چغندرقند/ جلد ۳۹/ شماره ۲/ ۱۴۰۲

بررسی اثرات محیطزیستی نظام‌های تولید چغندرقند در سطوح مختلف اوره با استفاده از ارزیابی چرخه حیات (مطالعه موردی: استان خراسان‌رضوی) †

Evaluation of the environmental effects of sugar beet production systems at different levels of urea using life cycle assessment (case study: Razavi Khorasan)

سرور خرم‌دل*[۱]، مهدی نصیری محلاتی[۲] و عاطفه میرزائیان[۳]

تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۰۱/۲۶ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۰۴/۱۹

نوع مقاله: پژوهشی

DOI: 10.22092/JSB.2024.365456.1358

س. خرم‌دل، م. نصیری محلاتی و ع. میرزائیان. ۱۴۰۲. بررسی اثرات محیطزیستی نظام‌های تولید چغندرقند در سطوح مختلف اوره با استفاده از ارزیابی چرخه حیات (مطالعه موردی: استان خراسان رضوی). **چغندرقند، ۳۹(۲): ۱۹۶- ۱۸۱.**

چکیده

این مطالعه با هدف بررسی اثرات محیطزیستی نظام‌های تولید چغندرقند در استان خراسان‌رضوی، طی سال‌های ۱۳۹۶ تا ۱۴۰۱ در سطوح مختلف مصرف اوره (<۲۰۰، ۲۰۰-۲۶۰، ۲۶۰-۲۹۰ و >۲۹۰ کیلوگرم اوره در هکتار) با استفاده از چرخه حیات (LCA) انجام شد. برای تعیین تعداد کشاورزان از فرمول کوکران استفاده و نهاده‌های مصرفی با استفاده از پرسشنامه (۵۰ مزرعه) جمع‌آوری شد. چرخه حیات (LCA) در چهار گام تعریف اهداف و حوزه عمل، ممیزی چرخه حیات ارزیابی، تأثیر چرخه حیات و تلفیق، نتیجه‌گیری و تفسیر نتایج محاسبه و تعیین شد. گروه‌های تأثیر شامل اسیدی شدن، اوتروفیکاسیون بوم‌نظام‌های آبی و خشکی و گرمایش جهانی بودند. واحد کارکردی معادل یک تن ریشه در نظر گرفته شد. در آخرین مرحله، شاخص بوم‌شناخت (Ecox) محاسبه شد. برای سنجش قابلیت روایی پرسشنامه، ضریب آلفای کرونباخ محاسبه گردید. برای ارزیابی واکنش عملکرد به مقادیر اوره از برازش تابع درجه دو استفاده شد. نتایج نشان داد که با افزایش مصرف نیتروژن از مقادیر کمتر از ۲۰۰ به ۲۹۰-۲۶۰ کیلوگرم اوره در هکتار، عملکردریشه ۳۴ درصد افزایش یافت، به‌طوری‌که بالاترین عملکردریشه با ۵۹/۹۲ تن در هکتار در سطح ۲۹۰-۲۶۰ کیلوگرم اوره در هکتار مشاهده گردید. بالاترین پتانسیل گرمایش جهانی برای سطح کودی کمتر از ۲۰۰ کیلوگرم اوره در هکتار، برابر با ۱۹۹/۴۶ کیلوگرم معادل دی‌اکسید کربن به ازای یک تن ریشه محاسبه گردید. بیشترین مقدار گروه‌های تأثیر اسیدی شدن، اوتروفیکاسیون خشکی، اوتروفیکاسیون آبی و گرمایش جهانی برای مصرف کمتر از ۲۰۰ کیلوگرم اوره در هکتار به‌ترتیب برابر با ۰/۵۹ کیلوگرم معادل دی‌اکسیدسولفور دی‌اکسیدسولفور به ازای یک تن ریشه، ۰/۹۹ کیلوگرم معادل اکسید نیتروژن به ازای یک تن ریشه، ۰/۳۴ کیلوگرم معادل اسیدفسفریک به ازای یک تن ریشه و ۱۹۹/۴۶ کیلوگرم معادل دی‌اکسید کربن به ازای یک تن ریشه به‌دست آمد. دلیل اصلی انتشار اکسید نیتروز و آمونیاک مرتبط به مصرف بی‌رویه کودهای نیتروژنه بود. بیشترین شاخص نرمال‌سازی و زیست‌محیطی متعلق به گروه تأثیر اوتروفیکاسیون آبی بود که به‌ترتیب برابر با ۰/۰۸۹ به ازای یک تن ریشه و ۰/۰۹۷ EcoX به ازای یک تن ریشه محاسبه گردید.

واژه‌های کلیدی: اسیدی شدن، اوتروفیکاسیون، چغندرقند، شاخص محیطزیستی، گرمایش جهانی

---

†- این مقاله مستخرج از پروژه تحقیقاتی به شماره مصوب ۱۰۱۹۲۴ است

۱- دانشیار گروه اگروتکنولوژی، دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران. *- نویسنده مسئول khorramdel@um.ac.ir

۲- دانشیار گروه اگروتکنولوژی، دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران.

۳- دانشجوی دکتری فیزیولوژی گیاهان زراعی، گروه اگروتکنولوژی، دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران.

مقدمه

چغندرقند (*Beta vulgaris* L.) پس از نیشکر (*Saccharum officinarum* L.) دومین محصول در جهان است که به‌منظور تولید شکر سفید کشت می‌شود (Anonymous 2021b) و ۲۵ درصد از تولید شکر جهان متعلق به چغندرقند است (Dimitrijevic *et al*. 2020). میزان کل تولید چغندرقند در جهان حدود ۲۷۱/۶ میلیون تن برآورد شده است (Dimitrijevic *et al*. 2020). چغندرقند حاوی غلظت بالایی از ساکارز (معمولاً بین ۱۶ تا ۲۲ درصد وزن تر) است (Duraisamy *et al*. 2020). با توجه به نگرانی‌های مربوط به تغییرات اقلیمی تحت تأثیر استفاده از سوخت‌های فسیلی و دغدغه جایگزینی آنها با سوخت‌های تجدیدپذیر، بازار جدیدی برای شکرسفید در حال ظهور است و محققان و تولیدکنندگان تلاش می‌کنند تا استفاده از چغندرقند را به کاربردهایی فراتر از محصولات غذایی گسترش دهند. چغندرقند یکی از محصولات کشاورزی است که همراه با نیشکر و سورگوم‌شیرین (*Sorghum bicolor*) دارای بالاترین عملکرد کربوهیدرات در هر هکتار است (Duraisamy *et al*. 2017). در کشاورزی پایدار به‌دلیل اهمیت پیامدهای محیطزیستی ناشی از عملیات‌های مختلف، اغلب برای مصرف کودهای نیتروژنه محدودیت‌هایی در نظر گرفته می‌شود، چرا که استفاده از این کودها پرهزینه بوده و مخاطراتی برای محیطزیست در پی دارد (Bernas *et al*. 2023). یکی از بزرگ‌ترین اهداف سیاست‌گذاران کشاورزی جهانی، کاهش تلفات موادغذایی به میزان حداقل ۵۰ درصد و تخفیف مصرف نهاده‌های کودی به میزان حداقل ۲۰ درصد تا سال ۱۴۰۸ و در عین حال، تضمین عدم‌تخریب حاصلخیزی خاک است (Anonymous 2021a).

کوددهی به‌مقدار قابل‌توجهی بر عملکرد و کیفیت ریشه چغندرقند تأثیر می‌گذارد و احتمالاً نیتروژن محدودکننده‌ترین ماده غذایی در تولید این گیاه محسوب می‌شود (Varga *et al*. 2022). نیتروژن نوعی ماده غذایی ضروری برای رشد گیاهان بوده و شکل گازی آن به وفور در اتمسفر وجود دارد ولی تنها به شکل نیتروژن فعال برای گیاهان قابل استفاده است.

با توجه به افزایش جمعیت، تقاضا برای نیتروژن در تولیدات کشاورزی از جمله غذا و زیست‌توده‌های مورد استفاده در تولید انرژی‌های زیستی به‌طور چشمگیری رو به افزایش است. مصرف کود بزرگ‌ترین جریان ورودی بشر به چرخه‌ی نیتروژن جهانی بوده که اثرات محیطزیستی متنوعی را نیز از خود بروز داده است (Wowra *et al*. 2021). نیتروژن عنصری بسیار متحرک است و می‌تواند به روش‌های مختلف از دسترس گیاه خارج شده و از طریق آبشویی توسط بارندگی و یا آبیاری به لایه‌های عمیق‌تر خاک نفوذ کند (Melino *et al*. 2022). میزان استفاده از کودهای نیتروژنه در سال ۱۳۹۹ به‌منظور دستیابی به عملکرد بالاتر و سوددهی بیشتر محصولات کشاورزی نسبت به میزان مصرف آنها در سال ۱۳۷۸، حدود ۳۴ درصد افزایش یافته است (Anonymous 2022b; Gu *et al*. 2023) همچنین گزارش شده که مصرف کودهای شیمیایی از $۱/۸۲\times۱۰^{۸}$ تن در سال ۱۳۸۰ به $۲/۴۵\times۱۰^{۸}$ تن در سال ۱۳۹۵ افزایش پیدا کرده است (Anonymous 2020). با این حال، افزایش مصرف کودهای نیتروژنه به‌ویژه زمانی که بیش از حد استفاده شوند، تبعات محیطزیستی نظیر گرم‌شدن زمین، اوتروفیکاسیون (آب‌تباهی)، ورود منابع غیرقابل تجدید به طبیعت (Jiang *et al*. 2021)، اسیدی شدن (Wowra *et al*. 2021) و آلودگی بوم‌نظام‌ها و تهدید جدی سلامت بشر (Gao and Cabrera 2023) و کاهش قابل‌توجه تنوع‌زیستی (Wowra *et al*. 2021) را به همراه دارد.

حدود ۲۰ تا ۷۰ درصد از کودهای نیتروژنه مصرفی به‌صورت گازهای گلخانه‌ای (نظیر اکسید نیتروژن (NO) و اکسید نیتروز (N_2O)) و یا فرم‌های دیگر نیتروژن (نظیر آمونیاک (NH_3)، نیترات (NO_3) و رواناب و آبشویی نیتروژن) در محیطزیست از دست می‌روند. برخی شواهد حاکی از آن است که کودهای نیتروژنه به‌طور قابل‌توجهی انتشار گازهای گلخانه‌ای از منابع غیرنیتروژنه نظیر متان (CH_4) و دی‌اکسید کربن (CO_2) را افزایش می‌دهد (Bai *et al*. 2021; Gao and Cabrera 2023).

پیامدهای زیست‌محیطی ناشی از مصرف کودهای نیتروژنه، اتخاذ سیاست‌های مناسب جهت مدیریت این کودها به شکلی که بهره‌وری محصولات کشاورزی افزایش و آلودگی‌های زیست‌محیطی به حداقل برسد را به نوعی ضرورت بی‌بدیل تبدیل کرده است (Zhong *et al*. 2024). نیترات به علت قابلیت تجمع در گیاهان و قابلیت آبشویی سریع، یکی از عوامل آلاینده جدی برای محصولات کشاورزی، محیطزیست و تهدیدی برای سلامت جامعه است (Gu *et al*. 2023).

