



مجله علمی پژوهشی تولید گیاهی

نشریه پژوهش‌های تولید گیاهی  
جلد بیست و دوم، شماره یکم، ۱۳۹۴  
<http://jopp.gau.ac.ir>

## مقایسه اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید دیم و آبی جو در کشور با استفاده از ارزیابی چرخه حیات

سرور خرم‌دل<sup>۱\*</sup>، رضا قربانی<sup>۲</sup> و افسانه امین غفوری<sup>۳</sup>

استادیار گروه زراعت دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد، <sup>۱</sup>استاد گروه زراعت دانشکده کشاورزی دانشگاه

فردوسی مشهد، <sup>۲</sup>دانشجوی دکتری دانشگاه فردوسی مشهد

تاریخ دریافت: ۹۳/۶/۲۶؛ تاریخ پذیرش: ۹۳/۷/۱۹

### چکیده

به منظور ارزیابی بوم‌نظام‌های آبی و دیم تولید جو در کشور بر اساس میزان مصرف نیتروژن با استفاده از ارزیابی چرخه حیات (LCA)، میانگین عملکرد دانه طی سال‌های ۹۲-۱۳۷۸ و میزان مصرف نهاده‌ها به ازای یک هکتار تعیین شد و LCA در چهار گام تعریف اهداف و حوزه عمل مطالعه، ممیزی چرخه حیات، ارزیابی تأثیر چرخه حیات و تلفیق و تفسیر نتایج محاسبه گردید. گروه‌های تأثیر مورد مطالعه شامل اسیدی شدن، اختناق دریاچه و گرمایش جهانی بودند. واحد کارکردی معادل یک تن دانه در نظر گرفته شد. نتایج نشان داد که بالاترین پتانسیل اختناق دریاچه در محیط آبی برای نظام تولید جو آبی و دیم به ترتیب برابر با ۲/۴۲ و ۱/۶۴ واحد معادل PO<sub>4</sub> به ازای یک تن دانه برای سطح ۱۸۰-۱۴۰ و ۴۰-۳۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار محاسبه گردید. بالاترین پتانسیل گرمایش جهانی در نظام تولیدی جو آبی برابر با ۸۹۸/۲۴ واحد معادل دی اکسید کربن به ازای یک تن دانه برای سطح کودی ۱۸۰-۱۴۰ نیتروژن در هکتار و برای نظام جو دیم برابر با ۶۰۴/۶۶ واحد معادل دی اکسید کربن به ازای یک تن دانه در سطح کودی ۴۰-۳۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار حاصل شد. دامنه شاخص زیست محیطی نظام‌های تولید جو آبی و دیم به ترتیب برابر با ۰/۲۷-۰/۴۶ و ۰/۲۸-۰/۳۱ به ازای یک تن دانه محاسبه گردید. بیشترین و کمترین اثرات زیست محیطی هر دو بوم نظام تولید جو آبی و دیم به ترتیب برای گروه‌های تأثیر اختناق دریاچه بوم نظام آبی و اسیدی شدن حاصل گردید.

**واژه‌های کلیدی:** اختناق دریاچه بوم نظام آبی، شاخص زیست محیطی، گرمایش جهانی، واحد کارکردی

\*نویسنده مسئول: [khorrandel@um.ac.ir](mailto:khorrandel@um.ac.ir)

## مقدمه

در طی قرن اخیر، کشاورزی علاوه بر وظیفه اصلی خود یعنی تأمین غذای کافی و سالم با چالش مهمی در ارتباط با حفاظت از محیط زیست روبرو می‌باشد. آبخوبی نترات به منابع آب‌های سطحی و زیرزمینی، شور شدن و اسیدی شدن خاک‌های زراعی، انتشار انواع گازهای گلخانه‌ای و انباشت بقایای مواد شیمیایی از جمله مهم‌ترین پیامدهای مصرف انواع نهاده‌های پرانرژی در نظام‌های رایج تولید محصولات کشاورزی محسوب می‌شوند (کرشمن و توروالسون، ۲۰۰۰). تداوم این وضعیت نگرانی‌های جدی را برای جوامع علمی و دولت‌مردان به وجود آورده است. هاتیرلی و همکاران (۲۰۰۶) اظهار داشتند با توجه به مصرف بالای نهاده‌ها شامل سوخت، الکتروسیته، ماشین‌آلات، بذر، کود و سایر مواد شیمیایی در بوم‌نظام‌های زراعی بایستی راه‌کارهای بوم‌شناختی اندیشیده شود تا این فشرده‌سازی کاهش یابد که این امر علاوه بر افزایش تولید و بهره‌وری به دلیل بهبود کارایی، پایداری بوم‌نظام‌های زراعی را به همراه خواهد داشت (سینگ و همکاران، ۲۰۰۲).

بر این اساس، از دهه آخر قرن گذشته مطالعات مربوط به مصرف نهاده‌ها ابعاد جدیدی یافت و محققین به ارزیابی اثرات زیست‌محیطی ناشی از کارکرد بوم‌نظام‌های زراعی پرداختند. به این ترتیب، تجزیه و تحلیل انرژی در بوم‌نظام‌های زراعی به منظور دستیابی به تولید پایدار ضروری است (واندرمیر، ۲۰۱۱). علاوه بر این، درک شیوه‌های توزیع انرژی در توسعه و طراحی مدیریت زراعی اهمیت بسزایی داشته و نیاز به مدیریت پایدار محیطی با توسعه ارتباط دارد (تریپاتی و ساه، ۲۰۰۱). تقوی و همکاران (۲۰۰۸) با ارزیابی بیان انرژی در زراعت جو دیم کارایی انرژی این محصول را ۱/۲۲ گزارش نمودند که دلیل پایین بودن کارایی انرژی را به مصرف بالای کودهای شیمیایی و ماشین‌آلات نسبت دادند. خان و همکاران (۲۰۱۰) مصرف کودهای شیمیایی در نظام‌های تولید گندم، برنج و جو در استرالیا را به ترتیب ۴۷، ۴۳ و ۲۹ درصد از کل انرژی ورودی برآورد نمودند.

به تدریج با کامل شدن اطلاعات، روش‌های جدیدی برای سنجش اثرات زیست محیطی ناشی از کارکرد بوم‌نظام‌های زراعی به وجود آمد. شش روش مهم برای ارزیابی اثرات زیست محیطی فعالیت‌های مختلف در سطوح مختلف بوم‌نظام وجود دارد که شامل نقشه‌برداری خطرات زیست محیطی، ارزیابی چرخه حیات<sup>۱</sup> (LCA)، ارزیابی اثرات زیست محیطی، سامانه چندعاملی، رهیافت

---

1- Life Cycle Assessment

برنامه‌نویسی خطی چندگانه و شاخص‌های زیست محیطی-کشاورزی می‌باشند (پیرادیو و واندروورف، ۲۰۰۵). با این وجود، برخی از محققان (برنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴ الف و ب؛ فینکینر و همکاران، ۲۰۰۶؛ روی و همکاران، ۲۰۰۵) رهیافت ارزیابی چرخه حیات را مناسب‌ترین رویکرد برای ارزیابی پایداری فعالیت‌های کشاورزی معرفی می‌نمایند.

LCA روشی است که برای ارزیابی اثرات زیست محیطی مرتبط با تولید محصول یا فرآیند خاص به وسیله محاسبه دو مؤلفه مصرف منابع و انتشار آلاینده‌ها به محیط زیست تعیین می‌شود (روی و همکاران، ۲۰۰۵)؛ به طوری که با استفاده از این روش می‌توان نظام‌های زراعی را به طور دقیق ارزیابی نمود. LCA به عنوان یک فرآیند هدف، برای ارزیابی ظرفیت محیط زیست در امر تولید، فرآیندها یا جریان فعالیت‌ها با مشخص کردن انرژی، مواد مصرفی و ضایعات رها شده در محیط زیست تعیین می‌شود (روی و همکاران، ۲۰۰۵).

