی Global warming	کیلوگرم معادل دی اکسید کربن kg CO <sub>2</sub> eq.	161.72	140.41	13.18
انرژی تجدیدناپذیر Non-renewable energy	مگاژول انرژی اولیه MJ primary	2336.51	2077.24	11.10
تخلیه مواد معدنی Mineral extraction	مگاژول انرژی مازاد MJ surplus	2.57	1.93	25.01



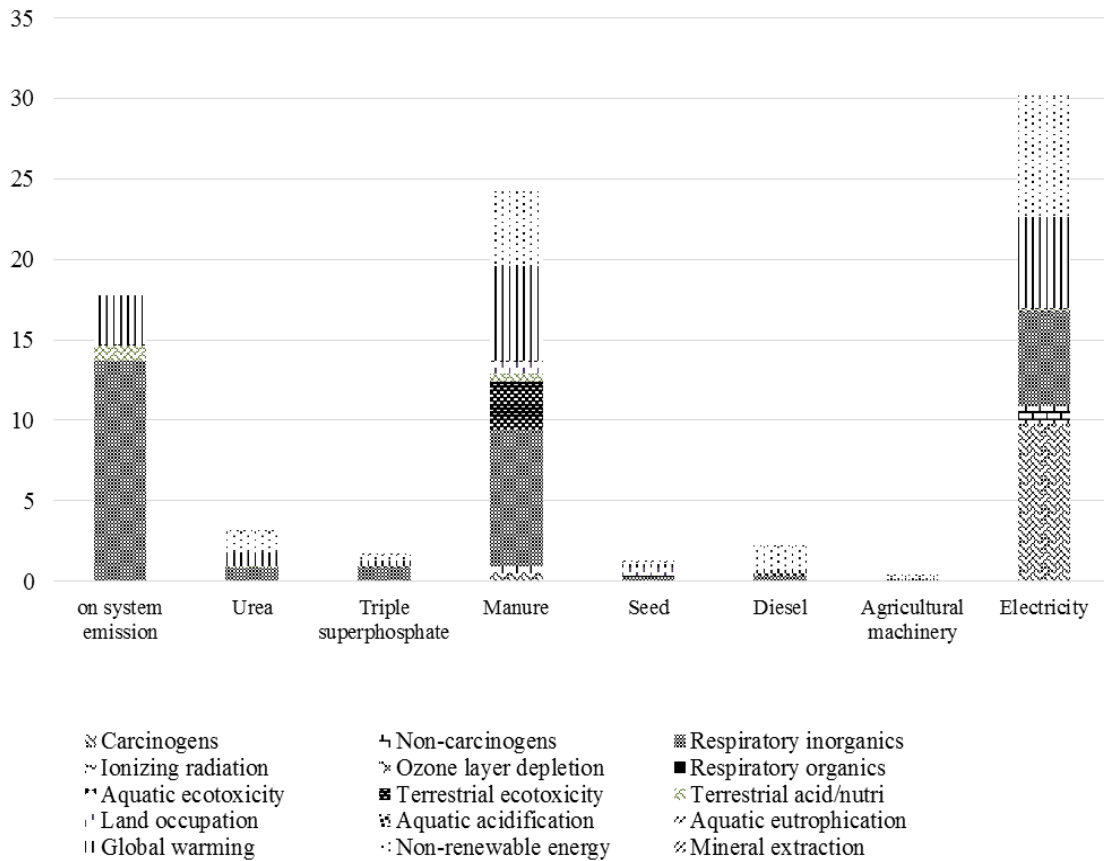
شکل ۱- شاخص‌های اثر نرمال شده در کشت ذرت سیلویی  
 Fig. 1- Normalized impact indicators studied for corn silage production

سمت استفاده کارآمد از این نهاده انجام گیرد. ذکر این نکته قابل توجه است که تنها درصد کمی از نیتروژن معدنی استفاده شده توسط گیاه جذب می‌شود که میزان دقیق آن به بافت خاک، درجه حرارت و میزان بارندگی بستگی دارد. تکنیک‌ها و روش‌های دقیق کشاورزی، تناوب زراعی و بهبود مدیریت آب می‌تواند نقش مؤثری در بهبود کارایی کودهای کشاورزی و کاهش اثرات زیست محیطی ناشی از آن داشته باشد (Safa & Samarasinghe, 2012). کمبود دانش کشاورزان از نحوه به‌کارگیری کودهای شیمیایی و همچنین عدم انجام آزمایش خاک به منظور تعیین دقیق میزان مصرف کود از عوامل استفاده ناکارآمد از کودهای شیمیایی عنوان شده که این موارد کاهش مصرف و اثرات زیست محیطی مربوط به کودهای شیمیایی را به دنبال خواهد داشت (Tabatabaie et al., 2013; Pishgar-Komleh et al., 2012). همچنین استفاده از کودهای سبز و گیاهان پوششی با ظرفیت جذب نیترات بالا به عنوان راهی جهت تأمین نیتروژن خاک توصیه می‌شود (Pishgar Komleh et al., 2011; Keyes et al., 2014). استفاده از کود سبز به سبب این که قادر است نیتروژن اتمسفر را تثبیت کند، در بسیاری از نظام‌های زراعی به عنوان یک منبع نیتروژن استفاده می‌شود (Faist Emmenegger et al., 2009; Mohammadi et al., 2015).