در ایران بیشتر تحقیقات در خصوص آلودگی نیترات، بیشتر به اثرات تجمعی آن در محصولات کشاورزی و غلظت آن در آب‌های سطحی پرداخته و مطالعات کمی در خصوص اثرات

محیط‌زیستی اوره، آن هم برای گیاه چغندرقند وجود دارد. در تحقیقی مشاهده شد که افزایش ۳۰ درصدی مصرف کود نیتروژنه منجر به افزایش ۴ درصدی عملکرد ذرت (*Zea mays* L.) شد و در عین حال ۵۳ درصد از نیتروژن مصرفی از طریق آبشویی به محیط‌زیست وارد شد و زمانی که میزان مصرف نیتروژن ۳۰ درصد کاهش یافت، عملکرد ۱۰ درصد کاهش و در عین حال هدررفت نیتروژن از طریق آبشویی نیز ۳۷ درصد کاهش یافت (Donner and Kucharik 2003).

نتایج پژوهش‌ها نشان داده است که کشاورزی و فعالیت‌های پیرامون آن بر محیط‌زیست اثرمی‌گذارند (Poore and Nemecek 2018) و شدت این تأثیرات با چگونگی تولید محصولات کشاورزی مرتبط است (Bernas *et al*. 2021).

با همه دغدغه‌های زیست‌محیطی سیاست‌گذاران کشاورزی جهانی، هنوز کشاورزی پایدار به دلیل هزینه‌های پیش‌بینی نشده برخی اقدامات و برنامه‌ها و بعضاً به‌دلیل اتخاذ سیاست‌های اشتباه، پیشرفت کافی نداشته و لازم است سیاست‌هایی که منجربه تشدید فشارها بر منابع‌طبیعی و محیط‌زیست شده‌اند اصلاح شوند (Agovino *et al*. 2019). این اثرات زیست‌محیطی را می‌توان با راهکارهایی چون ارزیابی چرخه‌ی حیات ((Life Cycle Assessments, LCA) که نوعی رهیافت عمومی پذیرفته و توصیه شده برای ارزیابی اثرات زیست‌محیطی در کشاورزی است، کمی‌سازی نمود (Dijkman *et al*. 2018). به بیانی دیگر ارزیابی چرخه حیات، ابزاری کل‌نگر برای بررسی ظرفیت‌های زیست‌محیطی ناشی از یک فرآیند یا محصول تولیدی با شناسایی و تعیین مقدار مصرف انرژی و نهاده‌ها و همچنین تأثیرات آنها بر محیط زیست است (Bernas *et al*. 2023).

هدف از ارزیابی چرخه حیات، بررسی جامع و کاربردی مسائل زیست‌محیطی تولید محصولات کشاورزی است (Sieverding *et al*. 2020). در این روش، پیش‌نیازها و ابزارهای لازم برای ارزیابی جامع اثرات زیست‌محیطی نظام‌های مختلف تولید فراهم شده است. پیامدهای محیط‌زیستی مواداولیه مورد استفاده برای تولید شکر و محصولات جانبی حاصل از چغندرقند در آینده بسیار با اهمیت است. در برخی مطالعات میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای حاصل از تولید چغندرقند مورد بررسی قرار گرفته است (de Figueiredo *et al*. 2010; Garcia *et al*. 2016) با این حال در خصوص ارزیابی چرخه حیات محصولات جانبی چغندرقند مطالعات چندانی صورت نگرفته است.

در پژوهش دیگری اثرات محیط‌زیستی نظام تولید چغندرقند با استفاده از روش ارزیابی چرخه حیات در شهرستان پیرانشهر بررسی و گزارش شد که برای تولید یک تن ریشه چغندرقند به‌ترتیب ۰/۲۷۴، ۰/۱۶۱، ۰/۰۰۱۶۱، ۱۱/۸۰ و ۰/۰۰۰۷۴ کیلوگرم از هریک از آلاینده‌های آمونیاک، اکسید نیتروز (N_2O)، اکسید نیتروژن (NO_X) (شامل دو گاز اکسید نیتریک (NO) و دی‌اکسید نیتروژن (NO_2) است)، دی‌اکسید کربن و متان وارد محیط شدند. آلاینده آمونیاک بیشترین سهم را در قالب گروه تأثیر اسیدیته و اوتروفیکاسیون به خود اختصاص داد و شاخص نهایی گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی، اسیدیته، تخلیه منابع فسیلی و تخلیه منابع آبی و تخلیه منابع فسفات و پتاسیم به‌ترتیب ۰/۰۱، ۰/۰۰۱۳، ۰/۰۰۰۴۹، ۰/۶۰ و ۰/۰۱۹۵ و شاخص نهایی محیط‌زیستی (Eco-Index) و شاخص نهایی تخلیه (Resource Depletion Index (RDI)) به‌ترتیب ۰/۰۲۹۵ و ۰/۰۸۰۶ محاسبه شد(Khalili and Hamze 2022). در پژوهش دیگری ارزیابی چرخه حیات چغندرقند در یکی از بزرگ‌ترین کارخانه‌های تولید شکر اروپا به نام اُرتوفتا در جنوب سوئد انجام و داده‌های مربوط به تولید و فرآوری حدود دو میلیون تن چغندرقند جمع‌آوری شد و نتایج حاکی از آن بود که سیاست‌های به‌کار گرفته، انتشار گازهای گلخانه‌ای ناشی از تولید شکر را به‌ترتیب از منظر اقتصادی و انرژی ۹ و ۲۱ درصد کاهش داد، به‌طوری که میزان انتشار این گازها در این شرایط دارای کمترین تأثیر در گرمایش جهانی بود (Gonzalez and Bjornsson 2022). میرحاجی و همکاران (Mirhaji *et al*. 2012) با ارزیابی چرخه حیات گیاه چغندرقند در استان خراسان‌جنوبی بیان داشتند که شاخص نهایی محیط‌زیستی برای گرمایش جهانی، اسیدیته، تخلیه منابع فسیلی و تخلیه منابع آبی به‌ترتیب ۰/۰۰۰۳، ۰/۰۰۲، ۰/۰۲۵ و ۰/۰۷۳ شاخص محیط‌زیستی به ازای یک تن ریشه به‌دست آمد.

یکی از مهم‌ترین اهداف توسعه پایدار محصولات کشاورزی توجه به افزایش تولید غذا با حفظ کیفیت محیطی و در نظر گرفتن مسائل محیط‌زیستی است (Zhong *et al*. 2024)؛ با این حال علیرغم آلودگی‌ها و پیامدهای نامطلوب محیط‌زیستی ناشی از مصرف کودهای نیتروژنه (Gai *et al*. 2023)، اهمیت گیاه ارزشمند چغندرقند به‌عنوان یکی از منابع اصلی تولید شکر در سراسر جهان (Dimitrijevic *et al*. 2020) و کاربردهای متعدد

این گیاه در تولید سوخت‌های زیستی (Nordic Sugar 2022) و صنایع دارویی (Cardenas- Fernandez *et al*. 2017)؛ مطالعات چندانی در خصوص پیامدهای محیطزیستی مصرف نهاده‌های شیمیایی در کشت‌بوم‌های چغندرقند انجام نشده است. این پژوهش با هدف بررسی اثرات محیطزیستی نظام‌های تولید چغندرقند در سطوح مختلف مصرف نیتروژن با استفاده از ارزیابی چرخه حیات در استان خراسان رضوی انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

جمع‌آوری داده‌های مربوط به عملکرد و میزان نهاده‌های مصرفی

این مطالعه به‌صورت پرسشنامه‌ای از طریق مراجعه حضوری به کشاورزان چغندرکار در طی سال‌های ۱۳۹۶ تا ۱۴۰۱ در تعدادی از مهمترین شهرستان‌های تولیدکننده چغندرقند در استان خراسان‌رضوی (شامل نیشابور، گناباد، کاشمر، سبزوار و رشتخوار) انجام شد. برای تعیین تعداد کشاورزان از معادله کوکران و روش نمونه‌گیری تصادفی استفاده شد (Snedecor and Cochran 1980). بر این اساس، ۵۰ مزرعه تعیین گردید. سپس گروه‌بندی داده‌ها از طریق تجزیه خوشه‌ای (کلاستر) انجام و مزارع بر مبنای حداقل ۶۰ درصد تشابه خوشه‌بندی شدند. بر اساس این اطلاعات، مزارع تولید چغندرقند در استان خراسان‌رضوی بسته به میزان مصرف اوره در چهار گروه کمتر از ۲۰۰، ۲۰۰–۲۶۰، ۲۶۰–۲۹۰ و بیش از ۲۹۰ کیلوگرم اوره در هکتار گروه‌بندی شدند.

میانگین مصرف نهاده‌های مورد استفاده به ازای یک هکتار و میانگین عملکردریشه چغندرقند در هکتار در استان خراسان‌رضوی حاصل از اطلاعات پرسشنامه‌ها در جدول ۱ نشان داده شده است.

جدول ۱ میانگین عملکردریشه چغندرقند و مصرف نهاده‌ها به ازای یک هکتار در نظام‌های استان خراسان‌رضوی

نهاده/ستانده		مقدار	نهاده/ستانده	مقدار
سوخت (لیتر)		۴۸۲/۲۶±۲۲/۶۷[α]	علف‌کش (لیتر)	۵/۳±۶۰/۴۳
	نیتروژن به صورت اوره	۳۰۰/۳۴±۵۵/۱۲	قارچ‌کش (لیتر)	۲/۱±۷۰/۱۶
کود شیمیایی (کیلوگرم)	فسفات (P_2O_5)	۱۵۶/۲۵±۲۲/۶۵	آفت‌کش (لیتر)	۵/۳±۵۰/۱۲
	پتاس (K_2O)	۱۵۸/۳۷±۱۲/۷۱	کود حیوانی (تن)	۳۲/۱۴±۷۰/۴۵
آب آبیاری (متر مکعب)		۴۱۲±۱۴۵۶۰/۸۶	الکتریسیته (کیلووات ساعت)	۳۱۴±۱۸۷۰/۴۳
بذر (کیلوگرم)		۳/۱±۳۴/۷۸		
	عملکرد ریشه (تن)		۴۹/۱۴±۴۵/۷۰	

[α] انحراف معیار

در این مطالعه، برای محاسبه‌ی LCA روش ارائه شده در استاندارد ISO14044، (Anonymous 2006; Brentrup *et al*. 2004a) در چهار گام تعریف اهداف و حوزه عمل (Objectives and definition of scope)، ممیزی چرخه حیات (Life cycle inventory, LCI)، ارزیابی تأثیر چرخه حیات (Life Cycle Impact Assessment) و تلفیق، نتیجه‌گیری و تفسیر نتایج مورد استفاده قرار گرفت و بدین صورت انجام شد:

تعریف اهداف و حوزه عمل

در این مرحله، نهاده‌ها و خروجی‌های نظام تولیدی (Brentrup *et al*. 2004a; Kowalski *et al*. 2007). «واحد کارکردی (Functional Unit, FU)» که نشان‌دهنده معیار کمی از کارکرد بوم‌نظام است (Brentrup *et al*. 2004a)، معادل یک تن ریشه چغندرقند در نظر گرفته شد.

ممیزی چرخه حیات (LCI) و تعیین ورودی‌ها و خروجی‌ها

این مرحله شامل تعیین، جمع‌آوری و تجزیه و تحلیل نهاده‌ها و خروجی‌ها در نظام تولید بوده (Skowroñska and Filipek 2014) که کلیه نهاده‌ها، پسماندها و آلاینده‌های انتشار یافته بر حسب واحد کارکردی تعیین شد (Brentrup *et al*. 2001).