اهمیت ارزیابی فعالیت‌های مختلف باعث شد تا روش محاسبه LCA، به سرعت توسعه یابد. در همین راستا، سازمان استاندارد جهانی<sup>۱</sup> (ISO) طی سال‌های ۱۹۹۷ تا ۲۰۰۰ میلادی سه دستورالعمل اختصاصی به ترتیب موسوم به ISO ۱۴۰۴۰، ISO ۱۴۰۴۱ و ISO ۱۴۰۴۲ را برای محاسبه LCA تدوین کرد (فینکینر و همکاران، ۲۰۰۶؛ ایزو، ۲۰۰۶). مراحل چهارگانه محاسبه LCA شامل تعریف اهداف و حوزه عمل<sup>۲</sup>، تجزیه و تحلیل ممیزی چرخه حیات<sup>۳</sup>، ارزیابی تأثیر چرخه حیات<sup>۴</sup> و تلفیق و تفسیر نتایج<sup>۵</sup> می‌باشد (برنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴ الف؛ ایزو، ۲۰۰۶). برنتراپ و همکاران (۲۰۰۴ الف و ب) بر این باورند که محاسبه LCA می‌تواند مشکلات فرآیندهای نظام تولیدی از قبیل میزان مصرف منابع و تغییر کاربری اراضی را نیز مشخص و مرتفع نماید.

ایران با داشتن شرایط آب و هوایی ویژه، بستر مناسبی را برای تولید انواع محصولات کشاورزی فراهم آورده است. در این میان، زراعت غلات، بخش اساسی فعالیت کشاورزان را شامل می‌شود. در شرایط متغیر اقلیمی مناطق نیمه‌خشک گیاهانی که بتوانند بدون آبیاری کشت شوند، محدودند. غلات مقاوم به خشکی به ویژه جو در این مناطق از اهمیت به سزایی برخوردارند. تولید کل غلات جهان

- 1- International Organization for Standardization
- 2- Objectives and definition of scope
- 3- Life cycle inventory (LCI) analysis
- 4- Life cycle impact assessment (LCIA)
- 5- Integration and interpretation

۱/۸ میلیارد تن گزارش شده است که ۱۵۵ میلیون تن به جو اختصاص دارد. سطح برداشت جو ۱/۶۸ میلیون تن در هکتار در کشور گزارش شده است که ۴۳ درصد آن مربوط به کشت آبی و مابقی مربوط به کشت دیم است (وزارت جهاد کشاورزی، ۲۰۱۲). خان و همکاران (۲۰۰۹) با مقایسه مصرف انرژی در نظام‌های تولید گندم، برنج و جو به منظور کاهش ردپای زیست محیطی تولید غذا اظهار داشتند اگرچه جو گیاهی کارا از نظر مصرف منابع است، ولی بایستی از راه‌کارهای بوم‌شناختی برای کاهش ردپای زیست محیطی<sup>۱</sup> آن بهره‌گیری شود. نتایج مطالعه صفا و همکاران (۲۰۱۰) روی مطالعه نظام‌های تولید جو، ذرت و گندم در ساوه نشان داد که بیشترین نهاده ورودی به نظام‌های دیم و آبی غلات شامل خاک‌ورزی و آبیاری می‌باشد.

اگرچه دامنه کاربرد رهیافت LCA در زمینه فعالیت‌های کشاورزی در مقایسه با فعالیت‌های صنعتی بسیار زیاد می‌باشد، ولی گزارش‌های اندکی در مورد تجزیه و تحلیل نظام‌ها و فرآیندهای مختلف تولیدی کشاورزی با استفاده از این رهیافت وجود دارد. با توجه به اهمیت این نوع ارزیابی و افزایش سطح زیرکشت غلات دانه‌ای به ویژه جو (بهشتی تبار و همکاران، ۲۰۱۰) و از آنجا که تا کنون نتایج منتشر شده زیادی در این ارتباط در کشور وجود ندارد، هدف از این تحقیق، محاسبه و مقایسه LCA برای بوم‌نظام‌های آبی و دیم تولید جو در کشور بر اساس میزان مصرف نیتروژن می‌باشد.

### مواد و روش‌ها

به منظور بررسی اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید جو آبی و دیم کشور بر مبنای میزان مصرف نیتروژن میانگین عملکرد دانه جو طی سال‌های ۹۲-۱۳۷۸ با استفاده از اطلاعات وزارت جهاد کشاورزی و همچنین مراجعه حضوری به سازمان‌های مربوطه جمع‌آوری شد. میانگین میزان مصرف نهاده‌ها طی عملیات مختلف کاشت (شامل تهیه بستر بذر، خاک‌ورزی و کاشت)، داشت (شامل کوددهی و سمپاشی) و برداشت، به ازای یک هکتار نظام تولید جو آبی و دیم در کشور در جدول ۱ نشان داده شده است.

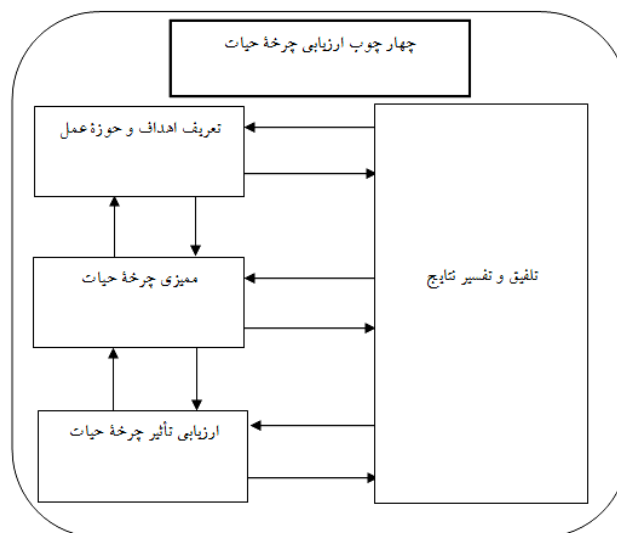
---

1- Environmental footprint

جدول ۱- میانگین میزان نهاده‌های مصرفی در نظام‌های تولید جو آبی و دیم به ازای یک هکتار

میزان مصرف		نهاده
نظام آبی	نظام دیم	
۷۷۵۳/۹۴	۴۸۷۲/۶۹	سوخت (لیتر در هکتار)
۱۳۰/۵۵	۴۰/۶۵	فسفات پتاس
۷/۰۴	۰/۳۲	
۰/۲۵	۰/۱۹	علف کش قارچ کش حشره کش
۰/۹۰	۰/۰۹۴	
۰/۱۲	۰/۰۷۵	
۰/۰۲۷	۰/۰۳۴	سایر
۰/۷۱	۰/۰۶	کود حیوانی (تن در هکتار)
۲۰۳/۶۲	۱۱۷/۲۷	بذر (کیلوگرم در هکتار)

بر اساس روش ارائه شده در ISO14044 (برنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴ الف؛ ایزو، ۲۰۰۶)، LCA در چهار گام زیر محاسبه و تعیین شد (شکل ۱).



شکل ۱- مراحل چهارگانه ارزیابی چرخه حیات (فینکینر و همکاران، ۲۰۰۶؛ ایزو، ۲۰۰۶)

الف- تعریف اهداف و حوزه عمل: «واحد کارکردی» در بوم‌نظام‌های آبی و دیم معادل یک تن دانه در نظر گرفته شد (برنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴ الف).

ب- ممیزی چرخه حیات: در این مرحله میزان مصرف نهاده‌ها تعیین و برحسب واحد کارکردی محاسبه شد (برنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴ الف). اثرات زیست محیطی بر اساس استانداردهای بین‌المللی برآورد گردید (فینکبیرنر و همکاران، ۲۰۰۶).

ج- ارزیابی تأثیر چرخه حیات: به منظور تجزیه و تحلیل کمی نتایج، برای هر گروه تأثیر، عامل مشخص‌سازی<sup>۱</sup> ((CF)) تعریف شد. گروه‌های تأثیر شامل اسیدی شدن، اختناق دریاچه<sup>۲</sup> در دو زیرگروه بوم‌نظام‌های خشکی و آبی<sup>۳</sup> و گرمایش جهانی بودند (برنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴ الف؛ فینکبیرنر و همکاران، ۲۰۰۶).

اسیدی شدن: پتانسیل اسیدی شدن<sup>۴</sup> به صورت کیلوگرم SO<sub>2</sub> واحد معادل به ازای واحد کارکردی بیان شد (برنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴ الف). شاخص مربوطه بر اساس میزان ورود املاح و ترکیبات معدنی به خاک برآورد و براساس SO<sub>2</sub> یکسان‌سازی شد (جدول ۲) (برنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴ الف).

اختناق دریاچه: از آنجا که منبع تشدید اختناق دریاچه در بوم‌نظام‌های آبی ورود ترکیبات نیتروژن و فسفر به آب‌های سطحی و در بوم‌نظام‌های خشکی ورود NH<sub>3</sub> و NO<sub>x</sub> می‌باشد، لذا تأثیر پتانسیل این گروه به طور جداگانه در دو زیرگروه بوم‌نظام‌های خشکی و آبی برآورد شد (جدول ۲) (برنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴ الف).

گرمایش جهانی: پتانسیل گرمایش جهانی<sup>۵</sup> برای بیان مشارکت انواع گازهای گلخانه‌ای شامل CO<sub>2</sub>، CH<sub>4</sub> و N<sub>2</sub>O در بروز مشکلات زیست محیطی نظیر گرم شدن سطح زمین و تغییر اقلیم مورد استفاده قرار می‌گیرد (برنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴ الف). این گروه تأثیر پس از برآورد، بر اساس CO<sub>2</sub> یکسان‌سازی شد (جدول ۲) (ایزو، ۲۰۰۶).

- 1- Characteristic factor
- 2- Acidification potential
- 3- Terrestrial and aquatic agroecosystems
- 4- Eutrophication
- 5- Global warming potential

جدول ۲- عامل مشخص‌سازی گروه‌های تأثیر مورد مطالعه (برنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴ الف)

پتانسیل اسیدی شدن (واحد معادل SO <sub>2</sub> به ازای کیلوگرم انتشار)	
عامل مشخص‌سازی	ماده (کیلوگرم)
۱	دی‌اکسید گوگرد (SO <sub>2</sub> )
۰/۲۸	اکسیدهای نیتروژن (NO <sub>x</sub> )
۱/۳۰	آمونیاک (NH <sub>3</sub> )
پتانسیل اختناق دریاچه در بوم‌نظام‌های آبی (معادل PO <sub>4</sub> به ازای کیلوگرم انتشار)	
عامل مشخص‌سازی	ماده (کیلوگرم)
۱	فسفر (P)
۰/۱	نیترات (NO <sub>3</sub> )
۰/۱۳	اکسیدهای نیتروژن (NO <sub>x</sub> )
۰/۳۳	آمونیم (NH <sub>4</sub> )
۰/۳۵	آمونیاک (NH <sub>3</sub> )
۰/۴۲	نیتروژن (N)
۰/۴۲	نیترات به فرم نیتروژن (NO <sub>3</sub> -N)
پتانسیل اختناق دریاچه در بوم‌نظام‌های خشکی (معادل NO <sub>x</sub> به ازای کیلوگرم انتشار)	
عامل مشخص‌سازی	ماده (کیلوگرم)
۱	اکسیدهای نیتروژن (NO <sub>x</sub> )
۵	آمونیاک (NH <sub>3</sub> )
پتانسیل گرمایش جهانی (واحد معادل CO <sub>2</sub> به ازای کیلوگرم انتشار)	
عامل مشخص‌سازی	ماده (کیلوگرم)
۱	دی‌اکسید کربن (CO <sub>2</sub> )
۲۱	متان (CH <sub>4</sub> )
۳۱۰	اکسید نیتروس (N <sub>2</sub> O)

به این ترتیب، ابتدا سه گروه فوق‌میزی و تأثیر کارکرد بوم‌نظام‌های تولید جو بر اساس میزان مصرف نیتروژن به صورت کمی تعیین شد. این گروه‌های تأثیر که بسته به ماهیت ممکن است منبع (R) یا عوامل انتشار یافته (E) باشند در ضریب تأثیر مربوطه ضرب و تأثیر آنها به ازای واحد کارکردی مشخص شد (معادله ۱) (برنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴ الف).

$$I_i = \sum (R_j, E_j) \times CF_{ij} \quad \text{معادله (۱)}$$

پس از آن، شاخص‌ها با استفاده از ضرایب بر اساس معادله (۲) نرمال‌سازی شدند (برنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴ الف):

$$N_i = \frac{I_i}{I_{i,ref}} \quad \text{معادله (۲)}$$

که در این معادله،  $N_i$ : شاخص نرمال گروه تأثیر  $i$  به ازای واحد کارکردی،  $I_i$ : شاخص محاسبه شده (غیرنرمال) گروه تأثیر  $i$  و  $I_{i,ref}$ : شاخص گروه تأثیر در شرایط مرجع می‌باشد. سپس شاخص‌های نرمال شده با استفاده از معادله (۳) وزن‌دهی شدند تا شدت تأثیر آنها بر حسب وزن ( $W$ ) لحاظ گردد (برنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴ الف).

$$W_{ijk} = \frac{C_{ijk}}{T_{ijk}} \quad \text{معادله (۳)}$$

که در این معادله،  $W_{ijk}$ : وزن مربوط به شاخص  $i$  در منطقه  $j$  در سال  $k$ : مقدار فعلی شاخص  $i$  در منطقه  $j$  در سال  $k$  و  $T_{ijk}$ : مقدار هدف برای شاخص  $i$  در منطقه  $j$  در سال  $k$  می‌باشد. د- تلفیق و تفسیر نتایج: در آخرین مرحله، شاخص زیست‌محیطی (شاخص بوم‌شناختی<sup>۱</sup>) که معیار نهایی LCA می‌باشد با استفاده از معادله (۴) محاسبه شد (برنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴ الف):

$$EcoX = \sum N_i \times W_i \quad \text{معادله (۴)}$$

که در این معادله،  $EcoX$ : شاخص زیست‌محیطی به ازای واحد کارکردی،  $N_i$ : مقدار نرمال شده هر گروه تأثیر و  $W_i$ : وزن مربوط به هر یک از مقادیر  $N_i$  می‌باشد. بدین ترتیب، اثرات زیست‌محیطی نظام‌های تولید جو آبی و دیم کشور با استفاده از LCA در سطوح نیتروژن (شامل ۱۴۰-۱۲۰، ۱۸۰-۱۴۰، ۲۰۰-۱۸۰ و بیشتر از ۲۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار برای نظام تولید آبی و ۴۰-۳۰، ۵۰-۴۰ و بیشتر از ۵۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار برای نظام تولید دیم) بررسی شد (فلاح‌پور و همکاران، ۲۰۱۲). شکل‌ها با استفاده از نرم‌افزار Sigma plot رسم شدند. جهت تعیین واکنش عملکرد گندم نسبت به مقادیر مختلف مصرف کود نیتروژن از برازش توابع استفاده شد (سلطانی، ۲۰۰۶).



نتایج و بحث

بالاترین عملکرد دانه جو آبی با ۳/۲ تن در هکتار برای سطح بیشتر از ۲۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار حاصل گردید؛ در حالی که بیشترین عملکرد در شرایط دیم با ۱/۰۵ تن در هکتار به سطح بیشتر از ۵۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار تعلق داشت (جدول ۳).

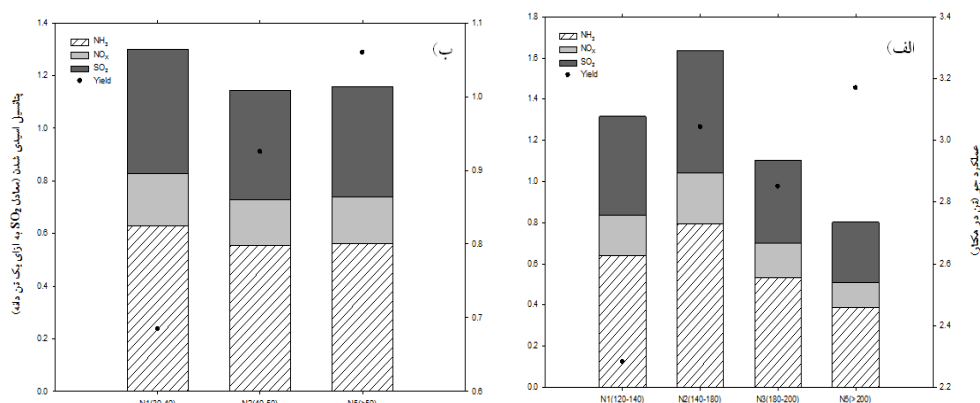
جدول ۳- میانگین عملکرد جو در بوم‌نظام‌های تولیدی بر اساس میزان مصرف نیتروژن

دیم		آبی	
عملکرد (تن در هکتار)	میزان مصرف نیتروژن (کیلوگرم در هکتار)	عملکرد (تن در هکتار)	میزان مصرف نیتروژن (کیلوگرم در هکتار)
۰/۶۸۴	۳۰-۴۰	۲/۲۸	۱۲۰-۱۴۰
۰/۹۲۵	۴۰-۵۰	۳/۰۴	۱۴۰-۱۸۰
۱/۰۵	بیشتر از ۵۰	۲/۸۵	۱۸۰-۲۰۰
		۳/۱۶	بیشتر از ۲۲۰

اگرچه افزایش مصرف نیتروژن تا بیش از ۲۲۰ و ۵۰ کیلوگرم در هکتار به ترتیب برای بوم‌نظام‌های آبی و دیم جو، بهبود عملکرد دانه را به دنبال داشت، ولی بر مبنای واکنش عملکرد دانه نسبت به مصرف کود نیتروژن بر اساس برازش تابع (سلطانی، ۲۰۰۶) مشخص گردید که با افزایش مصرف نیتروژن واکنش عملکرد دانه نسبت به مصرف این نهاده کاهش یافت. بدین ترتیب، به منظور بهبود کارایی نیتروژن و کاهش هزینه‌های تولید بایستی مصرف میزان مناسب این عنصر در بوم‌نظام‌های زراعی بر اساس نیاز گیاه، شرایط آب و هوایی، حاصلخیزی خاک، روش استفاده و محتوی رطوبتی خاک به دقت مدنظر قرار گیرد.