یکی دیگر از عوامل مصرف بالای الکتریسیته استفاده از پمپ‌های فرسوده و با کارایی پایین است که تغییر این پمپ‌ها نیز سبب کاهش اثرات زیست محیطی خواهد شد (Tabatabaie et al., 2014; Nabavi-Pelesaraei et al., 2012). در زمینه کود حیوانی باید گفت چون کود حیوانی به عنوان محصول فرعی در بخش دامپروری تولید می‌شود، می‌توان اثرات زیست محیطی آن را مربوط به بخش دامپروری دانست و از محاسبه آن در تولید ذرت علوفه‌ای چشم‌پوشی کرد (Knudsen et al., 2010). ذکر این نکته ضروری است که هر چند کود حیوانی نسبت به کودهای شیمیایی سازگاری بیشتری با محیط زیست دارد، ولی باید توجه داشت که مصرف این نهاده در مزرعه سبب انتشار برخی آلاینده‌ها در مرز سیستم می‌شود که استفاده بهینه از این کود را ضروری می‌سازد. عمده انتشار درون سیستمی نیز ناشی از مصرف کودهای شیمیایی، کود حیوانی و سوخت بوده که استفاده بهینه از این نهاده‌ها می‌تواند منجر به کاهش آلاینده‌های زیست محیطی شود. نتایج مطالعه انجام شده در بخش کشاورزی ایران نیز بر مصرف بالا و ناکارآمد و اهمیت اصلاح الگوی مصرف کودهای شیمیایی تأکید کرده است (Mobtaker et al., 2013; Yousefi et al., 2014; Soltani et al., 2012). بهبود استفاده از کودهای شیمیایی باید در موازات حفظ کیفیت و کمیت محصول بوده و سبب کاهش آن‌ها نشود، بنابراین برنامه‌ریزی باید به



شکل ۲- شاخص‌های اثر مورد مطالعه در کشت ذرت سیلویی و میزان تأثیر نهاده‌های مختلف بر روی هر یک از شاخص‌ها  
 Fig. 2- Impact categories studied for corn silage production and the extent of different inputs' effect on each category



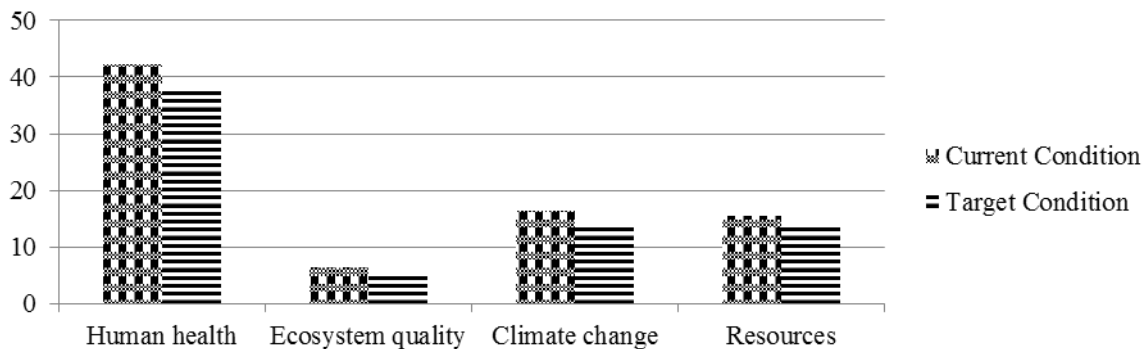
شکل ۳- تأثیر هر یک از نهاده‌ها بر روی شاخص‌های اثر مورد ارزیابی در کشت ذرت سیلویی  
 Fig. 3- Effect of each input on the assessed impact indicators in corn silage production

طبقات آسیب<sup>۱</sup>

مهمی دارد، الکتریسیته است که بهبود روش‌های آبیاری و کاهش مصرف آب مهمترین روش برای صرفه‌جویی در مصرف الکتریسیته محسوب می‌شود.