ارزیابی تأثیر چرخه‌ی حیات (LCIA)

هدف از این مرحله، تجزیه و تحلیل کمی‌سازی نتایج بخش ممیزی بوده که به این منظور، برای هریک از گروه‌های تأثیر، ضریب تأثیر ویژه (Characteristic Factor (CF)) تعریف شد (جدول ۲). بر اساس ISO، گروه‌های تأثیر شامل اسیدی شدن، اوتروفیکاسیون و گرمایش جهانی تعریف شدند (Brentrup *et al*. 2004a; Finkbeiner *et al*. 2006):

جدول ۲ فاکتور مشخص‌سازی (CF) برای گروه‌های تأثیر

اوتریفیکاسیون در بوم‌نظام‌های آبی		اوتریفیکاسیون در بوم‌نظام‌های خشکی		اسیدی شدن		گرمایش جهانی	
ماده (کیلوگرم)	CF	ماده (کیلوگرم)	CF	ماده (کیلوگرم)	CF	ماده (کیلوگرم)	CF
P	۱	NO_x	۱	SO_2	۱	CO_2	۱
NO_3	۰/۱	NH_3	۵	NO_x	۰/۲۸	CH_4	۲۱
NO_x	۰/۱۳			NH_3	۱/۳۰	N_2O	۳۱۰
NH_4	۰/۳۳						
PO_4	۰/۰۰۴۸						
NH_3	۰/۳۵						
N	۰/۴۲						
NO_3-N	۰/۴۲						

اسیدی شدن

شاخص مربوط به این گروه تأثیر که بر مبنای میزان ورود املاح یا ترکیبات معدنی به خاک برآورد می‌شود، بر اساس دی‌اکسید سولفوریکسان‌سازی شد (Brentrup *et al*. 2004a; Biswas *et al*. 2008) (جدول ۲).

اوتروفیکاسیون

از آنجا که عامل تشدید اوتروفیکاسیون در بوم‌نظام‌های خشکی ورود آمونیاک و اکسید نیتروژن و برای بوم‌نظام‌های آبی ورود ترکیبات نیتروژن و فسفر به آب‌های سطحی است، محاسبات مربوط برای این گروه تأثیر در دو زیرگروه بوم‌نظام‌های آبی و خشکی محاسبه شد (Brentrup *et al*. 2004a; Biswas *et al*. 2008) (جدول ۲). لازم به توضیح است که در نظام‌های آبی برای کنترل اوتروفیکاسیون (آب‌تباهی)، اهمیت و تأثیر فسفر به مراتب بیشتر از نیتروژن بوده و حتی در برخی موارد به‌عنوان تنها راهکار مؤثر در کنترل نیز پیشنهاد شده است زیرا در آب‌های سطحی به‌دلیل اینکه در تماس با اتمسفر زمین (که بخش قابل‌توجهی از ترکیب آن به گاز نیتروژن اختصاص دارد) هستند، کنترل و کاهش نیتروژن بسیار مشکل است و از این رو همان‌طور که در جدول ۲ ملاحظه می‌شود بیشترین ضریب متعلق به فسفر است.

پتانسیل گرمایش جهانی

این گروه تأثیر که با شاخص توانایی بالقوه گرمایش جهانی (Global Warming Potential Index, GWPI) سنجیده می‌شود، با برآورد تولید گازهای گلخانه‌ای محاسبه شد. گازهای گلخانه‌ای اصلی در مطالعات کشاورزی شامل دی‌اکسید کربن، متان و اکسید نیتروز هستند که بر اساس معادل دی‌اکسید کربن یکسان‌سازی شدند (جدول ۲) (ISO 2006).

محاسبه ارزیابی تأثیر چرخه حیات

برای محاسبات LCA ابتدا سه گروه تأثیر فوق، ممیزی شده و تأثیر بوم‌نظام‌های تولید چغندرقند بر اساس مصرف نهاده‌ها به‌صورت کمی تعیین شد. این سه گروه که بسته به ماهیت منبع (Resource,R) یا عوامل انتشار یافته (Emission, E) از بوم‌نظام بودند، در ضریب تأثیر مربوطه ضرب شدند تا تأثیر آنها به ازای واحد کارکردی مشخص شود (رابطه ۱).

$$Ii = \sum (Rj, Ej) \times CFij \qquad (۱)$$

که در آن Ii تأثیر گروه‌های تأثیر به ازای واحد کارکردی، Rj منبع، Ej عوامل انتشاریافته و CFij ضریب تأثیر مربوطه هستند. پس از محاسبه، شاخص‌های مربوط به هر گروه تأثیر، نرمال‌سازی شدند. در ادامه، شاخص‌های نرمال شده موزون شدند تا شدت تأثیر آنها بر اساس شدت آسیب به محیط بر حسب وزن هر گروه تأثیر در محاسبات لحاظ گردد (Brentrup *et al*. 2004a).

تلفیق، نتیجه‌گیری و تفسیر نتایج

در آخرین مرحله، شاخص بوم‌شناخت که معیار نهایی LCA است، با استفاده از رابطه (۲) محاسبه شد (Brentrup *et al*. 2004a):

$$EcoX = \sum Ni \times W_i \qquad (۲)$$

که در آن، EcoX: شاخص بوم‌شناخت به ازای واحد کارکردی، N_i: مقدار نرمال شده هر گروه تأثیر و W_i: وزن مربوط به هریک از مقادیر N_i است.

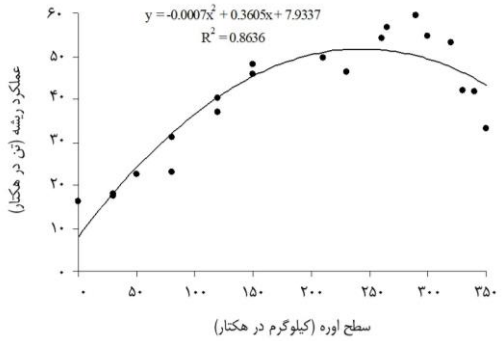
دسته‌بندی اطلاعات و محاسبات مربوطه با استفاده از نرم‌افزار Excel انجام گردید. برای سنجش قابلیت روایی (Reliability) پرسشنامه از ضریب آلفای کرونباخ (Cronbach's Alfa) استفاده گردید (Cronbach 1951). شکل‌ها با استفاده از نرم‌افزار Sigma plot رسم شدند. جهت تعیین واکنش عملکردریشه چغندرقند نسبت به مقادیر مختلف مصرف کود اوره از برازش تابع درجه دو استفاده شد (Soltani 2006).

نتایج و بحث

ضریب آلفای کرونباخ برای پرسشنامه ۸۵٪=α محاسبه شد که نشان‌دهنده قابلیت اعتماد بالای پرسشنامه بود.

واکنش عملکرد ریشه نسبت به سطوح مصرف نیتروژن

واکنش عملکرد ریشه چغندرقند نسبت به سطوح مصرف نیتروژن در شکل ۱ نشان داده شده است.



شکل ۱ واکنش عملکرد ریشه چغندرقند نسبت به سطوح اوره

همان‌طور که در شکل ۱ نشان داده شده است، با افزایش میزان مصرف اوره از مقادیر کمتر از ۲۰۰ تا ۲۹۰–۲۶۰ کیلوگرم اوره در هکتار، عملکردریشه چغندرقند ۳۴ درصد افزایش یافت. با این‌وجود، افزایش بیش از این میزان نیتروژن، کاهش عملکردریشه را موجب گردید. بالاترین عملکردریشه با ۵۹/۱۷ تن در هکتار برای سطح ۲۹۰–۲۶۰ کیلوگرم اوره در هکتار حاصل شد (جدول ۳). رابطه مصرف نیتروژن و عملکرد چغندرقند قطعاً به ویژگی‌های تغذیه‌ای خاک بستگی دارد و بر این اساس محققان مختلف مقادیر متفاوتی از کود نیتروژن را برای چغندرقند توصیه کرده‌اند. وانگ و همکاران (Wang *et al.* 2021) دریافتند که افزایش مقادیر نیتروژن تا ۱۲۰ کیلوگرم در هکتار منجر به تولید بیشترین میزان کلروفیل، تجمع ماده خشک و عملکرد چغندرقند شد و بیشترین کارایی مصرف نیتروژن نیز در این تیمار به‌دست آمد. در پژوهشی دیگر، پس از بررسی اثر تراکم گیاهی و مقادیر مختلف کودنیتروژن بر عملکرد و اجزای عملکرد چغندرقند گزارش شد که در کلیه تراکم کاشت‌های مورد مطالعه، مصرف ۹۲ کیلوگرم در هکتار نیتروژن، تولید بیشترین طول و قطر و عملکردریشه را در پی داشت (Sinta and Garo 2021).

جدول ۳ میانگین عملکردریشه چغندرقند بر اساس میزان مصرف نیتروژن

میزان مصرف اوره (کیلوگرم در هکتار)	عملکرد ریشه (تن در هکتار)
۲۰۰>	۳۹/۹±۶۷/۸۷ [α]
۲۶۰–۲۰۰	۴۶/۱۱±۸۲/۴۳
۲۹۰–۲۶۰	۵۹/۱۷±۹۲/۱۸
۲۹۰<	۵۱/۲۰±۳۹/۳۳

[α] انحراف معیار

اگرچه افزایش مصرف نیتروژن تا ۲۹۰ کیلوگرم اوره در هکتار، بهبود عملکردریشه چغندرقند را به دنبال داشت (جدول ۳ و شکل ۱)، ولی بر مبنای ارزیابی واکنش عملکردریشه نسبت به مصرف کودنیتروژن (Soltani 2006)، مشخص گردید که با افزایش مصرف نیتروژن، واکنش عملکردریشه نسبت به مصرف این نهاده کاهش یافت که این واکنش در تناسب با قانون بازده نزولی است. با توجه به نتایج این مطالعه، به نظر می‌رسد مصرف مقادیر ۳۰۰–۲۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار از طریق تولید عملکردریشه در واکنش‌پذیری بالاتر نسبت به مصرف کود، می‌تواند افزایش عملکرد را موجب گردد.

بر اساس دستورالعمل مؤسسه تحقیقات خاک و آب (Majidi *et al.* 2014) برای کشت چغندرقند در ایران می‌توان از صفر تا ۳۵۰ کیلوگرم در هکتار کوداوره توصیه کرد. واکنش‌پذیری رشد این محصول در سطوح بالای مصرف کوداوره بیانگر آن است که در منطقه مورد مطالعه به احتمال زیاد میزان نیتروژن و ماده آلی خاک کم بوده و یا کارایی مصرف کوداوره به دلایلی همچون شرایط آب و هوایی، مدیریت نامطلوب زراعی از قبیل تراکم و تاریخ کاشت، روش آبیاری نامناسب و تراکم کاشت بالا پایین است.

کوددهی به‌عنوان یکی از محدودکننده‌ترین عوامل مؤثر در تولید چغندرقند شناخته شده است، لذا انتخاب مقدار بهینه مصرف عناصر غذایی برای دستیابی به حداکثر عملکرد و کیفیت بالای محصول ضروری بوده و نیتروژن به‌عنوان یکی از مهم‌ترین عناصر غذایی محسوب می‌شود که رشد اولیه، خصوصیات رشدی، عملکرد و کیفیت چغندرقند را به‌شدت تحت‌تأثیر قرار می‌دهد (Varga *et al*. 2022)، با این حال مصرف بیش از اندازه نیتروژن نیز کیفیت چغندرقند را با نقصان مواجه ساخته (Jiang *et al*. 2021) و تبعات محیطزیستی نظیر گرم شدن زمین، اوتروفیکاسیون، ورود منابع غیرقابل تجدید به طبیعت (Jiang *et al*. 2021)، اسیدی شدن زیست‌بوم‌ها (Wowra *et al*. 2021)، آلودگی بوم‌نظام‌ها و تهدید جدی سلامت بشر (Gao and Cabrera 2023) و کاهش قابل‌توجه تنوع‌زیستی (Wowra *et al*. 2021) را به همراه دارد.