بالاترین پتانسیل اسیدی شدن برای نظام تولید جو آبی برابر با ۱/۶۴ واحد معادل دی اکسید گوگرد به ازای یک تن دانه برای مقدار ۱۴۰-۱۸۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار و برای گندم دیم معادل با ۱/۳۰ واحد معادل دی اکسید گوگرد به ازای یک تن دانه برای سطح ۳۰-۴۰ کیلوگرم نیتروژن بدست آمد. همچنین بیشترین میزان انتشار  $NH_3$  به ازای مصرف ۱۴۰-۱۸۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در نظام آبی (۰/۷۹ واحد معادل دی اکسید گوگرد به ازای یک تن دانه) و ۳۰-۴۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در

نظام دیم (۰/۶۳) واحد معادل دی اکسید گوگرد به ازای یک تن دانه) در گروه تأثیر اسیدی شدن حاصل شد (شکل ۲).



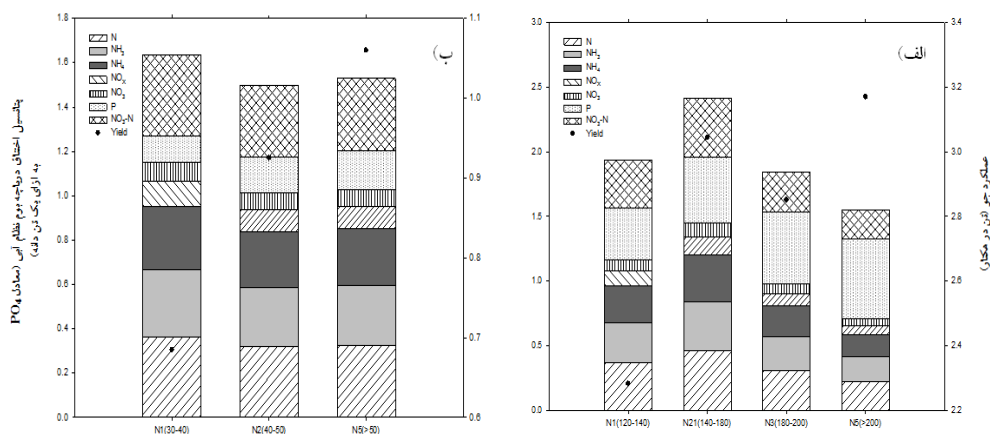
شکل ۲- پتانسیل اسیدی شدن یک واحد کارکردی نظام‌های تولید جو آبی (الف) و دیم (ب) در سطوح مختلف نیتروژن (کیلوگرم نیتروژن در هکتار)

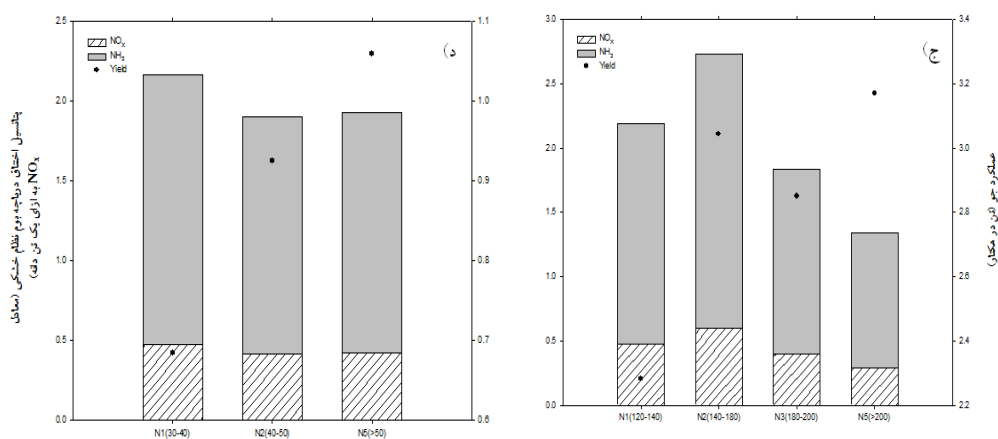
مصرف زیاد کودهای نیتروژنه از طریق تبخیر آمونیاک باعث افزایش انتشار آلاینده‌های نیتروژنه به محیط شد (فلاح‌پور و همکاران، ۲۰۱۲) و پتانسیل اسیدی شدن را افزایش داد. با افزایش مصرف نیتروژن، انتشار گازهای آمونیاک، اکسیدهای نیتروژن و دی اکسید گوگرد نیز افزایش یافت (شکل ۲). نتایج مطالعه هاس و همکاران (۲۰۰۱) نشان داد که مرتع تحت مدیریت ارگانیک علاوه بر کاهش مصرف انرژی، پتانسیل گرمایش جهانی و اسیدی شدن کمتری در مقایسه با مرتع رایج داشت. این محققان همچنین پتانسیل اسیدی شدن دامداری‌های گاو شیری تحت مدیریت گسترده و فشرده را به ترتیب ۱۱۹ و ۱۳۶ واحد معادل دی اکسید گوگرد به ازای یک هکتار گزارش نمودند. فلاح‌پور و همکاران (۲۰۱۲) بالاترین پتانسیل اسیدی شدن برای نظام‌های آبی و دیم جو استان خراسان را به ترتیب برای سطوح ۲۲۰ و ۴۰-۵۰ کیلوگرم در هکتار با ۱/۸۹ و ۱/۰۳ واحد معادل دی اکسید گوگرد گزارش نمودند.

بالاترین پتانسیل اختناق دریاچه در محیط آبی برای نظام تولید جو آبی و دیم به ترتیب برابر با ۲/۴۲ و ۱/۶۴ واحد معادل PO<sub>4</sub> به ازای یک تن دانه برای سطح ۱۴۰-۱۸۰ و ۳۰-۴۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار محاسبه گردید. در مقادیر مختلف کود نیتروژن، انتشار آلاینده‌ها به ویژه NH<sub>3</sub> و NO<sub>x</sub>

آزادسازی مستقیم فسفر به محیط زیست باعث افزایش پتانسیل این گروه تأثیر شد. بیشترین پتانسیل اختناق دریاچه محیط خشکی برای بوم‌نظام تولید جو آبی و دیم برابر با ۲/۷۳ و ۲/۱۷ واحد معادل  $\text{NO}_x$  به ازای یک تن دانه برای سطوح ۱۸۰-۱۴۰ و ۴۰-۳۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار حاصل شد. در زیرگروه اختناق دریاچه در بوم‌نظام آبی، بیشترین میزان انتشار فسفر در نظام‌های تولید آبی و دیم جو به ترتیب با ۰/۶۱ و ۰/۱۸ واحد معادل  $\text{PO}_4$  برای مقادیر بیشتر از ۲۰۰ و ۵۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار بدست آمد. بالاترین میزان انتشار  $\text{NH}_3$  در زیر گروه اختناق دریاچه در محیط خشکی در بوم‌نظام آبی با ۲/۱۳ واحد معادل  $\text{NO}_x$  به ازای یک تن دانه به سطح ۱۸۰-۱۴۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار و برای بوم‌نظام دیم برابر با ۱/۶۹ واحد معادل  $\text{NO}_x$  به ازای یک تن دانه به سطح ۴۰-۳۰ کیلوگرم نیتروژن تعلق داشت. همچنین بالاترین پتانسیل اختناق دریاچه محیط‌های خشکی برای بوم‌نظام‌های تولید جو آبی و دیم نیز به ترتیب برای مقادیر بیش از ۲۰۰ و ۵۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار حاصل گردید (شکل ۳).