نتایج تجمیع شده شاخص‌های اثر، در چهار شاخص ارزیابی طبقات آسیب شامل سلامتی انسان<sup>۲</sup>، کیفیت اکوسیستم<sup>۳</sup>، تغییرات اقلیم<sup>۴</sup> و منابع<sup>۵</sup> در شکل ۴ به صورت نرمال شده در حالت جاری و بهینه تولید نشان داده شده است. همان‌طور که به وضوح دیده می‌شود، کشت ذرت سیلویی در منطقه و تحت شرایط کنونی مصرف نهاده‌ها دارای بیشترین تأثیر بر روی شاخص آسیب سلامتی انسان بوده و پس از آن بیشترین تأثیر متعلق به شاخص‌های آسیب اثرات تغییرات اقلیم و منابع است. طبقات اثر سرطانی و غیر سرطانی، سمیت، تشعشعات یونیز، تخلیه لایه ازون و مواد تنفسی آلی و غیر آلی بر شاخص آسیب سلامتی انسان اثرگذار هستند که برنامه‌ریزی و شناخت بیشتر عوامل مؤثر در این طبقات اثر می‌تواند نقش کلیدی در کاهش شاخص آسیب سلامتی انسان داشته باشد. با توجه به شکل ۱ مشاهده می‌شود که از بین این طبقات تأثیر بیشترین اثر را مواد تنفسی غیر آلی و مواد سرطان‌زا دارند. رجایی فر و همکاران (Rajaeifar et al., 2015) و رفیعی و همکاران (Rafiee et al., 2016) نیز نتایج مشابهی به دست آوردند. در مواد تنفسی غیر آلی به ترتیب انتشار درون سیستمی، کود حیوانی و الکتریسیته بیشترین اثر را داشتند و در مواد سرطان‌زا الکتریسیته بیشترین اثر را داشت. در مطالعه رفیعی و همکاران (Rafiee et al., 2016) انتشار درون سیستمی و الکتریسیته را برای طبقه تأثیر مواد تنفسی غیر آلی و الکتریسیته در طبقه تأثیر مواد سرطان‌زا بیشترین اثر را داشته است. در مطالعه خوشنویسان و همکاران (Khoshnevisan et al., 2014) کودهای شیمیایی اوره و فسفات بیشترین اثر را در شاخص سمیت انسان داشتند. با توجه به این‌که تولید کود دامی در دامپروری‌ها به عنوان یک محصول فرعی انجام می‌گیرد، لذا می‌توان اثرات زیست-محیطی تولید کود دامی را نیز مربوط به همان بخش دانست، ولی باید به این نکته توجه داشت که کاربرد کود دامی در مزرعه سبب انتشار برخی آلاینده‌ها می‌شود که به سبب جلوگیری از این اثرات زیست-محیطی باید نسبت به استفاده کارآمد و بهینه از کود دامی در مزرعه توجه داشت. دومین عاملی که در شاخص آسیب سلامتی انسان نقش

- 1- Damage category
- 2- Human health
- 3- Ecosystem quality
- 4- Climate change
- 5- Resources



شکل ۴- طبقات آسیب تولید ذرت علوفه‌ای در خراسان جنوبی  
 Fig. 4- Damage category of corn silage production in south Khorasan

در مسمومیت خاکی نشان داده است.

### نتیجه‌گیری

با این مطالعه با هدف ارزیابی اثرات زیست‌محیطی و برآورد ظرفیت کاهش این اثرات انجام شد. با استفاده از نتایج کارایی و میزان مصرف بهینه نهاده‌های تولید، نشان داده شد که در صورت استفاده کارآمد از منابع می‌توان اثرات زیست‌محیطی را بدون کاهش مقدار محصول کاهش داد. در حالت بهینه تولید کمترین میزان کاهش طبقات اثر برای شاخص اثر مواد سرطان‌زا مشاهده گردیده و بیشترین میزان کاهش به شاخص اثر مسمومیت خاکی و پس از آن شاخص‌های اثر استخراج مواد آلی و اشغال زمین و امواج یونیزه کننده تعلق داشت. نتایج این مطالعه نشان داد که بیشترین تأثیر تولید ذرت علوفه‌ای در منطقه بر روی طبقه آسیب سلامت انسان است. به صورت کلی و با توجه به تمامی طبقات تأثیر الکتروسیسته، کود حیوانی و انتشار درون سیستمی (عمدتاً انتشار مربوط به کودهای شیمیایی) بیشترین سهم را در اثرات زیست‌محیطی تولید ذرت علوفه‌ای داشتند. با توجه به نتایج این مطالعه از یک طرف و لزوم تولید ذرت علوفه‌ای در منطقه به منظور تأمین نیاز بخش دامپروری، اصلاح نظام آبیاری و سیستم پمپاژ آب به منظور کاهش مصرف آب و الکتروسیسته و همچنین ترغیب کشاورزان جهت انجام آزمایش خاک جهت تعیین میزان بهینه مصرف کودهای شیمیایی همچنین افزایش آگاهی