الدین و همکاران (Eldin *et al*. 2021) نشان دادند که کاربرد سطوح مختلف کود نیتروژن تأثیر معنی‌داری بر رشد و نمو چغندرقند داشت و کاربرد بالاترین سطح کودمصرفی (۱۲۰ کیلوگرم بر هکتار) منجربه تولید بیشترین قطر ریشه (۹۷/۹۶ میلی‌متر) شد. افشار و همکاران (Afshar *et al*. 2019) گزارش کردند که افزایش مصرف کودنیتروژن از ۵۶ به ۲۲۴ کیلوگرم در هکتار، اگرچه سبب کاهش غلظت ساکارز و درصد خلوص گردید، ولی افزایش خطی عملکردریشه چغندرقند را در پی داشت. در پژوهشی دیگر، بیشترین مقدار قند و ریشه چغندرقند در مقادیر بالای نیتروژن مصرفی به‌دست آمد (Zarshi *et al*. 2020). افزایش معنی‌دار طول و قطر، وزن تر و عملکردریشه چغندرقند در اثر افزایش مقادیر مصرفی کودنیتروژن از ۱۶۵ به ۲۲۰ و ۲۷۵ کیلوگرم در هکتار گزارش شده است، به‌طوری که با افزودن ۲۷۵ کیلوگرم در هکتار نیتروژن، بالاترین طول ریشه (۳۲/۹ سانتی‌متر)، قطر ریشه (۱۱/۵ سانتی متر)، وزن تر ریشه (۹۱۹/۸ گرم در بوته) و عملکردریشه (به ۷۵/۹ تن در هکتار) حاصل گردید (Leilah and Khan 2021).

شاخص‌های تأثیر چرخه حیات و منشأ انتشار آلاینده‌ها

میانگین شاخص‌های تأثیر چرخه حیات در گروه‌های مختلف تأثیر و منشأ انتشار آلاینده‌ها در نظام‌های تولید چغندرقند در گروه‌های مختلف تأثیر به ازای تولید یک تن ریشه چغندرقند در جدول ۴ ارائه شده است.

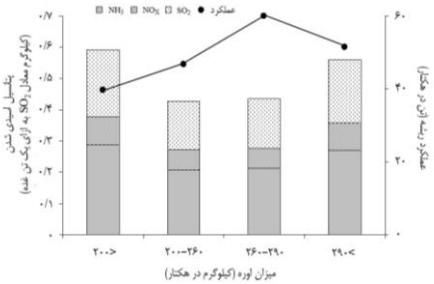
جدول ۴ شاخص‌های تأثیر چرخه حیات و منشأ انتشار آلاینده‌ها در گروه‌های مختلف تأثیر به ازای یک تن ریشه چغندرقند

گروه تأثیر		واحد اندازه‌گیری	مقدار	منشأ
اسیدی شدن		eq. kg	۰/۰±۵۰/۰۸ [α]	کودهای شیمیایی (نیتروژن و فسفر) و انتشار مستقیم از احتراق سوخت‌های فسیلی
اوتروفیکاسیون	خشکی	kg NO_x eq.	۰/۰±۸۴/۱۴	انتشار مستقیم از احتراق سوخت‌های فسیلی و کود شیمیایی نیتروژن
	آبی	kg PO_4 eq.	۰/۰±۲۹/۰۵	
گرمایش جهانی		kg CO_2 eq.	۱۷۰/۲۸±۲۴/۰۶	کودهای دامی و شیمیایی (نیتروژن و فسفر) و سوخت‌های فسیلی

[α] انحراف معیار

گروه تأثیر اسیدی شدن

پتانسیل اسیدی شدن خاک‌ها در اغلب اراضی کشاورزی ایران به‌ویژه در منطقه مورد مطالعه، تهدید به حساب نمی‌آید؛ چرا که خاک‌های مورد مطالعه، خاک‌هایی آهکی با اسیدیته بالا هستند که موضوع مشکلات تغذیه گیاهی را در جذب عناصر به‌وجود آورده است و با کاهش اسیدیته برخی از مشکلات مربوط به رسوب عناصر غذایی برطرف می‌شود. بیشترین پتانسیل اسیدی شدن در نظام‌های تولید چغندرقند مربوط به سطح کودی مقادیر کمتر از ۲۰۰ کیلوگرم اوره در هکتار با ۰/۵۹ کیلوگرم معادل دی‌اکسیدسولفور به ازای یک تن ریشه بود که ۵۷ درصد بیشتر از سطح کودی ۲۶۰–۲۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار محاسبه گردید. بالاترین میزان انتشار آلاینده‌های گروه تأثیر اسیدی شدن در نظام‌های تولید چغندرقند شامل آمونیاک، اکسید نیتروژن و دی‌اکسید سولفور مربوط به سطح کودی مقادیر کمتر از ۲۰۰ کیلوگرم اوره در هکتار به‌ترتیب برابر با ۰/۲۹، ۰/۰۹ و ۰/۲۲ کیلوگرم معادل دی‌اکسید سولفور به ازای یک تن ریشه حاصل گردید (شکل ۲).



شکل ۲ پتانسیل اسیدی شدن به ازای واحد کارکردی نظام تولید چغندرقند در سطوح مختلف اوره

افزایش مصرف کودهای شیمیایی نیتروژنه در نظام‌های تولید چغندرقند (جدول ۴)، باعث افزایش انتشار آلاینده‌ها به محیط شد و پتانسیل اسیدی شدن را نیز تشدید نمود. همانطور که در شکل ۲ مشخص است، با افزایش میزان مصرف نیتروژن، انتشار آمونیاک نیز افزایش یافت. برخی محققان دلیل این انتشار را به تبخیر نیتروژن به فرم آمونیاک به‌ویژه در شرایط مصرف بالای این عنصر نسبت دادند (Fallahpour *et al*. 2012). اسیدی شدن تأثیر بسیار گسترده‌ای بر روی خاک، آب‌های زیرزمینی، آب‌های سطحی، ارگانیسم‌ها و بوم‌نظام‌ها دارد (Khanali *et al*. 2018). مصرف کودهای شیمیایی تأثیر منفی زیادی بر تشدید پتانسیل گروه تأثیر اسیدی شدن دارد (Khorramdel *et al*. 2020). در یک پژوهش، اثرات زیست‌محیطی اگرواکوسیستم ذرت (*Zea mays* L.) با استفاده از روش ارزیابی چرخه حیات بررسی و گزارش شد که در گروه تأثیر اسیدی شدن، سهم دی‌اکسید سولفور (ناشی از سوختن موادنفتی) و اکسید نیتروژن (ناشی از سوختن وسایل نقلیه) به‌ترتیب ۱/۵۴ و ۰/۶۴ کیلوگرم واحد معادل دی‌اکسید سولفور به ازای یک واحد کارکردی (تن) تولید دانه ذرت و به‌ترتیب ۰/۵۴ و ۰/۲۲ کیلوگرم واحد معادل دی‌اکسید سولفور به ازای یک واحد کارکردی (تن) تولید علوفه ذرت برآورد شد (Hashempour *et al*. 2021). در پژوهشی دیگر، بیشترین پتانسیل گروه تأثیر اسیدی شدن (۱۵/۵۳۰ کیلوگرم معادل SO_2) برای تولید یک تن ذرت متعلق به تیمار ۵۰۰ کیلوگرم اوره بود (Sadeghi and Noorhosseini 2020). شاخص زیست‌محیطی اسیدی شدن در تولید نیشکر در مزارع پلنت و راتون به‌ترتیب ۰/۵۱ و ۰/۳۴ کیلوگرم معادل دی‌اکسید سولفور به ازای یک تن نیشکر به‌دست آمد (Kaab *et al*. 2020). خرم‌دل و همکاران (Khorramdel *et al*. 2014) با بررسی اثرات زیست‌محیطی نظام‌های تولید گندم آبی و دیم کشور بیان داشتند که بالاترین پتانسیل گروه تأثیر اسیدی شدن برای گندم آبی برابر با ۱/۵۳ کیلوگرم معادل دی‌اکسید سولفور به ازای یک تن دانه برای مقدار بیش از ۲۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار محاسبه شد و در نظام‌های گندم دیم (*Triticum aestivum*) برابر با ۳/۰۳ کیلوگرم معادل دی‌اکسید سولفور به ازای یک تن دانه برای سطح بیش از ۶۰ کیلوگرم نیتروژن به‌دست آمد. همچنین فشرده‌ترین سطح کودنیتروژن در نظام تولید گندم آبی بالاترین انتشار آمونیاک در گروه تأثیر اسیدی شدن را موجب گردید. پتانسیل اسیدی شدن نظام‌های تولید کلزا (*Brassica napus* L.) و چغندرقند به‌ترتیب ۰/۰۷ و ۴/۰۴ کیلوگرم معادل دی‌اکسیدسولفور به ازای یک تن عملکرد اقتصادی گزارش شده است (Koocheki *et al*. 2018).

پیامدهای زیست‌محیطی ناشی از مصرف کودهای نیتروژنه، اتخاذ سیاست‌های مناسب جهت مدیریت این کودها به شکلی که بهره‌وری محصولات کشاورزی افزایش و آلودگی‌های زیست‌محیطی به حداقل رسانده شود را به نوعی ضرورت بی‌بدیل تبدیل کرده است (Zhong *et al*. 2024). با شناسایی معیارهای کلیدی مؤثر در تلفات نیتروژن، می‌توان این تلفات را به میزان ۳۰ تا ۷۰ درصد کاهش داد. افزایش کارآیی مصرف نهاده‌ها در بوم‌نظام‌های زراعی باید به گونه‌ای انجام شود، که علاوه بر حفظ بازده اقتصادی مطلوب، تولید پایدار محصولات غذایی، حفاظت از منابع پایه، کاهش آلودگی‌های زیست‌محیطی و حفظ کیفیت محصولات غذایی را نیز تضمین نماید (Chaopu *et al*. 2022). با توجه به اهمیت نیتروژن در رشد و عملکرد چغندرقند (Varga *et al*. 2022)، به‌کارگیری راهکارهای مدیریت زراعی این عنصر مانند تقسیط مصرف کود، همزمانی زمان مصرف کود با نیاز گیاه، به‌کارگیری سیستم‌های خاک‌ورزی حفاظتی، کاشت ارقام اصلاح شده با پتانسیل بالای کارایی مصرف نیتروژن و در مجموع، افزایش کارایی مصرف نیتروژن در بوم‌نظام‌های تولید این گیاه حائز اهمیت می‌باشد.

گروه تأثیر اوتروفیکاسیون

اوتروفیکاسیون (آب‌تباهی) به فرآیندی گفته می‌شود که در اثر اضافه شدن عناصرغذایی همچون نیتروژن و فسفر در مرداب‌ها، تالاب‌ها و دریاچه‌ها، رشد جلبک‌ها و آزولا بیش از اندازه شده و مسائل زیست‌محیطی را به دنبال خواهد داشت. بدیهی است برای جلوگیری از شدت یافتن آب‌تباهی آب‌های سطحی، کنترل و کاهش ورود عناصر مذکور (نیتروژن و فسفر) از

جانب دانشمندان محیط‌زیست به‌عنوان راهکاری مؤثر پیشنهاد شده است. لازم به توضیح است که به‌دلیل اینکه بخش قابل‌توجهی از ترکیب اتمسفر زمین به گاز N_2 اختصاص داشته و آب‌های سطحی در تماس با اتمسفر هستند مقدار نیتروژن در شدت یافتن آب‌تباهی بسیار با اهمیت است. با توجه به اینکه در منطقه مورد مطالعه دریاچه وجود ندارد، نوع اوتروفیکاسیون نقش تعیین‌کننده‌ای دارد. بالاترین پتانسیل اوتروفیکاسیون در محیط خشکی در نظام‌های تولید چغندرقند برای سطح کودی مقادیر کمتر از ۲۰۰ کیلوگرم اوره در هکتار برابر با ۰/۹۹ کیلوگرم معادل اکسید نیتروژن به ازای یک تن ریشه محاسبه گردید. بیشترین میزان انتشار آلاینده‌های گروه تأثیر اوتروفیکاسیون در محیط خشکی شامل اکسید نیتروژن و آمونیاک به سطح کودی مقادیر کمتر از ۲۰۰ کیلوگرم اوره در هکتار به‌ترتیب برابر با ۰/۲۲ و ۰/۷۷ کیلوگرم معادل اکسید نیتروژن به ازای یک تن ریشه اختصاص داشت (شکل ۳- الف).