از آنجا که نظام‌های آبی و خشکی پاسخ‌های متفاوتی نسبت به افزایش غلظت عناصر مؤثر در گروه تأثیر اختناق دریاچه نشان می‌دهند (برنترپ و همکاران، ۲۰۰۴ الف)، لذا اثرات اختناق دریاچه نظام‌های تولید جو در دو زیر گروه محیط‌های آبی (بر اساس واحد معادل  $\text{PO}_4$ ) و خشکی (بر اساس واحد معادل  $\text{NO}_x$ ) بررسی شد.



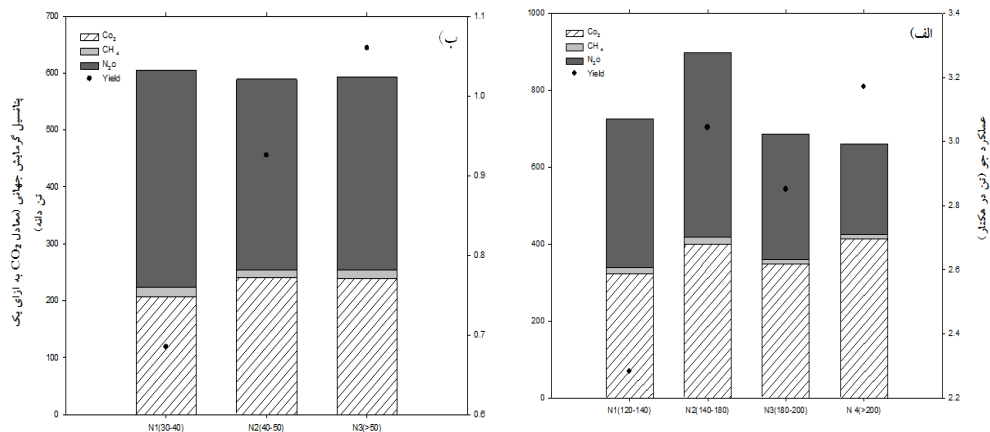


شکل ۳- پتانسیل اختناق دریاچه بوم‌نظام‌های آبی و خشکی یک واحد کارکردی نظام‌های تولید گندم آبی (الف) و (ج) و دیم (ب و د) در سطوح مختلف نیتروژن (کیلوگرم نیتروژن در هکتار)

خوشنویسان و همکاران (۲۰۱۴) اظهار داشتند که انتشار مستقیم گازها به هوا ناشی از مصرف کودهای شیمیایی به ویژه نیتروژن شامل آمونیوم،  $\text{NO}_x$  و  $\text{N}_2\text{O}$ ، انتشار آلاینده‌ها به آب‌های زیرزمینی، از طریق آبشویی نترات و انتشار فسفر به آب‌های سطحی می‌باشد که این آلاینده‌ها در کل باعث بروز اختناق دریاچه در محیط‌های خشکی و آبی شدند (شکل ۳). اریکسون و همکاران (۲۰۰۱) دریافتند که ۳۰ درصد نیتروژن به صورت نترات به آب‌های زیرزمینی انتشار می‌یابد. نمکک و کاگی (۲۰۰۷) میانگین فسفر آبشویی شده به آب‌های زیرزمینی را ۰/۰۷ کیلوگرم در هکتار به ازای کودهای فسفره مورد استفاده گزارش نمودند. میزان انتشار  $\text{NO}_x$  و  $\text{NH}_3$  از خاک به ازای مصرف نیتروژن به ترتیب ۲ و ۱۸ درصد برآورد شد (اریکسون و همکاران، ۲۰۰۱). برنتراب و همکاران (۲۰۰۴) دریافتند که میزان انتشار  $\text{NH}_3$  به میزان زیادی وابسته به نوع و میزان مصرف نیتروژن است؛ به طوری که با افزایش مصرف نیتروژن، میزان انتشار این گاز به فرم‌های مختلف نظیر  $\text{NH}_3$  نیز افزایش یافت. این محققان همچنین اظهار داشتند که پتانسیل آزادسازی  $\text{NH}_3$  به محیط همبستگی قوی با میزان مصرف نیتروژن به صورت شیمیایی دارد. فلاح‌پور و همکاران (۲۰۱۲) بالاترین پتانسیل اختناق دریاچه محیط‌های آبی برای بوم‌نظام‌های تولید جو آبی و دیم خراسان را به ترتیب برای سطوح بیش از ۲۲۰ و ۴۰-۵۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار گزارش نمودند. سهله و پاتینگ (۲۰۱۰) اظهار داشتند که آبیاری و کوددهی

عوامل اصلی مشارکت در اختناق دریاچه محسوب می‌شوند. این محققان همچنین دریافتند که فرآیند تولید کود شیمیایی نیتروژنه عامل اصلی تخلیه منابع غیرزیستی، سمیت بوم‌نظام و به‌ویژه اختناق دریاچه محسوب می‌شود. بدین ترتیب، توصیه می‌شود از راه‌کارهای مدیریت بوم‌شناختی به‌ویژه کاهش مصرف نهاده‌های فسیلی و شیمیایی نظیر مدیریت ارگانیک برای کاهش این اثرات زیست محیطی بهره‌گیری شود (بنائیان و همکاران، ۲۰۱۱؛ حیدری و همکاران، ۲۰۱۲؛ امیدی و همکاران، ۲۰۱۱؛ پهلوان و همکاران، ۲۰۱۲).

بالاترین پتانسیل گرمایش جهانی در نظام تولیدی جو آبی برابر با ۸۹۸/۲۴ واحد معادل دی اکسید کربن به ازای یک تن دانه برای سطح کودی ۱۸۰-۱۴۰ نیتروژن در هکتار و در نظام جو دیم برابر با ۶۰۴/۶۶ واحد معادل دی اکسید کربن به ازای یک تن دانه برای سطح کودی ۴۰-۳۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار حاصل شد. همچنین اگر چه میزان انتشار  $CH_4$  در تمام سطوح مصرف نیتروژن برای بوم‌نظام‌های آبی و دیم نسبتاً کم بود، ولی بالاترین میزان انتشار این آلاینده در هر دو نظام تولیدی به همین سطوح کودی اختصاص داشت. بیشترین میزان انتشار  $N_2O$  در گروه تأثیر گرمایش جهانی از نظام‌های تولید آبی و دیم به ترتیب برابر با ۴۸۰/۷۱ و ۳۸۱/۶۹ واحد معادل دی اکسید کربن به ازای یک تن دانه برای سطوح ۱۸۰-۱۴۰ و ۴۰-۳۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار حاصل شد (شکل ۴).

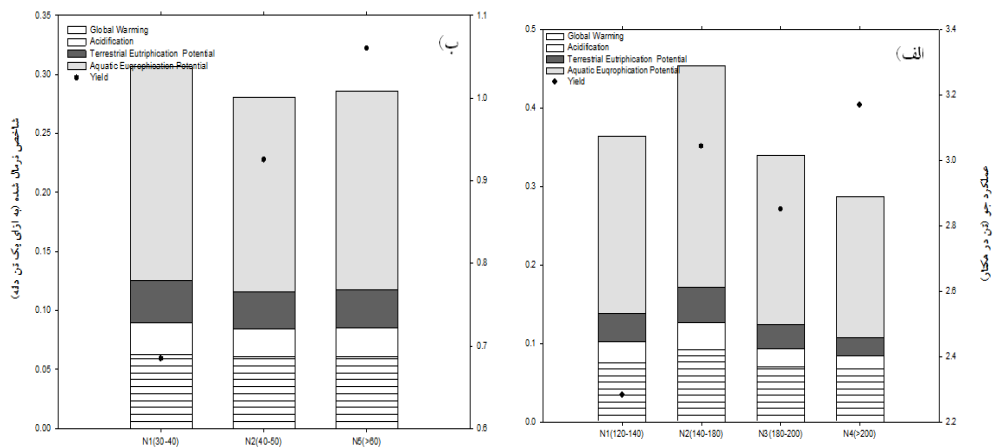


شکل ۴- پتانسیل گرمایش جهانی گازهای گلخانه‌ای یک واحد کارکردی نظام‌های تولید جو آبی (الف) و دیم (ب) در سطوح مختلف نیتروژن (کیلوگرم نیتروژن در هکتار).