دومین طبقه آسیب مربوط به تغییر اقلیم است که طبقه تأثیر گرمایش جهانی تنها عامل مؤثر در آن است. همان‌طور که در شکل ۴ مشاهده می‌شود الکتروسیسته و کود حیوانی بیشترین اثر را در این طبقه تأثیر دارند و در صورتی که از نهاده‌ها به صورت بهینه استفاده شود می‌توان این شاخص را تا ۱۳ درصد کاهش داد. (در مطالعه Rafiee et al., 2016; Mohammadi et al., 2013) انتشار درون سیستمی و الکتروسیسته مهم‌ترین عوامل گرمایش جهانی برای تولید یونجه (*Medicago sativa L.*) و سویا (*Glycine max L.*) گزارش شده است. همچنین نقش مهم الکتروسیسته در مطالعات مربوط به گرمایش جهانی در تولید محصولات کشاورزی در مطالعات مختلف گزارش شده است. (Khoshnevisan et al., 2014; hoshnevisan et al., 2013; Yousefi et al., 2014) استفاده از انرژی تجدیدناپذیر و تخلیه مواد معدنی دو جز تشکیل‌دهنده طبقه آسیب تخلیه منابع هستند که باز هم در این میان الکتروسیسته مهم‌ترین نقش را ایفا می‌کند. خوشنویسان و همکاران (Khoshnevisan et al., 2015) نیز نشان دادند که الکتروسیسته بیشترین سهم را در انرژی تجدیدناپذیر دارد.

در بین طبقات آسیب کیفیت اکوسیستم کمترین مقدار را دارا بود که نتیجه این مطالعه با نتیجه مطالعه مهمد و همکاران (Mohmad et al., 2014) قابل مقایسه است. در طبقه آسیب کیفیت اکوسیستم نیز بیشترین تأثیر مربوط به مسمومیت خاکی می‌شود که در آن کود حیوانی و الکتروسیسته مهم‌ترین نقش را دارند. در مطالعه رفیعی و همکاران (Rafiee et al., 2016) انتشار دامپروری بیشترین تأثیر را

کشاورزان در باره چگونگی به‌کارگیری این نهاده‌های شیمیایی از  
مهمترین عواملی است که سبب کاهش اثرات زیست‌محیطی تولید  
ذرت علوفه‌ای در شرق ایران خواهد شد.