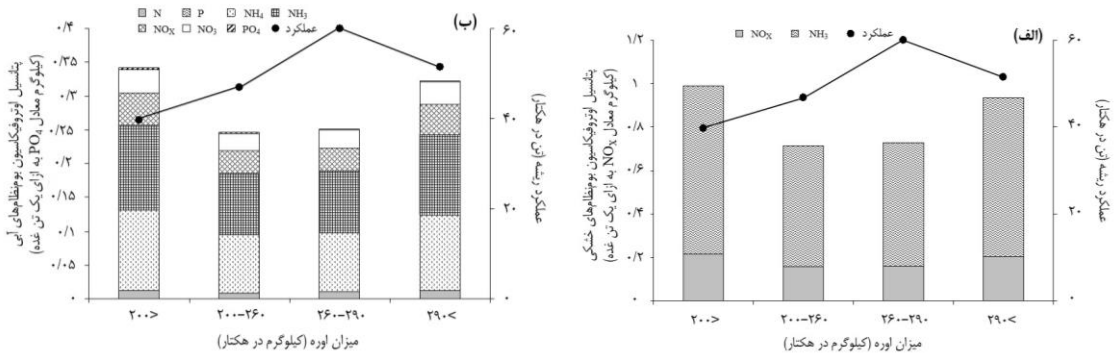
بیشترین پتانسیل اوتروفیکاسیون در بوم‌نظام آبی در نظام‌های تولید چغندرقند برای سطح کودی کمتر از ۲۰۰ کیلوگرم اوره در هکتار برابر با ۰/۳۴ کیلوگرم معادل اسیدفسفریک (H_3PO_4) به ازای یک تن ریشه به‌دست آمد. بالاترین میزان انتشار آلاینده‌های این گروه تأثیر شامل نیتروژن، اسیدفسفریک، آمونیاک، آمونیوم، اکسیدنیتروژن، نتیرات و فسفر به‌ترتیب برابر با ۰/۰۱۳، ۰/۰۰۱۹، ۰/۱۲۶، ۰/۱۱۹، ۰/۴۶۷، ۰/۰۳۵۹ و $۱۰^{-۵}\times$ ۰/۰۱۸ کیلوگرم معادل اسیدفسفریک به ازای یک تن ریشه در سطح کودی کمتر از ۲۰۰ کیلوگرم اوره در هکتار حاصل شد (شکل ۳-ب).

در مقادیر متفاوت مصرف کود نیتروژن، انتشار آلاینده‌های مختلف به‌ویژه آمونیوم، آمونیاک، اکسیدنیتروژن و آزادسازی مستقیم فسفر در گروه تاثیر اوتروفیکاسیون به محیط باعث تشدید پتانسیل این گروه تأثیر شد. از آنجا که انتشار اکسید نیتروژن عمدتاً وابسته به نقل و انتقال و به‌کارگیری ماشین‌آلات است (Brentrup *et al*. 2004a) (جدول ۴)، لذا انتشار و در نتیجه پتانسیل اوتروفیکاسیون این آلاینده برای محیط خشکی بالاتر از محیط آبی بود.

اوتروفیکاسیون افزایش ناخواسته در تولید زیست‌توده بوم‌نظام‌های زمینی و آبی بوده که عمدتاً به‌علت ورود عناصر غذایی به‌ویژه فسفات و نیترات رخ می‌دهد (Hashempour *et al*. 2021). از آنجا که جریان مستقیم فسفر و نیتروژن به آب‌های سطحی باعث بروز اوتروفیکاسیون و آلودگی‌های زیست‌محیطی شده که و دلیل عمده انتشار نیتروژن از خاک مربوط به بوم‌نظام‌های آبی از طریق آبشویی نتیرات$^-$ محسوب می‌شود (Brentrup *et al*. 2004a)، لذا بایستی مصرف مناسب نهاده‌های کودی و مدیریت مناسب عناصر غذایی را برای کاهش انتشار این عناصر به محیط زیست و همچنین بهبود کارایی مصرف عناصر به‌ویژه نیتروژن مدنظر قرار داد (Zhong *et al*. 2024). نتایج ارزیابی چرخه حیات چغندرقند در پژوهش خلیلی و حمزه (Khalili and Hamze 2022) حاکی از اوتروفیکاسیون ۱/۲۲ کیلوگرم معادل اکسید نیتروژن به ازای یک تن ریشه بود و آلاینده آمونیاک دارای بیشترین سهم در این گروه تأثیر بود. شاخص اوتروفیکاسیون کشت حبوبات در شهر یاسوج ۱۳/۹۷۸ کیلوگرم اکسید نیتروژن به ازای واحد کارکردی حبوبات به‌دست آمد (Vahabipoor *et al*. 2022). بالاترین پیامد منفی زیست‌محیطی در نظام تولید ذرت منطقه مغان برای گروه تأثیر اوتروفیکاسیون خشکی حاصل شد (Shiri *et al*. 2018). در یک پژوهش، آلاینده‌ی آمونیاک بیشترین سهم را در گروه تأثیر اوتروفیکاسیون خشکی و آلاینده‌های فسفات و نیترات بیشترین سهم را در گروه تأثیر اوتروفیکاسیون آبی نظام تولید دانه و علوفه ذرت ایفا نمودند (Hashempour *et al*. 2021). تقی‌نژاد و واحدی (Taghinazhad and Vahedi 2021) در پژوهشی روی گندم در منطقه اردبیل نشان دادند که در میان شاخص‌های زیست‌محیطی، گروه تأثیر اوتروفیکاسیون خشکی دارای بیشترین تأثیر منفی بر محیط‌زیست بود.

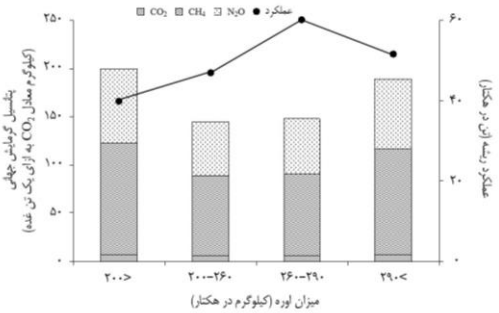
گروه تأثیر گرمایش جهانی

بالاترین پتانسیل گرمایش جهانی در نظام‌های تولید چغندرقند برای سطح کودی مقادیر کمتر از ۲۰۰ کیلوگرم اوره در هکتار برابر با ۱۹۹/۴۶ کیلوگرم معادل دی‌اکسید کربن به ازای یک تن ریشه محاسبه گردید. بیشترین میزان انتشار آلاینده‌های گروه تأثیر گرمایش جهانی شامل دی‌اکسید کربن، متان و اکسید نیتروز برای سطح کودی کمتر از ۲۰۰ کیلوگرم اوره در هکتار به‌ترتیب با ۷/۰۸، ۱۱۵/۰۲ و ۷۷/۳۶ کیلوگرم معادل دی‌اکسید کربن به ازای یک تن ریشه به‌دست آمد (شکل ۳).



شکل ۳ پتانسیل اوتروفیکاسیون بوم‌نظام‌های (الف) خشکی و (ب) آبی به ازای واحد کارکردی نظام تولید چغندرقند در سطوح مختلف اوره

دلیل بالاتر بودن انتشار دی‌اکسید کربن در سطوح کودی مربوط به اجرای عملیات خاکورزی بسیار فشرده جهت آماده‌سازی بستر کاشت و همچنین عملیات داشت (نظیر کوددهی، سله‌شکنی، سمپاشی و ...) و برداشت بوده که از طریق افزایش انتشار دی‌اکسید کربن سهم این گاز گلخانه‌ای را در این گروه تأثیر



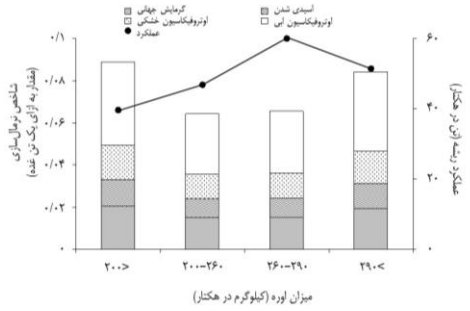
شکل ۴ پتانسیل گرمایش جهانی به ازای واحد کارکردی نظام تولید چغندرقند در سطوح مختلف اوره

دلیل عمده تولید و انتشار گازهای گلخانه‌ای به‌ویژه دی‌اکسید کربن و اکسید نیتروز مربوط به مصرف سوخت‌های فسیلی، به‌کارگیری ماشین‌آلات برای عملیات زراعی و همچنین فرآیند تولید و مصرف کودهای شیمیایی نیتروژنه است (Brentrup *et al*. 2004a) (جدول ۴). همچنین ۵۹ درصد از کل انتشار دی‌اکسید کربن به اتمسفر ناشی از فعالیت‌های کارخانجات تولید کودهای شیمیایی نیتروژنه است (Brentrup *et al*. 2004b). حدود ۲۰ تا ۷۰ درصد از کودهای نیتروژنه مصرفی به‌صورت گازهای گلخانه‌ای (نظیر اکسید نیتروژن و اکسید نیتروز) و یا فرم‌های دیگر نیتروژن (نظیر آمونیاک و رواناب و آبشویی نیتروژن) از دست می‌روند (Gu *et al*. 2023). همچنین برخی شواهد حاکی از آن است که کودهای نیتروژنه به‌طور قابل‌توجهی انتشار گازهای گلخانه‌ای از منابع غیر نیتروژنه نظیر متان و دی‌اکسید کربن را تشدید می‌نماید (Bai *et al*. 2021; Gao and Cabrera 2023). علاوه بر افزایش غلظت دی‌اکسید کربن تحت تأثیر فعالیت‌های صنعتی، بررسی‌ها نشان داده است که غلظت اکسید نیتروز در اتمسفر از ۲۷۵ به ۳۱۹ پی‌پی‌بی (قسمت در میلیارد) طی انقلاب صنعتی افزایش یافته که این امر علاوه بر تأثیر مستقیم بر بروز مشکلات زیست‌محیطی، موجب تخریب لایه‌ی ازن نیز شده است. از طرف دیگر، اگرچه غلظت این گاز در اتمسفر نسبتاً کم است ولی پتانسیل گرمایشی آن ۳۱۰ برابر دی‌اکسید کربن است (Brentrup *et al*. 2004a). انتشار اکسید نیتروز به‌طور مستقیم وابسته به تولید و مصرف کودهای شیمیایی است (Brentrup *et al*. 2004a). در این راستا، برنتراپ و همکاران (Brentrup *et al*. 2004b) نیز دریافتند که انتشار آمونیاک به میزان زیادی وابسته به مصرف کودنیتروژن است؛ به‌طوری‌که با افزایش مصرف، انتشار این آلاینده به محیط نیز افزایش یافت. این محققان همچنین اظهار داشتند که پتانسیل آزادسازی آمونیاک به محیط، همبستگی قوی با مصرف کودنیتروژن به‌صورت شیمیایی دارد. در همین راستا گزارش شده که فعالیت‌های انسانی، باعث انتشار ۶۵ درصد دی‌اکسید کربن، ۲۰ درصد متان، ۱۰ درصد گازهای هالوژنه و ۵ درصد اکسیدهای نیتروژن به اتمسفر شد (Khorramdel *et al*. 2019). در یک تشدید نموده است. میزان انتشار متان در تمام سطوح مصرف نیتروژن برای بوم‌نظام‌های چغندرقند نسبتاً کم بود. با این‌حال، بیشترین مقدار انتشار این آلاینده به سطح کودی بیش از ۲۹۰ کیلوگرم اوره در در هکتار اختصاص داشت (شکل ۴).