دلیل عمده تولید و انتشار انواع گازهای گلخانه‌ای به ویژه  $\text{CO}_2$  و مونوکسید دی نیتروژن ( $\text{N}_2\text{O}$ ) در بوم‌نظام‌های تولید جو مربوط به مصرف سوخت‌های فسیلی و بکارگیری ماشین آلات در عملیات مختلف زراعی شامل کاشت، داشت و برداشت و همچنین طی فرآیند مصرف کود نیتروژن در بوم-نظام‌های زراعی است. برنتراپ و همکاران (۲۰۰۴ الف) گزارش نمودند که ۵۹ درصد انتشار مستقیم  $\text{CO}_2$  مربوط به کارخانه‌های تولید کودهای شیمیایی نیتروژنه است. ناگی (۲۰۰۰) میزان انتشار دی اکسید کربن را برابر با ۱۹۹۶-۲۰۰۰ کیلوگرم به ازای جزء فعال در انواع علف‌کش‌ها برآورد نمود. علاوه بر افزایش غلظت دی اکسید کربن طی قرون گذشته به دلیل افزایش فعالیت‌های صنعتی، بررسی‌ها مؤید افزایش غلظت  $\text{N}_2\text{O}$ ، در اتمسفر زمین از ۲۷۵ به ۳۱۹ پی‌پی‌بی (قسمت در میلیارد) می‌باشد. اگرچه غلظت گاز در اتمسفر ناچیز به نظر می‌رسد، ولی بایستی به این مهم توجه کرد که پتانسیل گرمایش  $\text{N}_2\text{O}$  برابر بیشتر از دی اکسید کربن است و حضور آن علاوه بر تشدید گرمایش جهانی و تغییر اقلیم، تخریب ازن را نیز موجب می‌گردد (کروتزن، ۱۹۸۱). آی‌پی‌سی‌سی (۲۰۰۶) میزان انتشار نیتروژن به هوا را ۱/۲۵ کیلوگرم  $\text{N}_2\text{O}$  به ازای کاربرد ۱۰۰ کیلوگرم در خاک گزارش نمود. برنتراپ و همکاران (۲۰۰۴ الف) عقیده دارند که انتشار  $\text{N}_2\text{O}$  به طور مستقیم وابسته به تولید و مصرف کودهای شیمیایی است. بومن (۱۹۹۰) نیز عامل عمده انتشار  $\text{N}_2\text{O}$  از بوم‌نظام‌های کشاورزی را مصرف بی‌رویه کودهای شیمیایی و خاک‌ورزی فشرده معرفی نمود. بارکر-رید و همکاران (۲۰۰۵) میزان انتشار سالانه  $\text{N}_2\text{O}$  تحت تأثیر خاک‌ورزی فشرده و مصرف کودهای شیمیایی از مزارع تولید گندم در آلمان را ۰/۲۷-۰/۲  $\text{kgN}_2\text{O-N/ha}$  گزارش نمودند. بدین ترتیب، اگرچه با افزایش مصرف کود نیتروژن، عملکرد دانه در هر دو نظام آبی و دیم بهبود یافت، ولی بایستی به این مهم توجه کرد که افزایش مصرف کود نیتروژن، علاوه بر افزایش هزینه‌های تولید و افزایش مصرف انرژی، موجب تشدید انتشار  $\text{CO}_2$  و سایر گازهای گلخانه‌ای طی فرآیند تولید این کود و همچنین انتشار آلاینده‌های مختلف نیتروژنه طی فرآیند مصرف آن به محیط می‌گردد. البته برخی نتایج نشان داده‌اند که میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای در بین نظام‌های تولید غلات بسته به نوع مدیریت، شرایط اقلیمی، خاکی و نظام تولید متفاوت می‌باشد (خان و همکاران، ۲۰۰۹؛ خان و همکاران، ۲۰۱۰). بدین ترتیب، با توجه به سهم بالای انتشار گازهای گلخانه‌ای و به ویژه  $\text{N}_2\text{O}$  از مزارع، می‌توان از راه‌کارهای مدیریتی پایدار و بوم‌شناختی نظیر کاهش عملیات خاک‌ورزی و مصرف کودهای آلی و وارد کردن گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن در تناوب زراعی جهت جبران کمبود عناصر غذایی خاک به عنوان جایگزینی برای

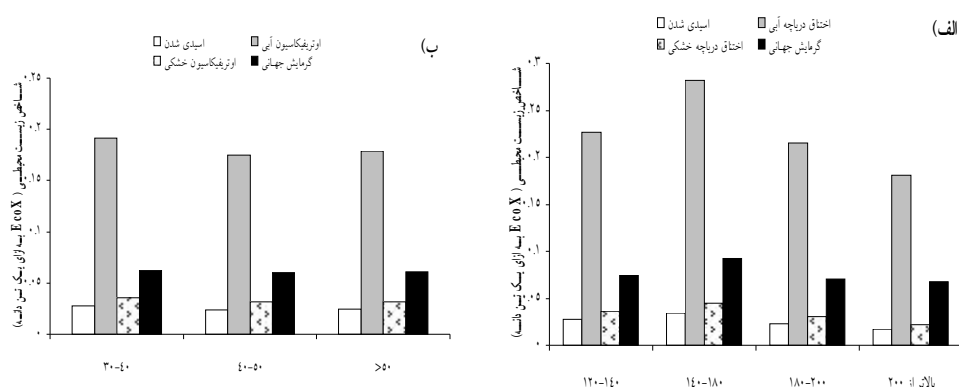
کودهای شیمیایی بهره جست (براشکات و همکاران، ۲۰۰۳). در همین راستا، مسیترلینگ و همکاران (۲۰۰۹) اظهار داشتند که میزان تولید مستقیم و غیرمستقیم دی اکسید کربن در نظام ارگانیک به دلیل کاهش خاکورزی و عدم مصرف نیتروژن به مراتب کمتر از مقدار انتشار آن در نظام پرنهاده بود. میودری و همکاران (۲۰۱۳) میزان انتشار دی اکسید کربن در نظام رایج را ۳۰ کیلوگرم دی اکسید کربن کمتر از نظام ارگانیک برآورد نمودند. کوپر و همکاران (۲۰۱۱) اظهار داشتند از آنجا که ۱۴ درصد انتشار خالص دی اکسید کربن در بوم‌نظام‌های زراعی مربوط به فعالیت‌های خاک‌ورزی است، لذا برای کاهش انتشار دی اکسید کربن از بوم‌نظام‌های زراعی بایستی از روش‌های خاک‌ورزی حداقل و کاهش یافته بهره‌گیری شود.

بیشترین مجموع شاخص نرمال شده گروه‌های مختلف تأثیر مورد مطالعه برای بوم‌نظام‌های آبی و دیم جو به ترتیب برابر با ۰/۴۵ (سطح ۱۸۰-۱۴۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار) و ۰/۳۲ (سطح ۴۰-۳۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار) محاسبه گردید. در بین گروه‌های مختلف تأثیر، بالاترین شاخص نرمال شده برای هر دو نظام آبی و دیم به گروه تأثیر اختناق دریاچه بوم‌نظام آبی تعلق داشت که به ترتیب مربوط به سطوح ۱۸۰-۱۴۰ و ۴۰-۳۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار بود (شکل ۵).



شکل ۵- شاخص نرمال شده گروه‌های تأثیر برای نظام‌های تولید جو آبی (الف) و دیم (ب) در سطوح مختلف نیتروژن (کیلوگرم نیتروژن در هکتار)

دامنه شاخص زیست محیطی نظام‌های تولید جو آبی و دیم به ترتیب برابر با  $0/27-0/46$  و  $0/31-0/28$  به ازای یک تن دانه محاسبه گردید. بیشترین و کمترین اثرات زیست محیطی هر دو بوم‌نظام تولید جو آبی و دیم کشور به ترتیب مربوط به گروه‌های تأثیر اختناق دریاچه بوم نظام آبی و اسیدی شدن بود (شکل ۶).



شکل ۶- مجموع شاخص زیست محیطی به ازای یک واحد کارکردی نظام‌های تولید جو آبی (الف) و دیم (ب) در سطوح مختلف نیتروژن (کیلوگرم نیتروژن در هکتار).