## منابع

- Aghasafari, H., and Ghorbani, M. 2015. Whether Farmers are willing to financial participation for reducing the adverse environmental effects of contaminated water? (A case study of Kashaf- Rood Basin in Mashhad). *Journal of Agroecology* 7(2): 202-214. (In Persian with English Summary)
- Azizi, H., and Fathi Ajirloo, S. 2010. Measurement of overall performances of decision-making units using ideal and anti-ideal decision-making units. *Computers and Industrial Engineering* 59: 411-418.
- Azizi, H., and Wang, Y. 2013. Improved DEA models for measuring interval efficiencies of decision-making units. *Measurement* 46(3): 1325-1332.
- Banker, R.D., Charnes, A., and Cooper, W.W. 1984. Some models for estimating technical and scale inefficiencies in data envelopment analysis. *Management Science* 30(9): 1078-1092.
- Bolandnazar, E., Keyhani, A., and Omid, M. 2014. Determination of efficient and inefficient greenhouse cucumber producers using data envelopment analysis approach, a case study: Jiroft city in Iran. *Journal of Cleaner Production* 79: 108-115.
- Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., and Lammel, J. 2004. 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.
- Buonocore, E., Vanoli, L., Carotenuto, A., and Ulgiati, S. 2015. Integrating life cycle assessment and emergy synthesis for the evaluation of a dry steam geothermal power plant in Italy. *Energy* 86: 476-487.
- Cederberg, C., and Mattsson, B. 2000. Life cycle assessment of milk production a comparison of conventional and organic farming. *Journal of Cleaner Production* 8(1): 49-60.
- Charnes, A., Cooper, W.W., and Rhodes, E. 1978. Measuring the efficiency of decision making units. *European Journal of Operational Research* 2(6): 429-444.
- Dalgaard, R., Schmidt, J., Halberg, N., Christensen, P., Thrane, M., and Pengue, W.A. 2008. LCA of soybean meal. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13(3): 240-254.
- Del Borghi, A., Gallo, M., Strazza, C., and Del Borghi, M. 2014. An evaluation of environmental sustainability in the food industry through Life Cycle Assessment: the case study of tomato products chain. *Journal of Cleaner Production* 78: 121-130.
- Ebrahimi, R., and Salehi, M. 2015. Investigation of CO<sub>2</sub> emission reduction and improving energy use efficiency of button mushroom production using Data Envelopment Analysis. *Journal of Cleaner Production* 103: 112-119.
- Faist Emmenegger, M. C., Reinhard, J., and Zah, R. 2009. SQCB- sustainability quick check for biofuels. In *Intermediate Background Report*. Dübendorf.
- Galanopoulos, K., Aggelopoulos, S., Kamenidou, I., and Mattas, K. 2006. Assessing the effects of managerial and production practices on the efficiency of commercial pig farming. *Agricultural Systems* 88(2-3): 125-141.
- Goedkoop, M., and Spriensma, R. 2001. *The Eco-Indicator99: A Damage Oriented Method for Life Cycle Impact Assessment: Methodology Report*.
- Guinée, J.B. 2001. *Life Cycle Assessment: An Operational Guide to the ISO Standards*. Leiden: Centre of Environmental Science, Leiden University, Leiden, Holland.
- Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., Koning, A., de Oers, L.F.C.M., van Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., Bruijn, H., de Duin, R., van and Huijbregts, M.A. 2002. *Life Cycle Assessment: An Operational Guide to the ISO Standards*. Dordrecht, The Netherlands.: Kluwer Academic Publishers.
- Heidari, M.D., Omid, M., and Mohammadi, A. 2012. Measuring productive efficiency of horticultural greenhouses in Iran: A data envelopment analysis approach. *Expert Systems with Applications* 39(1): 1040-1045.
- Heller, M.C., and Keoleian, G.A. 2011. Life cycle energy and greenhouse gas analysis of a large-scale vertically integrated organic dairy in the United States. *Environmental Science and Technology* 45(5): 1903-1910.
- Humbert, S., De Schryver, A., Margni, M., and Jolliet, O. 2012. *IMPACT 2002+: User Guide*. Draft for Version Q. 2.
- Humbert, S., Marshall, J.D., Shaked, S., Spadaro, J.V., Nishioka, Y., Preiss, P., McKone, T.E., Horvath, A., and Jolliet, O. 2011. Intake fractions for particulate matter: Recommendations for life cycle impact assessment. *Environmental Science and Technology* 45: 4808-4816.
- IPCC. 2006. *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- 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.
- Iribarren, D., Martín-Gamboa, M., and Dufour, J. 2013. Environmental benchmarking of wind farms according to their operational performance. *Energy* 59(61): 589.
- Iribarren, D., Vázquez-Rowe, I., Moreira, M.T., and Feijoo, G. 2010. Further potentials in the joint implementation of life cycle assessment and data envelopment analysis. *Science of The Total Environment* 408(22): 5265-5272.