پژوهش، در گروه تأثیر گرمایش جهانی کل انتشار دی‌اکسید کربن به‌ترتیب ۲۰۰/۷۴ و ۷۴/۲۵ کیلوگرم برای تولید یک تن دانه و علوفه ذرت محاسبه شد، ضمن اینکه کودهای شیمیایی دارای بیشترین تأثیر در گروه مؤثر گرمایش جهانی بودند و در این میان، کودنیتروژن، اثر بیشتری نسبت به کودهای فسفر و پتاس در انتشار گازهای گلخانه‌ای داشت (Hashempour *et al*. 2021). نتایج پژوهش سوپاسری و همکاران (Supasri *et al*. 2020) نیز مؤید تأثیر بالای مصرف کودهای نیتروژنه در گروه تأثیر گرمایش جهانی بود. قاسمی مبتکر و همکاران (Ghasemi- Mobtaker *et al*. 2020) گزارش کردند که در نظام تولید گندم در همدان، حدود ۶۲۴ کیلوگرم دی‌اکسید کربن به ازای یک تن گندم به محیط‌زیست انتشار یافت.

شاخص نرمال‌سازی

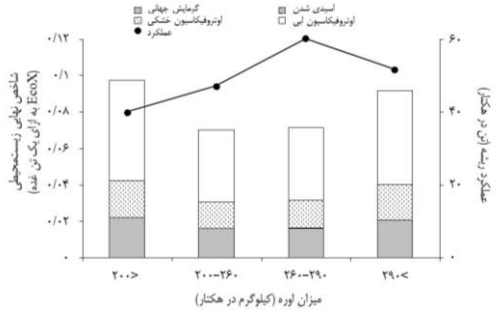
بالاترین مقادیر شاخص نرمال‌شده در نظام‌های تولید چغندرقند در سطوح مختلف مصرف اوره شامل مقادیر کمتر از ۲۰۰، ۲۶۰–۲۰۰، ۲۹۰–۲۶۰ و بیش از ۲۹۰ کیلوگرم اوره در هکتار در گروه‌های تأثیر مورد مطالعه، مربوط به اوتروفیکاسیون آبی به‌ترتیب برابر با ۰/۰۴، ۰/۰۲۹، ۰/۰۲۹ و ۰/۰۳۸ به ازای یک تن ریشه بود. گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی، اوتروفیکاسیون در بوم‌نظام خشکی و اسیدی شدن به ترتیب در رتبه‌های بعدی قرار گرفتند (شکل ۵).



شکل ۵ شاخص نرمال‌سازی به ازای واحد کارکردی نظام تولید چغندرقند در سطوح مختلف اوره

شاخص نهایی محیط‌زیستی

بر اساس محاسبه شاخص محیط‌زیستی که نشان‌دهنده مجموع اثرات انتشار آلاینده‌ها است (Brentrup *et al*. 2004b)، مشخص گردید که مجموع این شاخص برای نظام‌های تولید چغندرقند در سطوح مختلف مصرف اوره شامل مقادیر کمتر از ۲۰۰، ۲۶۰–۲۰۰، ۲۹۰–۲۶۰ و بیش از ۲۹۰ کیلوگرم اوره در هکتار به ترتیب برابر با ۰/۰۹۷، ۰/۰۷، ۰/۰۷۱ و ۰/۰۹۲ EcoX به ازای یک تن ریشه محاسبه گردید و بالاترین سهم به گروه تأثیر اوتروفیکاسیون آبی (به‌ترتیب برابر با ۰/۰۵۵، ۰/۰۳۹، ۰/۰۴۰ و ۰/۰۵۲ EcoX به ازای یک تن ریشه به‌ترتیب برای سطوح مقادیر کمتر از ۲۰۰، ۲۶۰–۲۰۰، ۲۹۰–۲۶۰ و بیش از ۲۹۰ کیلوگرم اوره در هکتار) اختصاص داشت. گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی، اوتروفیکاسیون خشکی و اسیدی شدن نیز به ترتیب در رتبه‌های بعدی قرار گرفتند (شکل ۶).



شکل ۶ شاخص نهایی زیست‌محیطی به ازای واحد کارکردی نظام‌تولید چغندرقند در سطوح مختلف اوره

به‌نظر می‌رسد که بالاتر بودن عملکردریشه چغندرقند در سطوح بالایی مصرف اوره بخش زیادی از اثرات زیست‌محیطی را در مقایسه با سایر سطوح کودی پوشش داده که این موضوع تا حدی تخفیف اثرات زیست‌محیطی را در گروه‌های مختلف تأثیر موجب شده است. بر این اساس، به نظر می‌رسد یکی از راهکارهای پایدار به منظور تخفیف اثرات زیست‌محیطی بهبود عملکرد در واحد سطح در راستای افزایش کارایی مصرف منابع است. به‌طور کلی، با توجه به نتایج این مطالعه به نظر می‌رسد که جذب کمتر کودمصرفی توسط گیاه چغندرقند تحت تأثیر محتوی رطوبتی پایین‌تر خاک در بوم‌نظام‌های زراعی مناطق خشک و نیمه‌خشک استان خراسان‌رضوی، از طریق اتلاف نیتروژن و انتشار آن به فرم‌های مختلف باعث تشدید بروز آلودگی در گروه‌های مختلف تأثیر شده است. بوم‌نظام‌های تولید زراعی با عملکردریشه بالا الزاماً با مشکلات زیست‌محیطی در تضاد نیستند ولی مصرف بیش از حد کودهای نیتروژنه با کاهش کارایی مصرف نیتروژن، سبب افزایش انتشار آلاینده‌های مختلف به محیط زیست و تشدید آلودگی‌های زیست‌محیطی می‌شود. بدین ترتیب، بهترین راهکار جهت کمینه‌سازی اثرات زیست‌محیطی در بوم‌نظام‌های تولید، دستیابی به عملکرد بالا به ازای هر واحد زمین از طریق افزایش کارایی مصرف منابع می‌باشد (Brentrup *et al*. 2004b). در یک پژوهش، اثرات زیست‌محیطی نظام تولید

چغندرقند با استفاده از روش ارزیابی چرخه حیات در شهرستان پیرانشهر بررسی و گزارش شد که برای تولید یک تن چغندرقند به‌ترتیب ۰/۲۷۴، ۰/۱۶۱، ۰/۰۰۱۶۱، ۱۱/۸۰ و ۰/۰۰۰۷۴ کیلوگرم از آلاینده‌های مختلف شامل آمونیاک، اکسید نیتروز، اکسید نیتروژن، دی‌اکسید کربن و متان وارد محیط شدند و آلاینده آمونیاک بیشترین سهم را در قالب گروه تأثیر اسیدیته و اوتروفیکاسیون به‌خود اختصاص داد. همچنین شاخص نهایی گروه‌های تأثیر مختلف شامل گرمایش جهانی، اسیدیته، تخلیه منابع فسیلی و تخلیه منابع آبی و تخلیه منابع فسفات و پتاسیم در تولید چغندرقند به‌ترتیب ۰/۰۱، ۰/۰۰۱۳، ۰/۰۰۰۴۹، ۰/۶۰ و ۰/۰۱۹۵ برآورد شد و شاخص نهایی زیست‌محیطی و شاخص نهایی تخلیه در تولید محصول به‌ترتیب ۰/۰۲۹۵ و ۰/۰۸۰۶ به دست آمد (Khalili and Hamze 2022). میرحاجی و همکاران (Mirhaji *et al*. 2012) با ارزیابی چرخه حیات گیاه چغندرقند در استان خراسان‌جنوبی بیان داشتند که شاخص نهایی زیست‌محیطی برای گرمایش جهانی، اسیدیته، تخلیه منابع فسیلی و تخلیه منابع آبی به ترتیب ۰/۰۰۰۳، ۰/۰۰۲، ۰/۰۲۵ و ۰/۰۷۳ شاخص زیست‌محیطی به ازای یک تن ریشه محاسبه شد. نتایج مطالعه خرم‌دل و همکاران (Khorramdel *et al*. 2014) روی ارزیابی اثرات زیست‌محیطی نظام‌های دیم و آبی گندم مشخص نمود که بیشترین و کمترین اثرات زیست‌محیطی در بوم‌نظام تولید گندم آبی به‌ترتیب برای گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی و اوتروفیکاسیون بوم‌نظام آبی به‌دست آمد در حالی‌که در نظام تولید گندم دیم این شاخص زیست‌محیطی به‌ترتیب به اوتروفیکاسیون آبی و اسیدی شدن اختصاص داشت. دامنه شاخص زیست‌محیطی نظام‌های تولید گندم آبی و دیم به ترتیب ۰/۵۵–۰/۴۷ و ۰/۴۳–۰/۳۴ EcoX به ازای یک تن دانه برآورد گردید. محاسبه شاخص زیست‌محیطی برای نظام تولید دانه و علوفه ذرت در شرایط آب و هوایی کرج بر اساس شش گروه مؤثر (شامل تخلیه منابع، اسیدی شدن، سمیّت، تغییر اقلیم، اوتروفیکاسیون و تغییر کاربری اراضی) نشان داد که بالاترین شاخص آلایندگی، بعد از گروه تخلیه‌ی منابع، در گروه مؤثر اسیدی شدن (در نظام‌های تولید دانه و علوفه به‌ترتیب ۰/۹۰ و ۰/۳۴) حاصل شد و بعد از آن بیشترین اثرات محیطی متعلق به گروه مؤثر گرمایش جهانی یا تغییر اقلیم (در نظام‌های تولید دانه و علوفه به‌ترتیب ۰/۵۱ و ۰/۱۸) بود (Hashempour *et al*. 2021). در نظام تولید کلزا (*Brassica napus*) در استان البرز، میزان انتشار گازهای دی‌اکسید کربن، مونواکسید کربن، اکسید نیتروز و اکسید نیتروژن به‌ترتیب ۳۶۱، ۴/۱، ۱۱/۵ و ۴/۸ کیلوگرم به ازای تولید هر تن دانه برآورد شد (Khosravi Bami *et al*. 2022). در پژوهشی دیگر بر اساس نتایج ارزیابی چرخه حیات، استفاده از کودهای شیمیایی به‌عنوان یکی از اصلی‌ترین نقاط بحرانی زیست‌محیطی در تولید گیاه سویا (*Glycine max* L.) استان مازندران معرفی شد (Mohammadi Kashka *et al*. 2022).