بالاترین اثرات زیست محیطی بوم‌نظام‌های تولید جو آبی و دیم برای گروه تأثیر اختناق دریاچه بوم نظام آبی محاسبه شد (شکل ۶). فلاح‌پور و همکاران (۲۰۱۲) با ارزیابی اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید جو آبی و دیم استان خراسان، دامنه اثرات زیست محیطی این نظام‌های تولیدی را به ترتیب  $0/174-0/24$  و  $0/37-0/1$  به ازای یک تن دانه برآورد نمودند. نتایج این مطالعه همچنین نشان داد که بالاترین اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید جو مربوط به گروه تأثیر اختناق دریاچه در محیط آبی بود. برنترپ و همکاران (۲۰۰۴) با ارزیابی نظام تولید گندم زمستانه در سطوح نیتروژن  $(0-288)$  کیلوگرم نیتروژن در هکتار) بیان داشتند که در مقادیر پایین مصرف نیتروژن، تا  $150$  کیلوگرم در هکتار شاخص زیست محیطی کم بود و با افزایش مصرف نیتروژن از  $200$  تا  $390$  کیلوگرم در هکتار، شاخص زیست محیطی نیز به شدت افزایش یافت. این محققان همچنین اظهار داشتند که بیشترین و کمترین اثرات زیست محیطی به ترتیب برای گروه‌های تأثیر کاربری اراضی و اختناق دریاچه بدست آمد. بالاترین اثرات زیست محیطی این دو نظام نیز به ترتیب برای گروه‌های تأثیر تغییر



اقلیم و اختناق دریاچه تعیین گردید. ایریارت و همکاران (۲۰۱۲) با بررسی اثرات زیست محیطی نظام تولید آفتابگردان و کلزا بیان داشتند که بالاترین اثرات زیست محیطی برای گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی و اختناق دریاچه حاصل گردید. آنها دلیل این امر را به تولید و مصرف بیش از حد کودهای شیمیایی برای افزایش تولید این محصولات زراعی نسبت دادند. بدین ترتیب، اگرچه بوم‌نظام‌های تولید زراعی با عملکرد بالا الزاماً با مشکلات زیست‌محیطی در تضاد نیستند، ولی بکارگیری بیش از حد نهاده‌ها و عملیات زراعی به ویژه کودهای نیتروژنه با افزایش مستقیم و غیرمستقیم انتشار انواع آلاینده‌ها به محیط زیست طی فرآیند تولید و مصرف آن، سبب تشدید بروز اثرات زیست محیطی می‌شود. لذا بایستی از راه‌کارهای مناسب جهت کاهش اثرات زیست محیطی تولید جو در بوم‌نظام‌های آبی و دیم دستیابی به عملکرد بالا به ازای هر واحد زمین از طریق افزایش کارایی مصرف منابع بهره‌گیری شود (برنترپ و همکاران، ۲۰۰۴ ب).

مقایسه اثرات زیست محیطی دو نظام آبی و دیم تولید جو در کشور نشان داد که مصرف فشرده‌تر نهاده‌های شیمیایی به ویژه نیتروژن در نظام آبی باعث بروز اثرات زیست محیطی بیشتر در مقایسه با نظام دیم شد (جدول ۱ و شکل‌های ۲، ۳، ۴ و ۶). مقدار بالاتر مصرف نیتروژن در نظام تولید جو آبی در مقایسه با دیم، همراه با محتوی رطوبتی بالاتر خاک و جذب بیشتر این عنصر، موجب افزایش انتشار فرم‌های مختلف نیتروژن به محیط شد (خرم‌دل و همکاران، ۲۰۱۴؛ فلاح‌پور و همکاران، ۲۰۱۲) که این امر علاوه بر افزایش هزینه‌های تولید باعث افزایش بروز آلودگی‌های زیست محیطی را به دنبال داشت. علاوه بر این، اعمال خاکورزی‌های فشرده‌تر و تردد بیشتر ماشین آلات در نظام آبی موجب تشدید این اثرات زیست محیطی و انتشار بیشتر آلاینده‌ها به فرم‌های مختلف در مقایسه با نظام دیم گردید؛ به طوری که بالاترین اثرات زیست محیطی در نظام‌های آبی و دیم جو مربوط به گروه‌های تأثیر اختناق دریاچه محیط آبی و گرمایش جهانی بود.

همچنین ارزیابی اثرات زیست‌محیطی نظام‌های تولید دیم و آبی جو نشان داد که مقدار نیتروژن مصرف شده در این نظام‌ها به مراتب بالاتر از مصرف گیاه بوده که این امر از طریق بالاتر بودن میزان آن در خاک موجب آزادسازی و انتشار آلاینده‌های محیطی به فرم‌های مختلف شده و افزایش سهم گروه‌های مختلف تأثیر در بوم‌نظام‌های آبی و دیم تولید جو در کشور را به دنبال داشته است؛ به طوری که در نهایت، بالاترین اثرات زیست محیطی در نظام‌های آبی و دیم جو در کشور برای گروه‌های تأثیر اختناق دریاچه محیط آبی و گرمایش جهانی محاسبه گردید.

### نتیجه‌گیری

LCA راه‌کاری برای ارزیابی اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید محصولات کشاورزی است. نتایج بررسی اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید جو آبی و دیم در گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی، اسیدی شدن و اختناق دریاچه در محیط‌های خشکی و آبی با استفاده از LCA نشان داد که بالاترین پتانسیل گروه‌های تأثیر به ازای یک تن دانه در نظام جو آبی به سطح ۱۸۰-۱۴۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار شامل اسیدی شدن، اختناق دریاچه در محیط آبی، اختناق دریاچه در محیط خشکی و گرمایش جهانی به ترتیب برابر با ۱/۶۴ واحد معادل دی اکسید گوگرد، ۲/۴۲ واحد معادل  $PO_4$ ، ۲/۱۳ واحد معادل  $NO_x$  و ۸۹۸/۲۴ واحد معادل دی اکسید کربن بود؛ در حالی که بیشترین مقادیر این گروه‌ها در نظام دیم به سطح ۴۰-۳۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به ترتیب برابر با ۱/۳۰ واحد معادل دی اکسید گوگرد، ۱/۶۴ واحد معادل  $PO_4$ ، ۱/۶۹ واحد معادل  $NO_x$  و ۶۰۴/۶۶ واحد معادل دی اکسید کربن به ازای یک تن دانه تعلق داشت. بالاترین اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید جو آبی و دیم برای گروه‌های تأثیر اختناق دریاچه محیط آبی برآورد گردید. بدین ترتیب، از آنجا که با ارزیابی بوم‌نظام-های زراعی با استفاده از LCA می‌توان مشکلات زیست محیطی آن نظام تولیدی را تعیین کرد، توصیه می‌شود از راه‌کارهای مناسب بوم‌شناختی نظیر کاهش مصرف کودهای نیتروژنه، افزایش مصرف کودهای آلی، کاهش خاک‌ورزی و وارد کردن گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن در تناوب زراعی برای کاهش اثرات زیست محیطی از طریق مدیریت زراعی نظام‌های تولید جو بهره‌گیری شود.

### سپاسگزاری

اعتبار این پژوهش از محل پژوهش طرح شماره ۲/۳۰۰۶۶ مصوب ۱۳۹۲/۱۲/۲۶ معاونت محترم پژوهشی و فناوری دانشگاه فردوسی مشهد تأمین شده است که بدینوسیله سپاسگزاری می‌شود.

### منابع

1. Banaeian, N., Omid, M., and Ahmadi, H. 2011. Energy and economic analysis of greenhouse strawberry production in Tehran province of Iran. Energy Convers. Manage. 2:1020-1025.

2. Barker-Reid, F., Gates, W. P., Wilson, K., Baigent, R., Galbally, I.E., Meyer, C. P., Weeks, I.A., and Eckard, R.J. 2005. Soil nitrous oxide emission from rainfed wheat in SE Australia. In: A. van Amsted (Ed.). Non-CO<sub>2</sub> greenhouse gases (NCGG-4). Utrecht, the Netherlands: Millpress.
3. Beheshti Tabar, I., Keyhani, A., and Rafiee, S. 2010. Energy balance in Iran's agronomy (1990–2006). *Renew. Sust. Energ. Rev.* 14:849–855.
4. Bouwman, A.F. 1990. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. *Soils and the greenhouse effect*. Chichester: Wiley.
5. Braschkat, J., Patyk, A., Quirin, M., Reinhardt, G.A. 2003. Life cycle assessment of bread production—a comparison of eight different scenarios. In: *Proceedings of the Fourth International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector*, October 6-8, Bygholm, Denmark. P. 9-16.
6. Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., and Lammel, J. 2004 a. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology: I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. *Eur. J. Agron.* 20(3):247–264.
7. Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., Barraclough, P., and Kuhlmann, H. 2004 b. 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. *Eur. J. Agron.* 20(3):265–279.
8. Cooper, J.M., Butler, G., and Leifert, C. 2011. Life cycle analysis of greenhouse gas emissions from organic and conventional food production systems, with and without bio-energy options. *NJAS Wagening. J. Life Sci.* 58:185-192.
9. Crutzen, P.J. 1981. Atmospheric chemical processes of the oxides of nitrogen, including nitrous oxide. In: C.C. Delwiche (Ed.), *Denitrification, nitrification, and atmospheric nitrous oxide*. New York: Wiley.
10. Erickson, J.E., Cisar, J.L., Volin, J.C., and Snyder, G.H. 2001. Comparing nitrogen runoff and leaching between alternative residential landscapes. *Crop Sci.* 41:1889-1895.
11. Fallahpour, F., Aminghafouri, A., Ghalegolab Behbahani, A., and Bannayan, M. 2012. The environmental impact assessment of wheat and barley production by using life cycle assessment (LCA) methodology. *Environ. Dev. Sustain.* 14:979-992
12. Finkbeiner, M., Inaba A., Tan, R.B.H., Christiansen, K., and Klüppel, H.J. 2006. The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *Int. J. Life Cycle Assess.* 1(2):80–85.
13. Haas, G., Wetterich, F., and Kopke, U. 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agric. Ecosyst. Environ.* 83:43–53.

14. Hatirli, S.A., Ozkan, B., and Fert, C. 2006. Energy inputs and crop yield relationship in greenhouse tomato production. *Renew. Energy*. 31:427–438.
15. Heidari, M.D., Omid, M., and Mohammadi, A. 2012. Measuring productive efficiency of horticultural greenhouses in Iran: a data envelopment analysis approach. *Expert Syst. Appl.* 39:1040-1045.
16. IPCC. 2006. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. In: Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Japan.
17. Iriarte, A., Rieradevall, J., and Gabarrell, X. 2010. Life cycle assessment of sunflower and rapeseed as energy crops under Chilean conditions. *J. Clean. Prod.* 18:336–345.
18. ISO (International Organization for Standardization). 2006. ISO 14040: 2006 (E) Environmental Management– Life Cycle Assessment– Principles and Framework.
19. Jihad Agriculture Ministry. 2012. Annual report on statistical report for Agriculture statistic and Information office. 240 pp. (In Persian)
20. Khan, S., Khan, M. A., Hanjra, M. A., and Mu, J. 2009. Pathways to reduce the environmental footprints of water and energy inputs in food production. *Food Policy*. 34:141–149.
21. Khan, S., Khan, M. A., and Latif, N. 2010. Energy requirements and economic analysis of wheat, rice and barley production in Australia. *The Soil Environ.* 29:61–68.
22. Khorramdel, S., Rezvani Moghaddam, P., and Amin Ghafari, A. 2014. Evaluation of environmental impacts for wheat agroecosystems of Iran by using life cycle assessment methodology. *Cereal Res.* 4(1): 27-44. (In Persian).
23. Khoshnevisan, B., Rafiee, S., Omid, M., Mousazadeh, H., and Clark, S. 2014. Environmental impact assessment of tomato and cucumber cultivation in greenhouses using life cycle assessment and adaptive neuro-fuzzy inference system. *J. Clean. Prod.* 73(15):183-192.
24. Kirchmann, H., and Thorvaldsson, G. 2000. Challenging targets for future agriculture. *Eur. J. Agron.* 12:145–161.
25. Meisterling, K., Samaras, C., and Schweizer, V. 2009. Decisions to reduce greenhouse gases from agriculture and product transport: LCA case study of organic and conventional wheat. *J. Clean. Prod.* 17:222–230.
26. Moudry jr, J., Jelínková, Z., Plch, R., Moudry, J., Konvalina, P., and Hyšpler, R. 2013. The emissions of greenhouse gases produced during growing and processing of wheat products in the Czech Republic. *J. Food Agric. Environ.* 11(1):1133-1136.
27. Nagy, C. 2000. Energy and Greenhouse Gas Emission Coefficients for Inputs used in Agriculture. Report to the Prairie Adaptation Research Collaborative, Energy, (PARC). Centre for Studies in Agriculture Law and the Environment

- (CSALE) and Canadian Agricultural Energy End-Use and Data analysis Centre (CAEEDAC), 11 p.
28. Nemecek, T., and Kagi, T. 2007. Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems. Eco invent report No. 15. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, C. (Available from: <http://www.ecoinvent.org/documentation/reports>).
29. Omid, M., Ghojabeige, F., Delshad, M., and Ahmadi, H. 2011. Energy use pattern and benchmarking of selected greenhouses in Iran using data envelopment analysis. *Energ. Convers. Manage.* 52:153-162.
30. Pahlavan, R., Omid M., Rafiee, S., Mousavi-Avval, S. H. 2012. Optimization of energy consumption for rose production in Iran. *Energ. Sustain. Dev.* 16:236-241.
31. Payraudeau, S., and van der Werf, H.M.G. 2005. Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods. *Agric. Ecosyst. Environ.* 107:1-19.
32. Roy, P., Shimizu, N., and Kimura, T. 2005. Life cycle inventory analysis of rice produced by local processes. *JSAM.* 67(1):61-67.
33. Safa, M., Mohtasebi, S.S., Behrooz Lar, M., and Ghasemi-Varnamkhasti, M. 2010. Energy consumption in production of grains prevalent in Saveh, Iran. *Afr. J. Agric. Res.* 5:2637-2646.
34. Sahle, A., and Potting, J. 2010. Environmental life cycle assessment of Ethiopian rose cultivation. *Sci. Total Environ.* 443:163-172.
35. Soltani, A. 2006. Application of Statistical Methods in Agricultural Researches. Jihad-e-Daneshgahi Mashhad Press, 74 pp. (In Persian).
36. Singh, H., Mishra, D., and Nahar, N. M. 2002. Energy use pattern in production agriculture of a typical village in Arid Zone India-Part I. *Energy. Convers. Manage.* 3:2275-2286.
37. Taghavi, D., Ajali, J., Valadyani, A.L., and Fatahi I. 2008 Evaluation of energy efficiency in dry farming of barley (*Hordeum vulgare* L.) field in Azarbayegan-e-Sharqi province, Iran. *J. New Agric. Sci.* 3(7):41-49. (In Persian)
38. Tripathi, R.S., and Sah, V.K. 2001. Material and energy-flow in high-hill, mid hill and village farming systems of Garhwal Himalaya. *Agric. Ecosyst. Environ.* 86(1):75-91.
39. Vandermeer, J. 2011. The Ecology of Agroecosystems. Jones and Bartlett Learning, Science. 387 pp.



Gorgan University of Agricultural  
Sciences and Natural Resources

*J. Plant Prod. Res. Vol. 22 (1), 2015*  
<http://jopp.gau.ac.ir>

## **Comparison of environmental impacts for dryland and irrigated barley agroecosystems by using Life Cycle Assessment (LCA) methodology**

**S. Khorramdel<sup>1\*</sup>, R. Ghorbani<sup>2</sup> and A. Amin Ghafari<sup>3</sup>**

<sup>1</sup>Assistant Prof., Department of Agronomy and Plant Breeding, College of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, <sup>2</sup>Prof., Department of Agronomy and Plant Breeding, College of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, <sup>3</sup>PhD Student in Agroecology, Department of Agronomy and Plant Breeding, College of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad

Accepted: 17-9-2014 ; Received: 11-10-2014

### **Abstract**

This study examined the environmental impacts of irrigated and rainfed barley agroecosystems of Iran based on nitrogen levels by using LCA methodology during 1999-2013. Four steps including goal definition and scoping, inventory analysis, life cycle impact assessment and integration & interpretation were considered. Impact categories were acidification, eutrophication and global warming. Functional unit was considered as one tonne grains. The results revealed that the maximum aquatic eutrophication for irrigated and dryland barley were 2.42 and 1.64 PO<sub>4</sub> equiv./t grain for 140-180 and 30-40 kg N ha<sup>-1</sup>, respectively. In irrigated barley agroecosystem, the maximum global warming was computed 898.24 CO<sub>2</sub> equiv./t grain for 140-180 kg N ha<sup>-1</sup> and it was 604.66 CO<sub>2</sub> equiv./t grain in dryland for 30-40 kg N ha<sup>-1</sup>. Eco-Index ranges for irrigated and rainfed agroecosystems were computed with 0.27-0.46 and 0.28-0.31 per one tonne grain for aquatic eutrophication and acidification, respectively.

**Keywords:** Aquatic eutrophication, Environmental impact, Global warming, Functional unit

---

\*Corresponding author; [khorramdel@um.ac.ir](mailto:khorramdel@um.ac.ir)