- Iribarren, D., Hospido, A., Moreira, M.T., and Feijoo, G. 2011. Benchmarking environmental and operational parameters through eco-efficiency criteria for dairy farms. *Science of The Total Environment* 409(10): 1786-1798.
- ISO. 2006. ISO 14040 - Environmental Management- Life Cycle Assessment- Principles and Framework. ISO.
- Keyes, S., Tyedmers, P., and Beazley, K. 2014. Evaluating the environmental impacts of conventional and organic apple production in Nova Scotia, Canada, through life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 104: 40-51.
- Khakbazan, M., Mohr, R.M., Derksen, D.A., Monreal, M.A., Grant, C.A., Zentner, R.P., Moulin, A.P., McLaren, D.L., Irvine, R.B., and Nagy, C.N. 2009. Effects of alternative management practices on the economics, energy and GHG emissions of a wheat-pea cropping system in the Canadian prairies. *Soil and Tillage Research* 104: 30-38.
- Khoshnevisan, B., Bolandnazar, E., Shamsirband, S., Shariati, H.R., Anuar, N.B., and Mat Kiah, M.L. 2015. Decreasing environmental impacts of cropping systems using life cycle assessment (LCA) and multi-objective genetic algorithm. *Journal of Cleaner Production* 86: 67-77.
- Khoshnevisan, B., Rafiee, S., and Mousazadeh, H. 2013. Environmental impact assessment of open field and greenhouse strawberry production. *European Journal of Agronomy* 50: 29-37.
- Khoshnevisan, B., Rafiee, S., Omid, M., and Mousazadeh, H. 2014. Environmental impact assessment of tomato and cucumber cultivation in greenhouses using life cycle assessment and adaptive neuro-fuzzy inference system. *Journal of Cleaner Production* 183-192.
- Khoshnevisan, B., Rajaeifar, M.A., Clark, S., Shamahirband, S., Anuar, N.B., Mohd Shuib, N.L., and Gani, A. 2014. Evaluation of traditional and consolidated rice farms in Guilan Province, Iran, using life cycle assessment and fuzzy modeling. *Science of The Total Environment* 481: 242-251.
- Knudsen, M.T., Yu-Hui, Q., Yan, L., and Halberg, N. 2010. Environmental assessment of organic soybean (*Glycine max*) imported from China to Denmark: a case study. *Journal of Cleaner Production* 18(14): 1431-1439.
- Ministry of Agriculture Jihad of Iran. 2015. Annual Agricultural Statistics. (In Persian)
- Mobtaker, H.G., Akram, A., and Keyhani, A. 2012. Energy use and sensitivity analysis of energy inputs for alfalfa production in Iran. *Energy for Sustainable Development* 16: 84-89.
- Mohammadi, A., Rafiee, S., Jafari, A., Keyhani, A., Dalgaard, T., Knudsen, M.T., Nguyen, T.L.T., Borek, R., Hermansen, J.E. 2015. Joint Life Cycle Assessment and data envelopment analysis for the benchmarking of environmental impacts in rice paddy production. *Journal of Cleaner Production* 106: 521-532.
- 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.
- Mohammadi, A., Rafiee, S., Jafari, A., Keyhani, A., Mousavi-Avval, S.H., and Nonhebel, S. 2014. Energy use efficiency and greenhouse gas emissions of farming systems in north Iran. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 30: 724-733.
- Mohamad, R.S., Verrastro, V., Cardone, G., Bteich, M.R., Favia, M., Moretti, M., and Roma, R. 2014. Optimization of organic and conventional olive agricultural practices from a Life Cycle Assessment and Life Cycle costing perspectives. *Journal of Cleaner Production* 70: 78-89.
- Mousavi-Avval, S.H., Rafiee, S., Jafari, A., and Mohammadi, A. 2011. Improving energy use efficiency of canola production using data envelopment analysis (DEA) approach. *Energy* 36(5): 2765-2772.
- Nabavi-Pelesaraei, A., Abdi, R., Rafiee, S., and Mobtaker, H.G. 2014. Optimization of energy required and greenhouse gas emissions analysis for orange producers using data envelopment analysis approach. *Journal of Cleaner Production* 65: 311-317.
- Nemecek, T., and Kagi, T. 2007. Life cycle inventories of agricultural production systems. *Eco Invent Report No. 15* Dübendorf, CH. Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Nemecek, T., and Schnetzer, J. 2011. Methods of Assessment of Direct Field Emissions for LCIs of Agricultural Production Systems. Zurich: Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART.
- Nemecek, T., Bengoa, X., Lansche, J., Mouron, P., Rossi, V., and Humbert, S. 2014. Methodological Guidelines for the Life Cycle Inventory of Agricultural Products. Version 2.0. World Food LCA Database (WFLDB), Zurich, Switzerland.
- Nemecek, T., Huguenin-Elie, O., Dubois, D., Gaillard, G., Schaller, B., and Chervet, A. 2011. Life Cycle Assessment of Swiss farming systems: II. Extensive and intensive production. *Agricultural Systems* 104(3): 233-245.
- Nemecek, T., Julian, S., and Jürgen, R. 2014. Updated and harmonised greenhouse gas emissions for crop inventories.

- The International Journal of Life Cycle Assessment p. 1-18.
- Nguyen, T., and Hermansen, J.E. 2012. System expansion for handling co-products in LCA of sugar cane bio-energy systems: GHG consequences of using molasses for ethanol production. *Applied Energy* 89(1): 254-261.
- Nikkhah, A., Taheri-rad, A., Khojastehpour, M., Emadi, B., and Payman, H. 2014. Environmental impacts of peanut production in astaneh ashrafiyeh of Guilan Province. *Journal of Agroecology* 6(2): 373-382. (In Persian with English Summary)
- Pennington, D.W., Margni, M., Amman, C., and Jolliet, O. 2005. Multimedia fate and human intake modeling: spatial versus non-spatial insights for chemical emissions in Western Europe. *Environmental Science and Technology*, 39(4): 1119-1128.
- Pennington, D., Margni, M., Payet, J., and Jolliet, O. 2006. Risk and regulatory hazard based toxicological effect indicators in Life Cycle Assessment (LCA). *Human and Ecotoxicological Risk Assessment Journal* 12: 450-475.
- Pérez Gil, M., Contreras Moya, A.M., and Domínguez, E.R. 2013. Life Cycle Assessment of the cogeneration processes in the Cuban sugar industry. *Journal of Cleaner Production* 41: 222-231.
- Phong, L.T., de Boer, I.M., and de Boer, H.J. 2011. Life Cycle Assessment of food production in integrated agriculture–aquaculture systems of the Mekong Delta. *Livestock Science* 139: 80-90.
- Pishgar Komleh, S.H., Keyhani, A., Rafiee, S., and Sefeedpari, P. 2011. Energy use and economic analysis of corn silage production under three cultivated area levels in Tehran province of Iran. *Energy* 36: 3335-3341.
- Pishgar-Komleh, S.H., Ghahderijani, M., and Sefeedpari, P. 2012. Energy consumption and CO<sub>4</sub> emissions analysis of potato production based on different farm size levels in Iran. *Journal of Cleaner Production* 33: 183-191.
- PRé, V.A. 2016. SimaPro Database Manual Methods Library.
- Rafiee, S., Khoshnevisan, B., Mohammadi, I., Aghbashlo, M., Mousazadeh, H., and Clark, S. 2016. Sustainability evaluation of pasteurized milk production with a Life Cycle Assessment approach: An Iranian case study. *Science of The Total Environment* 562: 614-627.
- Rahmani, M., Jami Al-Ahmadi, M., Shahidi, A., and Hadizadeh Azghandi, M. 2016. Effects of climate change on length of growth stages and water requirement of wheat (*Triticum aestivum* L.) and barley (*Hordeum vulgare* L.) (Case study: Birjand plain). *Journal of Agroecology* 7(4): 443-460. (In Persian with English Summary)
- Rajaeifar, M.A., Tabatabaei, M., Ghanavati, H., Khoshnevisan, B., and Rafiee, S. 2015. Comparative Life Cycle Assessment of different municipal solid waste management scenarios in Iran. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 51: 886-8998.
- Safa, M., and Samarasinghe, S. 2012. CO<sub>2</sub> emissions from farm inputs “Case study of wheat production in Canterbury, New Zealand”. *Environmental Pollution* 171: 126-132.
- Salehi, M., Ebrahimi, R., Maleki, A., and Mobtaker, H.G. 2014. An assessment of energy modeling and input costs for greenhouse button mushroom production in Iran. *Journal of Cleaner Production* 64: 377-383.
- Soltani, A., Rajabi, M.H., Zeinali, E., and Soltani, E. 2013. Energy inputs and greenhouse gases emissions in wheat production in Gorgan, Iran. *Energy* 50: 54-61.
- Suh, S., Lenzen, M., Treloar, G.J., Hondo, H., Horvath, A., Huppes, G., Jolliet, O., Klann, U., Krewitt, W., Moriguchi, Y., Munksgaard, J., and Norris, G. 2004. System Boundary Selection in Life-Cycle Inventories Using Hybrid Approaches. *Environmental Science and Technology* 38: 657-664.
- Tabatabaie, S.H., Rafiee, S., and Keyhani, A. 2012. Energy consumption flow and econometric models of two plum cultivars productions in Tehran province of Iran. *Energy* 44(1): 211-216.
- Tabatabaie, S.M., Rafiee, S., Keyhani, A., and Heidari, M. 2013. Energy use pattern and sensitivity analysis of energy inputs and input costs for pear production in Iran. *Renewable Energy* 51: 7-12.
- Vázquez-Rowe, I., and Iribarren, D. 2011. Computation of operational and environmental benchmarks within selected galician fishing fleets. *Journal of Industrial Ecology* 15(5): 776-795.
- Vázquez-Rowe, I., Villanueva-Rey, P., Iribarren, D., Moreira, M.T., and Feijoo, G. 2012. Joint life cycle assessment and data envelopment analysis of grape production for vinification in the Rías Baixas appellation (NW Spain). *Journal of Cleaner Production* 27: 92-102.
- Yousefi, M., Khoramivafa, M., and Mondani, F. 2014. Integrated evaluation of energy use, greenhouse gas emissions and global warming potential for sugar beet (*Beta vulgaris*) agroecosystems in Iran. *Atmospheric Environment* 92: 501-505.





## Evaluate the Environmental Impact of Silage Corn Production in South Khorasan Province

S.M.J. Esfahani<sup>1</sup>, K. Naderi Mahdei<sup>2\*</sup>, H. Saadi<sup>2</sup> and A. Dourandish<sup>3</sup>

Submitted: 24-12-2016

Accepted: 21-02-2017

Esfahani, S.M.J., Naderi Mahdei, K., Saadi, H.A., and Dourandish, A. 2018. Evaluate the environmental impact of silage corn production in South Khorasan Province. Journal of Agroecology 10(1): 281-298.

### Introduction

The discussions on environmental sustainability have eventually come to include agricultural products in recent years. LCA is an ISO-standardized method, in which an inventory is used to determine the inputs and emissions associated with each stage of production life cycle and to express their quantitative share in a specific impact category. Southern Khorasan Province is the most eastern province in Iran. Drought and increased price of forage in this province have turned the growing of silage corn into an economical attraction for this province. Consequently, it is necessary to environmentally evaluate this crop in order to have more comprehensive understanding of its production, in addition to its economical evaluation. In this study was tried to examine the environmental impacts of silage corn production by an integrated LCA and DEA method to better understand its production and to recommend approaches for mitigating its environmental impacts.

### Materials and Methods

Data were collected by questionnaire and face-to-face interviews with farmers and agriculture experts and analyzed using DEAP2.1 and Simapro software. An LCA project has four phases include *goal and scope definition*, *life cycle inventory analysis*, *life cycle impact assessment*, and *Interpretation*. An important part of goal and scope definition is to select system boundaries. The focus of the present study is on production phase and on-farm processes. In fact, farm gate is selected as system boundary and all of environmental impact estimated for the production of one tone of product. Various methods have been introduced by different institutions and countries for environmental impacts assessment. One of them is IMPACT 2002+ method which is a combination of three methods of IMPACT 2002, Eco-Indicator 99 and CML. This method is selected because it assesses 15 impact indicators, and it assesses four end point indicators (damage category) by combining these impact indicators. The consumption of inputs within the studied system boundary will result in direct emission of pollutants into air, water and soil. These emissions have been calculated according to the literature.

### Results and Discussion

Results for efficiency showed that mean technical efficiency, pure technical efficiency and scale efficiency were 0.80, 0.93, and 0.86, respectively. In CCR mode, 13 units and in BCC mode, 22 units were efficient. Technical efficiency varied in 0.33-1 range with 0.20 SE. The lowest pure technical efficiency was 0.64 with 0.10 SE. If inefficient units could approach efficiency boundary by adjusting their consumption pattern, the results for impact categories could be reduced by 3.2-28.2%. The lowest reduction (3.3%) was the indicator of carcinogens, and the highest reduction (28.2%) was terrestrial ecotoxicity followed by mineral extraction with 25.01% reduction and land occupation and ionizing radiation with 20.8% reduction. Normalized results showed that the highest environmental burden in silage corn production was related to Respiratory inorganics followed by global warming, non-renewable energy and carcinogens. Environmental burden of electricity had the highest impact on environment pollution in five impact indicators (carcinogens, non-carcinogens, aquatic toxicity, global warming, and non-renewable energies). The assessment of damage categories revealed that the highest effect was on human health and then, on climate change and resources. Electricity, manure and on system emissions

1, 2 and 3- Assistance Professor, Department of Agriculture, Payame Noor University(PNU), Associate Professor, Department of Agricultural Extension and Education, Faculty of Agriculture, University of Bu-Ali Sina, Hamedan and Associate Professor, Department of Agricultural Economic, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran, respectively.

(\*- Corresponding author Email: knadery@basu.ac.ir)

also played the most important role in environmental impacts of silage corn production in this region.

### **Conclusion**

According to the results of the present study on the one hand and the necessity for silage corn production in the region to meet livestock sector's demand on the other hand, reform in irrigation system and water pumping system to reduce water and electricity use as well as motivating farmers to analyze soil to determine the optimum fertilization rate and increasing their understanding of how to apply this input are the most important factors to reduce environmental impacts of silage corn production in the region.

**Keywords:** Data envelopment analyzes, Life cycle assessment, Silage corn, South Khorasan.