نتیجه‌گیری

نتایج این مطالعه روی بررسی اثرات زیست‌محیطی نظام‌های تولید چغندرقند در سطوح مختلف اوره با استفاده از رهیافت چرخه حیات در استان خراسان‌رضوی نشان داد: اگرچه افزایش مصرف کوداوره بهبود نسبی عملکردریشه چغندرقند را به دنبال داشت ولی بر مبنای واکنش عملکردریشه نسبت به مصرف نیتروژن مشخص گردید که با افزایش مصرف نیتروژن واکنش نسبت به مصرف این نهاده کاهش یافت. با توجه به نتایج، به نظر می‌رسد مصرف مقادیر ۳۰۰–۲۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار از طریق تولید عملکردریشه در واکنش‌پذیری بالاتر نسبت به مصرف کود، می‌تواند افزایش عملکرد را همراه با پایین بودن اثرات زیست‌محیطی موجب گردد. همچنین، مصرف بیش از حد نیتروژن علاوه بر تحریک رشد اندام‌های هوایی، با افزایش ناخالصی‌های شیره، کاهش عملکرد شکر قابل استحصال در واحد سطح را موجب می‌شود. با این‌وجود، پیشنهاد می‌شود پس از تجزیه خاک و تعیین موجودی نیتروژن، در صورت کمبود، نیتروژن موردنیاز از طریق مصرف کودهای مختلف جبران گردد. بدین ترتیب، به‌منظور بهبود کارایی نیتروژن و کاهش هزینه‌های تولید، بایستی مصرف میزان مناسب این عنصر بر اساس نیاز گیاه، شرایط آب و هوایی، حاصلخیزی خاک، روش استفاده و محتوی رطوبتی خاک به دقت مدنظر قرار گیرد. البته با توجه به تأثیر این عنصر بر ضریب استحصال شکر، توصیه می‌شود که علاوه‌بر مقدار، زمان مصرف کود نیتروژن نیز مورد توجه قرار گیرد.

دامنه‌ی مجموع شاخص زیست‌محیطی نظام‌های تولید چغندرقند در سطوح مختلف نیتروژن ۰/۰۹۷–۰/۰۷ EcoX به ازای یک تن ریشه محاسبه گردید که مربوط به سطح کودی بیش از ۲۰۰ کیلوگرم اوره در هکتار بود. بالاترین سهم در مقایسه گروه‌های تأثیر برای شاخص نهایی زیست‌محیطی به گروه تأثیر اوتروفیکاسیون آبی اختصاص داشت. گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی، اوتروفیکاسیون بوم‌نظام خشکی و اسیدی شدن به‌ترتیب در رتبه‌های بعدی قرار گرفتند. بدین ترتیب، پیشنهاد می‌شود که

از به‌کارگیری مدیریت پایدار نظام‌های تولید چغندرقند بر مبنای بهره‌گیری از اصول کم‌نهاده و اکولوژیک برای کاهش این اثرات زیست‌محیطی بهره جست. از جمله روش‌های مؤثر در این زمینه می‌توان به راهبردهای مدیریتی نظیر مصرف انواع کودهای آلی و بقایای گیاهی به‌عنوان جایگزینی برای کودهای شیمیایی نیتروژن، مدیریت علف‌های هرز، کاهش عملیات خاکورزی و اعمال خاکورزی‌های کاهش یافته و حداقل، وارد کردن گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن در تناوب زراعی و کشت مخلوط با چغندرقند اشاره کرد. همچنین تعیین خصوصیات خاک قبل از مصرف کودهای شیمیایی به‌ویژه کودهای شیمیایی نیتروژنه همراه، با توجه به شرایط اقلیمی می‌تواند تأثیر به‌سزایی در بهبود کارایی مصرف این عنصر به همراه داشته باشد. علاوه بر این، توصیه می‌شود، پژوهش‌هایی برای مقایسه کارآیی، سلامت خاک و جنبه‌های زیست‌محیطی مصرف کودهای شیمیایی و سایر نهاده‌های شیمیایی در بوم‌نظام‌های تولید چغندرقند با استفاده از فراتحلیل انجام گیرد، که این امر دامنه گسترده‌تری را جهت طراحی و مدیریت پایدار بوم‌نظام‌های تولید این محصول فراهم می‌سازد.

منابع مورد استفاده:

References:

Afshar RK, Nilahyane A, Chen C, He H, Stevens WB, and Iversen WM. Impact of conservation tillage and nitrogen on sugarbeet yield and quality. Soil and Tillage Research. 2019; 191: 216-223. **doi:10.1016/j.still.2019.03.017.**

Agovino M, Casaccia M, Ciommi M, Ferrara M, and Marchesano K. Agriculture, climate change and sustainability: The case of EU-28. Ecological Indicators. 2019; 105: 525–543. **doi:10.1016/j.ecolind.2018.04.064.**

Anonymous. ISO (International Organization for Standardization). ISO 14040: 2006(E) Environmental Management – Life Cycle Assessment- Principles and Framework. 2006.

Anonymous. The State of Food Security and Nutrition in the World. 2022a. **doi:10.4060/cc0639en.**

Anonymous. World Food and Agriculture– Statistical Yearbook. Rome. 2022b. FAOSTAT Database. http://www.fao.org/faostat/en/#data. 2020. (Accessed 5 May 2020).

Anonymous. The State of Food Security and Nutrition in the World. 2022b. **doi:10.4060/cc0639en.**

Anonymous. World Food and Agriculture – Statistical Yearbook. Rome. 2022c.

Anonymous, European Environment Agency. Air pollution. Health impacts of air pollution 86: 5237–5238. https://www.eea.europa.eu/themes/air/health-impacts-of-air-pollution. 2021; (Accessed 11 January 2022).

Anonymous, European Commission Website. EU sugar. http://ec.europa.eu/info/food-farming fisheries/plants-and-products/plant-products/sugar-en. 2021a; (Accessd 11 January 2022).

Anonymous, European Commission. Common Agricultural Policy (CAP). Sustainable Agriculture in the Common Agricultural Policy. Available online: https://ec.europa.eu/info/food-farming-fisheries/sustainability/sustainable-cap_en. 2021b; (Accessed on 11 May 2022)..

Bai J, Li Y, Zhang J, Xu F, Bo Q, Wang Z, Li Z, Li S, Shen Y, Yue S. Straw returning and one-time application of a mixture of controlled release and solid granular urea to reduce carbon footprint of plastic film mulching spring maize. J. Clean. Prod. 2021; 280: 124478. **doi:10.1016/j.jclepro.2020.124478.**

Bernas J, Koppensteiner LJ, Ticha M, Kaul HP, Klimek-Kopyra A, Euteneuer P, Moitzi G, Neugschwandtner RW. Optimal environmental design of nitrogen application rate for facultative wheat using life cycle assessment. European Journal of Agronomy. 2023; 146: 126813. **doi:10.1016/j.eja.2023.126813.**

Bernas Jaroslav, Bernasov´a T, Kaul HP, Wagentristl H, Moitzi G, Neugschwandtner RW. Sustainability Estimation of Oat:Pea Intercrops from the Agricultural Life Cycle Assessment Perspective. Agronomy. 2021; 11: 2433. doi.org/10.3390/agronomy11122433. **doi:10.3390/agronomy11122433 .**

Biswas WK, Barton L, Carter D. Global warming potential of wheat production in Western Australia: A life cycle assessment. Water and Environment Journal. 2008; 22: 206-216**. doi:10.1111/j.1747-6593.2008.00127.x**.

Brentrup F, Palliere C. GHG emissions and energy efficiency in European nitrogen fertilizer production and use. Proc. International Fertilizer Society, December 11, New York, UK. 2001.

Brentrup F, Küsters J, Lammel J, and Kuhlmann H. Impact assessment of abiotic resources consumption-conceptual considerations. International Journal of LCA. 2004a. 7: 301–307. **doi.org/10.1007/BF02978892.**

Brentrup F, Küsters J, Lammel J, Barraclough P, Kuhlmann H. 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. 2004b. 20(3): 265–279. **doi:10.1016/S1161-0301(03)00039-X.**

C´ardenas-Fern´andez M, Bawn M, Hamley-Bennett C, Bharat PKV, Subrizi F, Suhaili N, Ward DP, Bourdin S, Dalby PA, Hailes HC, Hewitson P, Ignatova S, Kontoravdi C, Leak DJ, Shah N, Sheppard TD, Ward JM, Lye GJ. An integrated

biorefinery concept for conversion of sugar beet pulp into value-added chemicals and pharmaceutical intermediates. Faraday Discuss. 2017; 202: 415–431. **doi:10.1039/c7fd00094d.**

Chaopu TI, Xiaoyuan YA, Longlong XI, and HUANG J. Improving Nitrogen Safety In China: Nitrogen Flows, Pollution And Control. Frontiers of Agricultural Science & Engineering. 2022; 9(3). **doi.org/10.15302/J-FASE-2022454.**

Cronbach LJ. Coefficient alpha and the internal structure of tests. Psychometrika. 1951; 16(3): 297-334. **doi.org/10.1007/BF02310555.**

de Figueiredo EB, Panosso AR, Rom˜ao R, La Scala Jr N. Greenhouse gas emission associated with sugar production in southern Brazil. Carbon Bal. Manag. 2010; 5: 7. **doi:10.1186/1750-0680-5-3.**

Dijkman TJ, Basset-Mens C, Ant´ on A, Nú˜ nez M. LCA of food and agriculture. In: Hauschild MZ, Rosenbaum RK, Olsen SI (Eds.), Life Cycle Assessment. Springer International Publishing, Cham. 2018; pp: 723–754. **doi:10.1007/978-3-319-56475-3_29.**

Dimitrijević A, Gavrilović M, Ivanović S, Mileusnić Z, Miodragović R, Todorović S. Energy use and economic analysis of fertilizer use in wheat and sugar beet production in Serbia. Energies. 2020; 13(9): 2361. **doi:org/10.3390/en13092361.**

Duraisamy R, Salelgn K, Berekete AK. Production of beet sugar and bio-ethanol from sugar beet and it bagasse: Int. J. of Eng. Trends and Technol. 2017; 43: 222-233. **doi:10.14445/22315381/IJETT-V43P237.**

Eldin B, Idris M, Marajan WA, Adam AHM. Effect of nitrogen fertilizer and plant spacing on vegetative growth of sugar beet (*Beta vulgaris*). Journal of Agronomy Research. 2021; 4(1): 6-13. **doi:10.14302/issn.2639-3166.jar-21-3883.**

Fallahpour F, Aminghafouri A, Ghalegolab Behbahani A, Bannayan M. The environmental impact assessment of wheat and barley production by using Life Cycle Assessment (LCA) methodology. Environment, Development and Sustainability. 2012; 14: 979-992. **doi:10.1007/s10668-012-9367-3.**

Farooq M, Pisante M. Innovations in Sustainable Agriculture. Springer,, Cham, Switzerland. 2020.

Finkbeiner M, Inaba A, Tan RBH, Christiansen K, Klüppel HJ. The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044. International Journal of Life Cycle Assessment. 2006; 11(2): 80–85. **doi:10.1065/lca2006.02.002.**

Gao Y, Cabrera SA. Greenhouse gas emissions from nitrogen fertilizers could be reduced by up to one-fifth of current levels by 2050 with combined interventions. Nat. Food. 2023; 4: 170–178. **doi:10.1038/s43016-023-00698-w.**

García CA, García-Trevi˜ no ES, Aguilar-Rivera N, and Armend´ariz C. Carbon footprint of sugar production in Mexico. J. of Clean. Prod. 2016; 112: 2632–2641. **doi:10.1016/j.jclepro.2015.09.113.**

Ghasemi-Mobtaker H, Kaab A, Rafiee Sh. Application of life cycle analysis to assess environmental sustainability of wheat cultivation in the west of Iran. Energy. 2020. 193: 116768. **doi:10.1016/j.energy.2019.116768.**

Gonzalez MNG, Bjornsson L. Life cycle assessment of the production of beet sugar and its by-products. Journal of Cleaner Production. 2022; 346: 131211. **doi:10.1016/j.jclepro.2022.131211.**

Gu B, Zhang X, Lam SK, Yu Y, van Grinsven HJM, Zhang S, Wang X, Bodirsky BL, Wang S, Duan J, Ren C, Bouwman L, de Vries W, Xu J, Sutton MA, Chen D. Cost-effective mitigation of nitrogen pollution from global croplands. Nature. 2023; 613: 77–84. **doi:10.1038/s41586-022-05481-8.**

Hashempour N, Ardakani MR, Mahdavi Damghani AM, Panknejad F, Ilkaei M. Evaluating environmental impacts of corn (*Zea mays* L.) agro-ecosystem using life cycle assessment method: A case study of grain and stover production. Journal of Crop Ecophysiology. 2021; 15(4): 535-554. **doi:10.30495/jcep.2022.689805.** [In Persian]

Jiang Z, Zheng H, Xing B. Environmental life cycle assessment of wheat production using chemical fertilizer, manure compost, and biochar-amended manure compost strategies. Science of the Total Environment. 2021; 760: 143342. **doi:10.1016/j.scitotenv.2020.143342.**

Kaab A, Sharifi M, Mobli H. Life cycle assessment and estimation of environmental pollutants emission in sugarcane production using artificial neural network. Journal of Agroecology. 2020; 12(1): 87-106. **doi:10.22067/jag.v12i1.76629.** [In Persian]

Khalili M, Hamze H. Evaluation of energy balance and environmental effects of sugar beet production system using life cycle assessment technique (case study: Piranshahr city). 2022; 32(3): 289-303. **doi:10.22034/saps.2021.46977.2706.** [In Persian]

Khanali M, Elhami B, Islami H, Hosseinpour S. Evaluation and comparison of environmental indices of hybrid maize (*Zea mays* L.) hybrids with three different harvesting methods in Alborz province using life cycle assessment method. Journal of Agriculture and Ecology. 2018; 9(4): 892-909. **doi:10.22067/jag.v9i4.52447.** [In Persian]

Khalili M, Hamze H. Evaluation of energy balance and environmental effects of sugar beet production system using life cycle assessment technique (case study: Piranshahr city). Journal of Agricultural Science and Sustainable Production. 2022; 32(3): 289-303. **doi:10.22034/saps.2021.46977.2706.** [In Persian]

Khorramdel S, Rezvani Moghaddam P, Amin Ghafori A. Evaluation of environmental impacts for wheat Agroecosystems of Iran by using Life Cycle Assessment methodology. Cereal Research. 2014; 4(1): 27-44. **doi.org/20.1001.1.22520163.1393.4.1.3.7.** [In Persian]

Khorramdel S, Koocheki A, Nassiri Mahallati M, Mollafilabi A. Study of Life Cycle Assessment (LCA) for corn production system under Mashhad climatic conditions. Journal of Agroecology. 2019; 11(3): 925-939. **doi:10.22067/jag.v11i3.51337.** [In Persian]

Khorramdel S, Nassiri Mahallati M, Latifi H, Farzaneh Belgerdi MR. Comparison between energy, environmental and economical indicators of irrigated wheat and saffron agroecosystems in Khorasan-e Razavi Province. Journal of Saffron Research. 2020; 8(1): 29-54. **doi:10.22077/jsr.2020.2892.1116.** [In Persian]

Khosravi Bami Sh, Ardakani MR, Mahdavi Damghani AM, Shiran AH, Nejatkhah Manavi, P. Life cycle assessment and environmental effects of rapeseed production in Alborz province. Journal of Crop Ecophysiology. 2022; 16(1): 81-98. **doi:10.30495/JCEP.2022.1912008.1723.** [In Persian]

Koocheki A, Vafabakhsh J, Khorramdel S. Evaluation of environmental impacts of important field crops by Life Cycle Assessment (LCA) in Khorasan-e Razavi Province. Iran. J. Field Crop Res. 2018; 16(3): 665-681. **doi:10.22067/gsc.v16i3.70560.** [In Persian]

Leilah AA, Khan N. Interactive effects of gibberellic acid and nitrogen fertilization on the growth, yield, and quality of sugar beet. Agronomy. 2021;11(1): 137. **doi:10.3390/agronomy11010137.**

Melino VJ, Tester MA, Okamoto M. Strategies for engineering improved nitrogen use efficiency in crop plants via redistribution and recycling of organic nitrogen. Current Opinion in Biotechnology. 2022; Feb 1; 73:263-9. **doi:10.1016/j.copbio.2021.09.003.**

Mirhaji H, Khojastehpour M, Abbaspour-Fard M, Mahdavi Shahri SM. Environmental impact study of sugar beet (*Beta vulgaris* L.) production using life cycle assessment (Case study: South Khorasan region). Agroecology. 2012; 4(2): 112-120. **doi.org/10.22067/jag.v4i2.15017.** [In Persian]

Mohammadi Kashka F, Tahmasebi Sarvestani Z, Pirdashti H, Motevali A, Nadi M. Assessing the environmental impacts of soybean cultivation in the eastern and central regions of Mazandaran province using life cycle assessment. Journal of Agroecology. 2022; 14(2): 309-330. **doi:10.22067/agry.2021.67358.1000.** [In Persian]

Nordic Sugar Website. http:/www.nordicsugar.com/about-nordic-sugar/our-organisation/our-locations/oertofta/. 2022; (Accessed 11 January 2022)

Poore J, Nemecek T. Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. Science. 2018; 360: 987–992. **doi**:10.1126/science.aaq0216**.**

Sadeghi SM, Noorhosseini SA. Investigating the environmental impacts for four varieties of corn based on nitrogen fertilizer consumption through Life Cycle Assessment (LCA). J. Env. Sci. Tech. 2020; 22(6): 361-378. [In Persian]

Shiri MR, Ataei R, Golzardi F. Life Cycle Assessment (LCA) for a maize production system under Moghan climatic conditions. Environmental Sciences. 2018; 16(1):191-206.

Sieverding H, Kebreab E, Johnson JMF, Xu H, Wang M, Grosso SJD, Bruggeman S, Stewart CE, Westhoff S, Ristau J, Kumar S, Stone JJ. A life cycle analysis (LCA) primer for the agricultural community. Agron. J. 2020; 112: 3788–3807. **doi:10.1002/agj2.20279.**

Skowrońska M, Filipek T. Life cycle assessment of fertilizers: a review. International Agrophysics. 2014; 28: 101-110. **doi:10.2478/intag-2013-0032.**

Snedecor GW, Cochran WG. Statistical Methods. 7th Edition, Iowa State University Press, Ames. 1980.

Soltani A. Application of Statistical Methods in Agricultural Researches. Jihad-e-Daneshgahi Mashhad Press. 2006; 74 pp. [In Persian]

Supasri T, Itsubo N, Gheewala SH, Shabbir HG, Sate S. Life cycle assessment of maize cultivation and biomass utilization in northern Thailand. Scientific Reports. 2020. 10: 3516. **doi:10.1038/s41598-020-60532-2.**

Taghinazhad J, Vahedi A. Environmental Impact of Irrigated Wheat Production System Using the life Cycle Assessment Technique (Case study: Ardabil province). Journal of Agricultural science and sustainable production. 2021; 31(3): 106-116. **doi:10.22034/saps.2021.13691.** [In Persian]

Vahabipoor M, Sabzghabaei GR, Dashti S. Determination of the environmental effects of bean production by life cycle assessment method in Yasuj (by comparing sprinkler irrigation method versus flooding). Journal of Crop Ecophysiology. 2022; 16(1): 99-114. **doi:10.30495/JCEP.2022.1916810.1739**. [In Persian]

Varga I, Jović J, Rastija M, Markulj Kulundžić A, Zebec V, Lončarić Z, Iljkić D, Antunović M. Efficiency and management of nitrogen fertilization in sugar beet as spring crop: A review. Nitrogen. 2022; 3: 170-185. **doi:10.3390/nitrogen3020013.**

Wowra K, Zeller V, Schebek L. Nitrogen in Life Cycle Assessment (LCA) of agricultural crop production systems: Comparative analysis of regionalization approaches. 2021; 763: 143009. **doi:10.1016/j.scitotenv.2020.143009**.

Zhang Y, Ren W, Zhu K, Fu J, Wang W, Wang Z, Gu J, Yang J. Substituting ready available nitrogen fertilizer with controlled-release nitrogen fertilizer improves crop yield and nitrogen uptake while mitigating environmental risks: A global meta-analysis. Field Crops Research. 2024; 306: 109221. **doi:10.1016/j.fcr.2023.109221.**

Zuliani F, Manzardo A, Marson A, Fedele A. A life cycle assessment approach for nitrogen footprint quantification: the reactive nitrogen indicator. Science of the Total Environment. 2023; 882: 163578. **doi:10.1016/j.scitotenv.2023.163578.**

Evaluation of the environmental effects of sugar beet production systems at different levels of urea using life cycle assessment (case study : Razavi Khorasan)

S. Khorramdel[1]*, M. Nassiri Mahallati[2] and A. Mirzaeian[3]

S. Khorramdel, M. Nassiri Mahallati and A. Mirzaeian. 2024. Evaluation of the environmental effects of sugar beet production systems at different levels of urea using life cycle assessment (case study : Razavi Khorasan)**. J. Sugar Beet. 39(2): 181- 196 (in Persian).**

Abstract

This study aimed to evaluate the environmental effects of sugar beet production systems in Razavi Khorasan province at different levels of nitrogen consumption (<200, 260-290, and >290 kg of urea per ha) using Life Cycle Assessment (LCA) during 2017 to 2022. To determine the number of growers, Cochran formula was used and consumption inputs were collected using using a questionnaire (50 fields). Life Cycle Assessment was calculated and determined in four steps: definition of goals and field of action, life cycle inventory analysis, life cycle impact and integration, conclusion and interpretation of results. The impact groups included acidification, eutrophication of aquatic and terrestrial ecosystems, and global warming. The functional unit was considered equal to one ton of root. In the final step, the ecological index (EcoX) was calculated. Cronbach's alpha coefficient was calculated to assess the reliability of the questionnaire. A second-degree polynomial function was used to evaluate yield response to urea levels. Results showed that with the increase of nitrogen consumption from less than 200 to 260-290 kg of urea per ha, the root yield increased by 34% , so that the highest root yield with 92.59 t per ha was observed at 290-260kg urea level. The highest global warming potential for fertilizer level less than 200 kg of urea per ha was calculated as equal to 46.199 kg of CO_2 equivalent to one ton of root. The highest amount of acidification, terrestrial eutrophication, aquatic eutrophication, and global warming groups for consumption of less than 200 kg of urea per ha was found to be equal to 59.0 kg SO_2 per ton of root, 99.0 kg N_2O equivalent per ton of root, 34.0 kg PO_4 equivalent per ton of root, and 46.199 kg CO_2 equivalent per ton of root, respectively. The main reason for N_2O and NH_3 emission was attributed to direct nitrogen fertilizer consumption. The highest normalization and eco-toxicity index belonged to the aquatic eutrophication impact category, calculated as 0.089 and 0.097 EcoX per ton of root, respectively.

Keywords: Acidification, environmental indicators, eutrophication, global warming

1 Associate Professor, Department of Agrotechnology, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran *-Corresponding author contact information email: khorramdel@um.ac.ir.

2 Professor, Department of Agrotechnology, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran

3 phD. student of Plants Physiology, Department of Agrotechnology, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran.