نشریه بوم شناسی کشاورزی
جلد ۱۰، شماره ۴، زمستان ۱۳۹۷، ص. ۹۶۴-۹۴۹

Journal of Agroecology
Vol. 10, No.4, Winter 2019, p. 949-964

مقایسه اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید برنج (*Oryza sativa* L.) در الگوهای کشت اول و دوم با روش ارزیابی چرخهٔ حیات (مطالعه موردی: شهرستان ساری)

عبداله ملا فیلابی[۱*]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۳/۳۱
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۰۷/۱۴

ملافیلابی، ع. ۱۳۹۷. مقایسه اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید برنج (*Oryza sativa* L.) در الگوهای کشت اول و دوم با ارزیابی چرخهٔ حیات (مطالعه موردی: شهرستان ساری). بوم شناسی کشاورزی، ۱۰(۴): ۹۶۴-۹۴۹.

چکیده

ارزیابی چرخه حیات (LCA) یکی از توسعه‌یافته‌ترین و قابل قبول‌ترین ابزارهای جهانی برای مقایسه اثرات زیست محیطی فرآورده‌ها و خدمات است که اثرات زیست محیطی و پتانسیل تأثیر یک فرآورده را از تولید تا مصرف مطالعه و ارزیابی می‌کند. برنج (*Oryza sativa* L.) یکی از مهمترین محصولات زراعی است. هدف این مطالعه تعیین اثرات زیست محیطی تولید برنج در روش کشت اول و دوم در شهرستان ساری با استفاده از ارزیابی چرخه حیات بود. بدین منظور، میانگین نهاده‌های مصرفی طی سال ۱۳۹۳ به ازای یک هکتار تعیین شد. اطلاعات از ۱۰۵ کشاورز برنج‌کار از طریق مصاحبه با استفاده از پرسشنامه جمع‌آوری شد. LCA بر اساس روش ارائه شده در ایزو ۱۴۰۴۴ در چهار گام تعریف اهداف و حوزه عمل مطالعه، ممیزی چرخه حیات ، ارزیابی تأثیر چرخه حیات و تلفیق و تفسیر نتایج محاسبه گردید. پتانسیل گرمایش جهانی، اسیدی شدن و اوتریفیکاسیون در محیط‌های خشکی و آبی به عنوان سه گروه تأثیر مهم مدنظر قرار گرفتند. واحد کارکردی نظام‌های تولید برنج معادل یک تن شلتوک در نظر گرفته شد. نتایج نشان داد که بیشترین پتانسیل گرمایش جهانی برنج در مقایسه الگوهای کشت مربوط به کشت دوم با ۸۴۰/۳۶ واحد معادل کیلوگرم CO_2 به ازای یک تن شلتوک بود. در الگوی کشت دوم، میزان انتشار انواع گازهای گلخانه‌ای شامل CO_2، CH_4 و N_2O به ترتیب برابر با ۴۰۲/۸۲، ۰/۸۵ و ۴۳۶/۷۰ معادل کیلوگرم CO_2 به ازای یک تن شلتوک تعیین شد. در الگوی کشت دوم میزان انتشار انواع آلاینده‌ها در گروه تأثیر اسیدی شدن شامل NH_3، NO_x و SO_2 به ترتیب برابر با ۰/۷۲۱، ۰/۲۲۵ و ۰/۵۴۱ واحد معادل کیلوگرم SO2 به ازای یک تن شلتوک بود. بالاترین پتانسیل گروه تأثیر اوتریفیکاسیون در بوم‌نظام‌های آبی و خشکی در الگوی کشت دوم برابر با ۲/۰۷ واحد معادل کیلوگرم PO_4 به ازای یک تن شلتوک و ۲/۴۸ واحد معادل کیلوگرم NO_x به ازای یک تن شلتوک محاسبه شد. مجموع شاخص زیست محیطی برنج در الگوی کشت دوم برابر با ۰/۳۹ EcoX به ازای یک تن شلتوک بدست آمد. بنابراین، می‌توان بهره‌گیری از اصول اکولوژیک نظیر کاهش خاکورزی و مصرف کودهای آلی را به عنوان راهکارهایی پایدار در مدیریت مزارع برنج به ویژه در الگوی کشت دوم به منظور کاهش اثرات زیست‌محیطی مدنظر قرار داد.

واژه‌های کلیدی: اوتریفیکاسیون بوم‌نظام آبی، مدیریت اکولوژیک، گرمایش جهانی، شلتوک

مقدمه

برنج (*Oryza sativa* L.) یکی از مهمترین محصولات کشاورزی دنیاست و بعد از گندم جایگاه دوم را از نظر تولید سالانه در جهان به خود اختصاص داده است و غذای اصلی نیمی از مردم دنیا را تشکیل می‌دهد (Chabra et al., 2006). برنج تولیدی در ایران حدود دو سوم مصرف سالانه کشور را تأمین می‌کند و مابقی آن وارد می‌گردد. لزوم توجه به اثرات زیست محیطی نظام‌های مختلف تولید این محصول مهم، امری ضروری می‌باشد.

تجزیه و تحلیل انرژی در بوم‌نظام‌های کشاورزی رهیافتی سودمند جهت ارزیابی کارایی مصرف انرژی، مشکلات زیست محیطی

۱- استادیار گروه زیست فناوری مواد غذایی، مؤسسه پژوهشی علوم و صنایع غذایی، مشهد، ایران
(*- نویسنده مسئول: (Email: a.filabi@rifst.ac.ir
DOI:10.22067/jag.v10i4.56929

و ارتباط آنها با پایداری محسوب می‌شود (Giampietro et al., 1992). بیشترین انرژی غیرمستقیم در مزارع، مربوط به کود نیتروژنه (۳۰-۲۰ درصد) و ماشین آلات (۱۲-۶ درصد) می‌باشد (Marini et al., 2002). ارزیابی انرژی مصرفی برنج در گیلان نشان داد که کارایی انرژی در روش نیمه‌مکانیزه بیشتر از روش سنتی می‌باشد (Peyman et al., 2005). نتایج مقایسه دو سیستم کشت کم‌نهاده و مرسوم تولید برنج در استان‌های مازندران و گیلان نشان داد که ورودی‌های انرژی کشت مرسوم بالاتر بوده که از این میان سوخت و الکتریسیته بیشترین سهم را به خود اختصاص دادند (Mansoori et al., 2012).

به منظور ارزیابی اثرات زیست محیطی بوم نظام‌های کشاورزی روش‌های مختلفی وجود دارد (Schröder et al., 2003) که هدف اصلی و مشترک این روش‌ها، بررسی اثرات زیست محیطی فعالیت‌های مختلف می‌باشد (Payraudeau & van der Werf, 2005). با این وجود، تعداد زیادی از محققان (Brentrup et al., 2001; Brentrup et al., 2004a; Brentrup et al., 2004b; Finkbeiner et al., 2006; Roy et al., 2009) بر این باورند که LCA، مناسب‌ترین رویکرد برای ارزیابی پایداری فعالیت‌های کشاورزی می‌باشد. در این رویکرد، اثرات زیست محیطی مرتبط با نظام تولیدی در نظر گرفته شده و نظام‌های زراعی ارزیابی می‌شوند (Nemecek et al., 2011). محمدی و همکاران (Mohammadi et al., 2015) در بررسی ارزیابی چرخه حیات تولید شلتوک برنج در گرگان در دو نظام کشت بهاره و تابستانه و پنج گروه تأثیر گرمایش جهانی، اسیدیته، تخلیه انرژی غیرتجدیدشونده، اوتریفیکاسیون و تخلیه منابع آبی اظهار داشتند که تولید شلتوک در کشت بهاره دارای تأثیرات نامناسب زیست محیطی کمتری نسبت به کشت تابستانه بود؛ به طوری‌که در نظام کشت بهاره پتانسیل آسیب زیست‌محیطی در گروه‌های تأثیر مورد مطالعه شامل گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسیون، تخلیه انرژی غیرتجدیدشونده و تخلیه منابع آب به ترتیب ۳۴، ۲۹، ۳۰، ۳۵ و ۴۴ درصد کمتر از نظام تابستانه محاسبه گردید. دستان و همکاران (Dastan et al., 2014) در پژوهشی با مقایسه انتشار دی‌اکسید کربن و پتانسیل گرمایش جهانی ناشی از مصرف انرژی در شالیزارهای مازندران به این نتیجه رسیدند که بیشترین درصد انتشار گاز CO_2 و پتانسیل گرمایش جهانی مربوط به ورودی نیروی برق مورد استفاده برای پمپ کردن آب بود. کود نیتروژن و سوخت نیز در رتبه‌های دوم و سوم تشدیدکنندگی قرار گرفتند. این محققان متوسط پتانسیل گرمایش جهانی ناشی از تولید برنج را برابر ۲۳۰۷ کیلوگرم CO_2 در هکتار محاسبه نمودند.

برخی محققان اثرات زیست محیطی محصولات مختلف همچون گندم (*Triticum aestivum* L.) (Fallahpour et al., 2012; Khorramdel et al., 2013)، جو (*Hordeum vulgare* L.) (Khorramdel et al., 2015)، زعفران (*Crocus sativus* L.) (Mollafilabi et al., 2015)، بادام زمینی (*Arachis hypogaea* L.) (Nikkhah et al., 2015)، سیب زمینی (*Solanum tuberosum* L.) (Esmaielpour et al., 2015) و سویا (*Glycine max* L.) در گلستان (Mohammadi et al., 2013) را با استفاده از روش ارزیابی چرخه حیات بررسی نموده‌اند.

بر این اساس، اگرچه مطالعات نسبتاً جامعی در خصوص کارایی انرژی محصولات مختلف در کشور انجام شده است، ولی از آنجا که در زمینه ارزیابی اثرات زیست محیطی الگوهای مختلف تولید برنج به عنوان یکی از گیاهان مهم مورد استفاده در مناطق عمده تولید آن اطلاعاتی در دسترس نیست، لذا این تحقیق با هدف محاسبه LCA برای الگوهای تولید این محصول مهم زراعی در کشت اول و کشت دوم در شهرستان ساری انجام شد.

مواد و روش‌ها

استان مازندران یکی از سه استان شمالی ایران می‌باشد که در بین محدوده طول جغرافیایی ۵۰ درجه و ۲۱ دقیقه شرقی و طول جغرافیایی ۵۴ درجه و ۸ دقیقه شرقی و محدوده عرض جغرافیایی بین ۳۵ درجه و ۴۶ دقیقه شمالی و عرض ۳۶ درجه و ۵۸ دقیقه شمالی قرار دارد. این مطالعه به صورت پرسشنامه‌ای در شهرستان ساری از طریق مراجعه حضوری به کشاورزان برنج‌کار در سال ۱۳۹۳ انجام شد. همزمان با تکمیل پرسشنامه، مصاحبه‌هایی با صاحب‌نظران منطقه در اداره جهاد کشاورزی، مراکز خدمات کشاورزی، تعاونی‌های خدمات کشاورزی و همچنین مهندسین ناظر انجام شد و دیدگاه‌ها و نظرات آنان در مورد وضعیت و مسائل کشت این محصول در الگوهای کشت اول و دوم مورد بررسی قرار گرفت. برای تعیین تعداد کشاورزان از روش نمونه‌گیری تصادفی و فرمول ارائه شده توسط کوکران استفاده شد (Snedecor & Cochran, 1980). بر این اساس، تعداد کشاورزان در الگوهای کشت اول و دوم به ترتیب ۴۵ و

۶۰ نفر تعیین گردید.

میانگین عملکرد و نهاده‌های مورد استفاده برای تولید یک تن شلتوک برنج در الگوهای کشت اول و دوم در شهرستان ساری در جدول ۱ نشان داده شده است.

جدول ۱- مقدار نهاده‌ها و ستانده‌های برنج در الگوهای کشت اول و دوم به ازای یک هکتار

Table 1- Amount of inputs and outputs for rice at the first and second planting patterns per one ha

الف) نهاده‌ها A) Inputs	کشت اول First planting	کشت دوم Second planting
ماشین‌آلات (ساعت) Machinery (hr)	350	400
سوخت (لیتر) Fuel (l)	200	300
کودهای شیمیایی (کیلوگرم) Chemical fertilizers (kg)		
الف) نیتروژن A) Nitrogen	150	190
ب) پتاسیم B) Potassium	67	40
ج) فسفر C) Phosphorus	154	105
سموم شیمیایی (کیلوگرم) Chemical biocides (kg)		
الف) علف‌کش A) Herbicide	5	8.5
ب) حشره‌کش B) Insecticide	13	15
ب) ستانده‌ها B) Outputs		
شلتوک (کیلوگرم) Paddy	3999	2380
کاه (کیلوگرم) Straw	1761	1140

بر اساس روش ارائه شده در ISO14044 (International Organization for Standardization, 2006; Brentrup et al., 2004a)، LCA در چهار گام تعریف اهداف و حوزه عمل مطالعه، ممیزی چرخه حیات، ارزیابی تأثیر چرخه حیات و تلفیق و تفسیر نتایج محاسبه و تعیین شد.

الف- تعریف اهداف و حوزه عمل مطالعه[1]: «واحد کارکردی» معادل یک تن شلتوک در نظر گرفته شد (Brentrup et al., 2004a).

ب- ممیزی چرخه حیات[2]: در این مرحله، میزان مصرف نهاده‌ها از طریق پرسشنامه جمع‌آوری و بر حسب واحد کارکردی محاسبه شد (Brentrup et al., 2001). اثرات زیست محیطی نیز بر اساس استانداردهای بین‌المللی برآورد شد (Finkbeiner et al., 2006).

ج- ارزیابی تأثیر چرخه حیات[3]: گروه‌های تأثیر مورد بررسی شامل اوتریفیکاسیون در محیط‌های آبی و خشکی، گرمایش جهانی و اسیدی شدن بودند. به منظور تجزیه و تحلیل کمی نتایج بخش ممیزی، برای هر یک از گروه‌های تأثیر، ضریب تأثیر تعریف شد (Brentrup et al., 2004a; Finkbeiner et al., 2006).

گرمایش جهانی: پتانسیل گرمایش جهانی[4] برای بیان میزان مشارکت انواع گازهای گلخانه‌ای انتشار یافته از بوم‌نظام‌های زراعی

1- Objectives and definition of scope
2- Life cycle inventory (LCI)
3- Life cycle impact assessment (LCIA)
4- Global warming potential

در بروز مشکلات زیست محیطی و تغییر اقلیم مورد استفاده قرار می-گیرد (Sheng-Wei et al., 2010). این گروه تأثیر پس از تعیین از طریق برآورد میزان تولید و انتشار گازهای گلخانه‌ای شامل CO_2، CH_4 و N_2O، بر اساس واحد معادل CO_2 یکسان‌سازی شد (جدول ۲) (International Organization for Standardization, 2006).

جدول ۲- ضرایب وزن‌دهی گروه‌های تأثیر مورد مطالعه (Brentrup et al., 2004a, b)

Table 2- Weighting coefficients for impact categories (Brentrup et al., 2004a, b)

مقدار (کیلوگرم) Amount (kg)	فاکتور Factor
گرمایش جهانی (واحد معادل CO_2 به ازای کیلوگرم انتشار) Global warming potential (in kg CO2 equivalent per kg emission)	
1	CO_2
21	CH_4
310	N_2O
اسیدی شدن (واحد معادل SO_2 به ازای کیلوگرم انتشار) Acidfication potential (in kg SO2 equivalent per kg emission)	
1.2	SO_2
0.5	NO_x
1.06	NH_3
اوتریفیکاسیون در بوم‌نظام‌های خشکی (معادل NO_x به ازای کیلوگرم انتشار) Terrestrial eutrophication potential (in kg NO_x equivalent per kg emission)	
1.2	NO_x
4.3	NH_3
اوتریفیکاسیون در بوم‌نظام‌های آبی (معادل PO_4 به ازای کیلوگرم انتشار) Aquatic eutrophication potential (in kg PO4 equivalent per kg emission)	
0.95	P
0.1	NO_3
0.13	NO_x
0.33	NH_4
0.35	NH_3
0.42	N
0.42	NO_3-N

– **اسیدی شدن:** شاخص مربوط به این گروه تأثیر بر اساس میزان ورود املاح و ترکیبات معدنی به خاک برآورد و بر اساس SO_2 یکسان‌سازی شد (Brentrup et al., 2004a; Biswas et al., 2008). پتانسیل اسیدی شدن[1]، به صورت واحد معادل کیلوگرم SO_2 به ازای واحد کارکردی بیان شد (جدول ۲) (Brentrup et al., 2004a).

– **اوتریفیکاسیون:** با در نظر گرفتن این مطلب که منبع تشدیدکننده اوتریفیکاسیون در بوم‌نظام‌های خشکی ورود NH_3 و NO_x و در بوم‌نظام‌های آبی ورود ترکیبات نیتروژنه و فسفره به آب-های سطحی می‌باشد (Brentrup et al., 2004a)، این گروه تأثیر در دو زیرگروه محیط‌های خشکی و آبی برآورد و به ترتیب بر اساس NO_x و PO_4 یکسان‌سازی شدند (جدول ۲) (Brentrup et al., 2004a; Biswas et al., 2008).

پس از آن، نرمال کردن شاخص‌ها بر اساس دستورالعمل ISO انجام شد (Guinée, 1996; Guinée, 2001). به این ترتیب، ابتدا سه گروه تأثیر فوق ممیزی و تأثیر کارکرد بوم‌نظام‌های تولید برنج در الگوهای کشت اول و دوم بصورت کمی تعیین شد. این گروه‌های تأثیر که بسته به ماهیت ممکن است منبع یا عوامل انتشار یافته باشند در ضریب تأثیر مربوطه ضرب و تأثیر آنها به ازای واحد کارکردی مشخص شد (معادله ۱).

$$N_i = \frac{I_i}{I_{i,ref}}$$ معادله (۱)

1- Acidfication potential

که در این معادله، Ni: مقدار نرمال شده شاخص مربوط به گروه تأثیر i به ازای واحد کارکردی تعریف شده (یک تن شلتوک)، Ii: مقدار محاسبه شده (غیر نرمال) شاخص مربوط به گروه تأثیر i (به ازای یک تن شلتوک) و Ii,ref: مقدار شاخص مربوط به هر گروه تأثیر در شرایط مرجع می باشد (Lindeijer, 1996).

سپس شاخص‌های نرمال شده با استفاده از ضرایب ارائه شده در جدول ۳ موزون شدند تا شدت تأثیر آنها بر حسب وزن (W) مربوط به هر گروه تأثیر در محاسبات لحاظ گردد (معادله ۲) (Brentrup et al., 2004a):

$$W_{ijk} = \frac{C_{ijk}}{T_{ijk}} \qquad \text{معادله (۲)}$$

که در آن، W_{ijk}: وزن مربوط به شاخص i در منطقه j در سال k، C_{ijk}: 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.

جدول ۳- ضرایب نرمال‌سازی گروه‌های تأثیر مورد مطالعه (Brentrup et al., 2004a, b)

Table 3- Normalization coefficients for each studied impact category (Brentrup et al., 2004a, b)

گروه تأثیر Impact Factor	فاکتور Factor
گرمایش جهانی Global warming	9730
اسیدی شدن Acidfication	47.4
اوتریفیکاسیون در بوم‌نظام‌های خشکی Terrestrial eutrophication	60.7
اوتریفیکاسیون در بوم‌نظام‌های آبی Aquatic eutrophication	8.56
گرمایش جهانی Global warming	9730

د- تلفیق و تفسیر نتایج[1]: در آخرین مرحله شاخص زیست-محیطی تحت عنوان شاخص بوم‌شناخت (*Eco-X*)[2] که معیار نهایی LCA می‌باشد، محاسبه شد (Brentrup et al., 2004a).

پس از جمع‌آوری پرسشنامه‌ها، دسته‌بندی اطلاعات و محاسبات مربوطه با استفاده از نرم‌افزار Excel انجام گردید. شکل‌ها با استفاده از نرم‌افزار Sigma plot رسم شدند.

برای سنجش پایایی[3] پرسشنامه از ضریب آلفای کرونباخ[4] استفاده گردید (Cronbach, 1951).

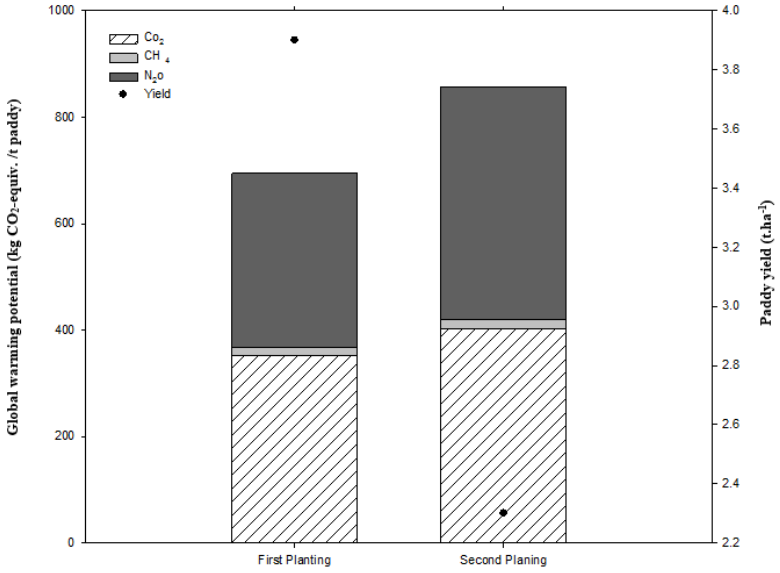
نتایج و بحث

ضریب آلفای کرونباخ برای مقیاس اصلی پرسشنامه α=٪۸۲ محاسبه شد که نشان‌دهنده قابلیت اعتماد بالای پرسشنامه بوده است.

گروه تأثیر گرمایش جهانی: بیشترین پتانسیل گرمایش جهانی در مقایسه بین دو الگوهای کشت، به الگوی کشت دوم (۸۴۰/۳۶ واحد معادل کیلوگرم CO_2 به ازای یک تن شلتوک) بود که ۱۹ درصد بیشتر از پتانسیل گرمایش جهانی در الگوی کشت اول تعیین شد. میزان انتشار انواع گازهای گلخانه‌ای در این گروه تأثیر شامل CO_2، CH_4 و N_2O به ترتیب برابر با ۴۰۲/۸۲، ۰/۸۵ و ۴۳۶/۷۰ معادل کیلوگرم CO_2 به ازای یک تن شلتوک بود که به ترتیب ۱۳، ۲۵ و ۲۵ درصد بالاتر از میزان انتشار این آلاینده‌ها در الگوی کشت اول بود (شکل ۱) که دلیل این افزایش می‌تواند مصرف زیاد کودهای شیمیایی باشد.

دلیل عمده تولید و انتشار گازهای گلخانه‌ای در بوم‌نظام‌های زراعی مربوط به مصرف سوخت‌های فسیلی و اجرای عملیات زراعی کاشت، داشت و برداشت و همچنین مصرف کودهای نیتروژن به ویژه به صورت شیمیایی است. در همین راستا، بررسی‌ها نشان داده که ۵۹ درصد کل انتشار CO_2 بطور مستقیم مربوط به فرآیند تولید کودهای شیمیایی نیتروژنه است (Brentrup et al., 2004b).

1- Integration and interpretation
2- Eco-Index
3- Reliability
4- Cronbach's Alfa



شکل ۱- پتانسیل گرمایش جهانی به ازای یک تن شلتوک در الگوهای کشت اول و دوم

Fig. 1- Global warming potential for one tonne paddy in the first and second planting patterns

خرم‌دل و همکاران (Khorramdel et al., 2013) گزارش نمودند که بیشترین پتانسیل گرمایش جهانی نظام تولیدی گندم آبی برابر با ۸۸۹/۶۱ واحد معادل دی اکسید کربن به ازای یک تن دانه برای سطح کودی بیش از ۲۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار و برای گندم دیم برابر با ۹۳۷/۷۳ واحد معادل دی اکسید کربن به ازای یک تن دانه برای سطح کودی بیش از ۶۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار حاصل شد. نتایج دیگر مطالعه این محققان، نشان داد که 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 (Korramdel et al., 2013). 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 (Khorramdel et al., 2015).

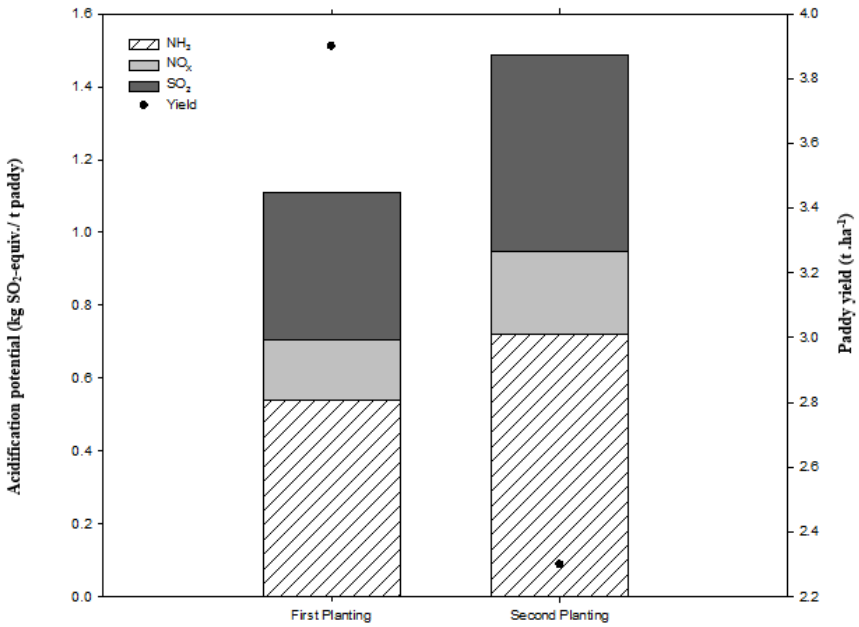
علاوه بر افزایش غلظت دی اکسید کربن طی قرون گذشته، برخی بررسی‌ها نشان داده است که غلظت N_2O در اتمسفر کره زمین از ۲۷۵ به ۳۱۹ ng/g افزایش یافته که موجب تخریب لایه ازن شده است (Crutzen, 1981). انتشار N_2O به طور مستقیم وابسته به تولید و مصرف کودهای شیمیایی است (Bouwman, 1990; Brentrup et al., 2004a). باکر-رید و همکاران (Barker-Reid et al., 2005) انتشار سالانه N_2O از مزارع تولید گندم دیم استرالیا را برابر با ۰/۲-۰/۲۷ kgN_2O-N/ha (۰/۰۶-۰/۱۱ درصد نیتروژن مصرفی) گزارش نمودند. آنها دلیل عمده این امر را به مصرف کودهای شیمیایی نیتروژنه مربوط دانستند.

عمده‌ترین دلایل انتشار CH_4 در بوم‌نظام‌های زراعی برنج ناشی از مصرف کودهای دامی و ایجاد شرایط غرقابی می‌باشد. البته بایستی به این مهم توجه کرد اگرچه غلظت CH_4 موجود در اتمسفر کمتر از CO_2 می‌باشد، ولی پتانسیل گرمایش جهانی آن ۲۱ برابر بیشتر از CO_2 است (FAO, 2003).

بر این اساس، اگرچه میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای در بین نظام‌های مختلف غلات بسته به نوع مدیریت، شرایط اقلیمی، خاکی و نظام تولید متفاوت می‌باشد (Barton et al., 2008)، ولی با توجه به

سهم بالای انتشار گازهای گلخانه‌ای و به ویژه CO_2 و N_2O از مزارع تولید برنج در الگوهای کشت اول و دوم پیشنهاد می‌شود که از راهکارهایی نظیر کاهش عملیات خاکورزی و مصرف کودهای آلی بجای مصرف مستقیم کودهای شیمیایی نیتروژنه به عنوان راهکارهایی برای تخفیف اثرات این گروه تأثیر به ویژه در الگوی کشت دوم نظام تولیدی برنج بهره‌گیری گردد (Braschkat et al., 2003). مونتی و همکاران (Monti et al., 2009) اظهار داشتند که وارد کردن گیاهان چندساله و گونه‌های تثبیت‌کننده نیتروژن در تناوب عاملی عمده برای تخفیف غلظت CO_2 تحت تأثیر کاهش عملیات خاکورزی و مصرف کودهای شیمیایی نیتروژنه محسوب می‌شود. همچنین از آنجا که افزایش مصرف کود نیتروژن، علاوه بر افزایش هزینه‌های تولید، بروز آلودگی‌های زیست محیطی، انتشار CO_2 و سایر گازهای گلخانه‌ای به محیط را نیز به دنبال دارد، لذا به منظور حفظ محیط زیست و کاهش آلودگی‌های زیست محیطی در الگوهای تولید برنج به ویژه در کشت دوم، بایستی مصرف مقادیر مناسب این کود شیمیایی را مدنظر قرار داد. چارلز و همکاران (Charles et al., 2006) با انجام مطالعات بهینه‌سازی محصولات زراعی با بهره‌گیری از ارزیابی چرخه حیات خاطر نشان ساختند که به منظور کاهش اثرات زیست محیطی ناشی از مصرف کودهای شیمیایی، بایستی میزان عملکرد محصول افزایش یابد تا شدت انتشار آلاینده‌ها به سبب استفاده بیشتر از کودهای شیمیایی توجیه‌پذیر گردد.

گروه تأثیر اسیدی شدن: بالاترین پتانسیل گروه تأثیر اسیدی شدن برنج در مقایسه الگوهای کشت برای کشت دوم با ۱/۴۸۸ واحد معادل کیلوگرم SO_2 به ازای یک تن شلتوک بدست آمد که ۲۵ درصد بالاتر از پتانسیل این گروه تأثیر برای الگوی کشت اول محاسبه شد. در الگوی کشت دوم میزان انتشار انواع آلاینده‌ها در این گروه تأثیر شامل NH_3، NO_x و SO_2 به ترتیب برابر با ۰/۷۲۱، ۰/۲۲۵ و ۰/۵۴۱ واحد معادل کیلوگرم SO_2 به ازای یک تن شلتوک تعیین گردید که از میزان انتشار آن‌ها در الگوی کشت اول ۲۵ درصد بالاتر بود (شکل ۲).



شکل ۲- پتانسیل اسیدی شدن به ازای یک تن شلتوک در الگوهای کشت اول و دوم

Fig. 2- Acidification potential for one tonne paddy in the first and second planting patterns

افزایش بیش از حد مصرف کودهای نیتروژنه در الگوهای مختلف تولید برنج به ویژه در کشت دوم باعث افزایش انتشار آلاینده‌ها شامل NH_3، NO_x و SO_2 به محیط شد و پتانسیل اسیدی شدن را تشدید نمود. برخی محققان دلیل انتشار این آلاینده‌ها را به تبخیر نیتروژن حاصل از کاربرد شیمیایی نیتروژن در بوم‌نظام‌های زراعی به ویژه در شرایط مصرف بالای این عنصر نسبت دادند (Fallahpour et al.,

2012). خرم‌دل و همکاران (Khorramdel et al., 2015) گزارش نمودند که 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 ۱۸۰-۱۴۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار و برای گندم دیم معادل با ۱/۳۰ واحد معادل دی اکسید گوگرد به ازای یک تن دانه برای سطح ۴۰-۳۰ کیلوگرم نیتروژن بدست آمد. این محققان همچنین اعلام نمودند که بیشترین انتشار NH_3 به ازای مصرف ۱۸۰-۱۴۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در نظام آبی (۰/۷۹ واحد معادل دی اکسید گوگرد به ازای یک تن دانه) و ۴۰-۳۰ 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. هاس و همکاران (Haas et al., 2001) دریافتند که مرتع تحت مدیریت ارگانیک علاوه بر کاهش مصرف انرژی، پتانسیل گرمایش جهانی و اسیدی شدن کمتری نسبت به مرتع با مدیریت 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. آنها دلیل این امر را به اعمال مدیریت کم‌نهاده بر مبنای مصرف کودهای آلی و خاکورزی‌های حداقل نسبت دادند. نمسک و همکاران (Nemecek et al., 2011) بهره‌گیری از مدیریت ارگانیک را به عنوان راهکاری پایدار برای بهره-برداری بهتر از منابع محیطی، حفظ محیط زیست و افزایش پایداری در بوم‌نظام‌های زراعی معرفی نمودند. بدین‌ترتیب، به نظر می‌رسد که از مدیریت کم‌نهاده و ارگانیک با تأکید بر کاهش کاربرد کودهای شیمیایی نیتروژنه، مصرف کودهای نیتروژنه با پوشش گوگرددار و افزایش مصرف نهاده‌های آلی و جایگزین در نظام‌های تولید برنج می‌توان به عنوان راهکاری برای کاهش پتانسیل اسیدی شدن به ویژه در الگوی کشت دوم بهره جست.

گروه تأثیر اوتریفیکاسیون در بوم‌نظام‌های خشکی و آبی:

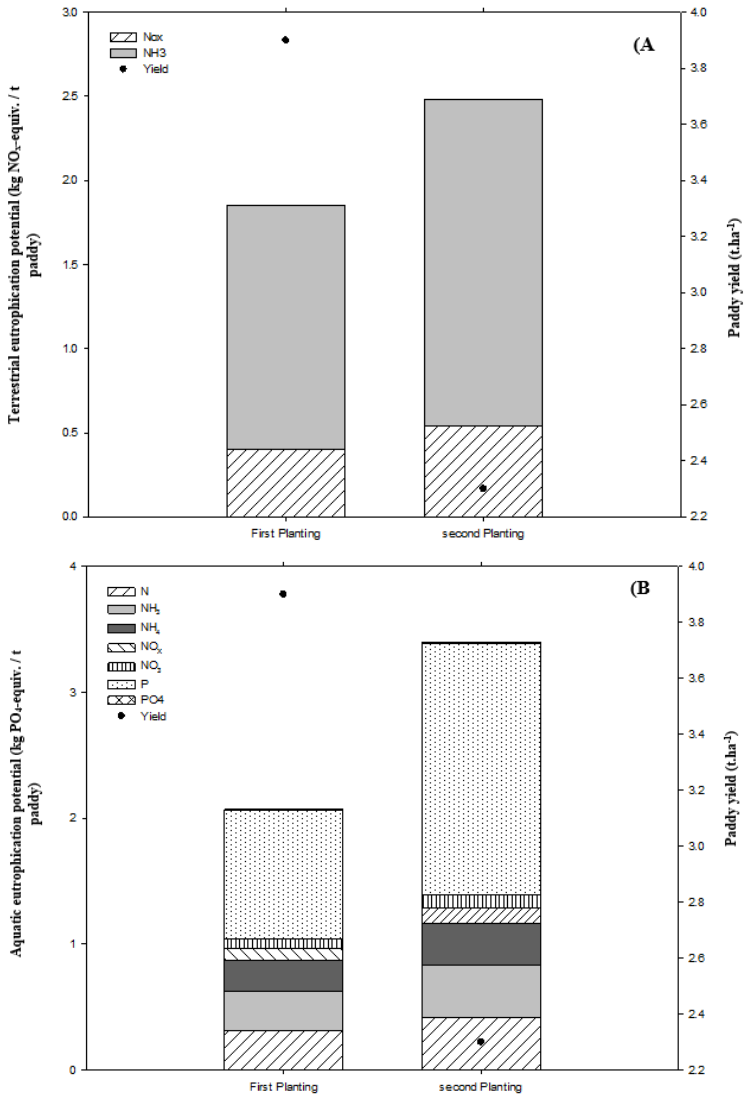
پتانسیل گروه تأثیر اوتریفیکاسیون در بوم‌نظام خشکی برنج در الگوی کشت دوم برابر با ۲/۴۸ واحد معادل کیلوگرم NO_x به ازای یک تن شلتوک محاسبه گردید که ۲۵ درصد بالاتر از پتانسیل این گروه تأثیر در الگوی کشت اول بود. در الگوی کشت دوم میزان انتشار انواع آلاینده‌ها در گروه تأثیر اوتریفیکاسیون بوم‌نظام خشکی شامل NO_x و NH_3 به ترتیب برابر با ۰/۵۴ و ۱/۹۴ واحد معادل کیلوگرم NO_x به ازای یک تن شلتوک بود که از میزان انتشار این آلاینده‌ها در این گروه تأثیر در الگوی کشت اول ۲۵ درصد بالاتر بود (شکل ۳- الف).

پتانسیل گروه تأثیر اوتریفیکاسیون در بوم‌نظام آبی در الگوی کشت دوم برابر با ۲/۰۷ واحد معادل کیلوگرم PO_4 به ازای یک تن شلتوک بود که ۳۹ درصد بالاتر از پتانسیل این گروه تأثیر در الگوی کشت اول تعیین گردید. میزان انتشار انواع آلاینده‌ها در گروه تأثیر اوتریفیکاسیون در بوم‌نظام آبی شامل N، NH_3، NH_4، NOx، NO_3، P و PO_4 به ترتیب برابر با ۰/۴۱۷، ۰/۴۱۷، ۰/۳۲۷، ۰/۱۲۹، ۰/۹۹۲، ۱/۹۹۹ و ۰/۰۰۱ واحد معادل کیلوگرم PO_4 به ازای یک تن شلتوک محاسبه شد که از میزان انتشار آنها در الگوی کشت اول به ترتیب ۲۵، ۲۵، ۲۵، ۲۵، ۴۹ و ۴۹ درصد بالاتر بود (شکل ۳- ب). همانگونه که در شکل ۳-ب مشاهده می‌شود، بیشترین و کمترین میزان انتشار آلاینده‌ها در این گروه تأثیر به ترتیب به P و PO_4 اختصاص داشت.

در الگوهای مختلف تولید برنج، مصرف مقادیر متفاوت کود نیتروژن و سایر کودهای شیمیایی، انتشار آلاینده‌های مختلف به ویژه NH_3 و NO_x و آزادسازی مستقیم P به محیط باعث افزایش پتانسیل این گروه تأثیر شد. از آنجا که انتشار NO_x عمدتاً وابسته به نقل و انتقال و استفاده از ماشین‌آلات است (Brentrup et al., 2004a)، لذا میزان انتشار و در نتیجه پتانسیل اوتریفیکاسیون این گاز برای محیط خشکی به مراتب بالاتر از محیط آبی بود. همچنین از آنجا که انتشار NO_x و سایر آلاینده‌های نیتروژنه به محیط زیست وابسته به مصرف نهاده‌های شیمیایی نیتروژنه نیز است (Brentrup et al., 2004b)، لذا میزان انتشار این آلاینده‌ها به دلیل مصرف بیشتر نیتروژن و بکارگیری بیشتر ماشین آلات در الگوی کشت دوم بالاتر از الگوی کشت اول تعیین گردید (جدول ۱).

مقایسه نتایج نشان می‌دهد که مقدار کود نیتروژنه مصرفی در نظام‌های تولید برنج احتمالاً بالاتر از مصرف گیاه بوده و علاوه بر آبشویی، به دلیل عدم جذب آن توسط گیاه از طریق آزادسازی و انتشار آن به فرم‌های مختلف تحت تأثیر وجود شرایط غرقابی باعث افزایش سهم گروه‌های مختلف تأثیر در الگوهای تولید این محصول شده است. خرم‌دل و همکاران (Khorramdel et al., 2015) گزارش کردند که با افزایش مصرف نیتروژن واکنش عملکرد دانه نسبت به مصرف این نهاده کاهش یافت. بدین ترتیب، آنها نتیجه گرفتند 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 داد. اسماعیل‌پور و همکاران (Esmaielpour et al., 2015) نشان دادند که افزایش مصرف کود نیتروژن از ۲۵۰ به بیش از ۴۰۰ کیلوگرم در هکتار در نظام‌های تولید سیب زمینی، افزایش ۶۵ و ۵۶ درصدی پتانسیل اوتریفیکاسیون را به ترتیب برای محیط‌های خشکی و آبی به دنبال داشت.



شکل ۳- پتانسیل اوتریفیکاسیون بوم‌نظام‌های (الف) خشکی و (ب) آبی به ازای یک تن شلتوک در الگوهای کشت اول و دوم

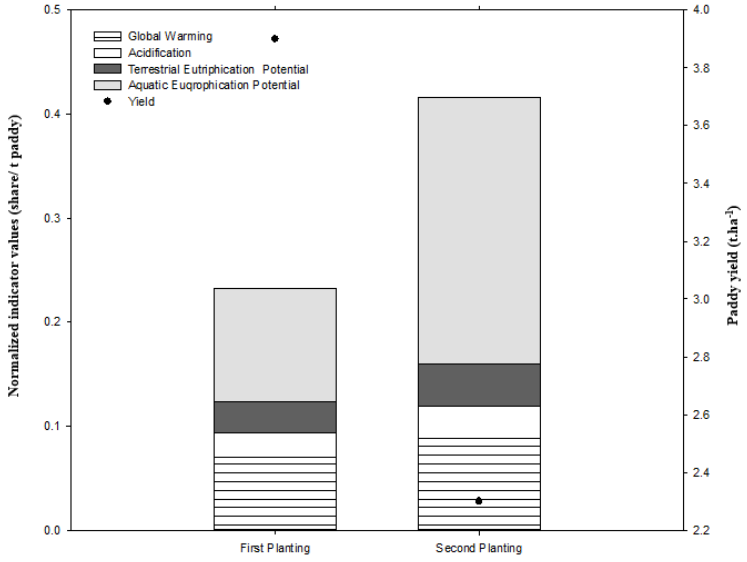
Fig. 3- Potential of (a) terrestrial and (b) aquatic eutrification for one tonne paddy in the first and second planting patterns

خرم‌دل و همکاران (Korramdel et al., 2013) گزارش نمودند که بیشترین پتانسیل اوتریفیکاسیون در محیط آبی برای تولید گندم آبی برابر با ۲/۴۱ واحد معادل کیلوگرم PO_4 به ازای یک تن دانه برای سطح بیشتر از ۲۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار و برای گندم دیم برابر با ۳/۷۴ واحد معادل کیلوگرم PO_4 به ازای یک تن دانه برای مقدار نیتروژن بیشتر از ۶۰ کیلوگرم حاصل شد. این محققان همچنین بیان داشتند که بالاترین پتانسیل اوتریفیکاسیون در محیط خشکی برای بوم‌نظام تولید گندم آبی برابر با ۱/۱۱ واحد معادل

کیلوگرم NO_x به ازای یک تن دانه برای مقدار نیتروژن بیشتر از ۲۲۰ کیلوگرم در هکتار و برای نظام تولید گندم دیم برابر با ۵/۰۵ واحد معادل کیلوگرم NO_x به ازای یک تن دانه برای سطح بیش از ۶۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار بدست آمد. هاسپیدو و همکاران (Hospido et al., 2003) پتانسیل اوتریفیکاسیون محیط‌های آبی دامپروری‌های گاو شیری را معادل با ۵/۳۱ واحد معادل PO_4 به ازای ۱۰۰۰ لیتر شیر برآورد نمودند.

فسفر به عنوان اصلی‌ترین عامل اوتریفیکاسیون در بیشتر بوم-نظام‌های آبی دنیا محسوب می‌شود (Charles et al., 2006). فسفر محلول مورد نیاز برای اکثر محصولات کشاورزی ۰/۳-۰/۲ میلی‌گرم در کیلوگرم می‌باشد که در این غلظت، گیاهان قادرند تا بالاترین میزان محصول را تولید نمایند (Fageria, 2009; Riemersma et al., 2006). خوشنویسان و همکاران (Khoshnevisan et al., 2013) بیان داشتند که در میان نهاده‌های مصرفی، مهم‌ترین عامل مؤثر در تشدید اوتریفیکاسیون مربوط به فسفات (سهم ۶۸ درصد) می‌باشد. لذا احتمال آلودگی آب‌های سطحی و زیرسطحی به این عنصر بالا می‌باشد. از طرف دیگر، مواد آلی می‌توانند به صورت پوششی محافظ در اطراف ذرات کود، به عنوان پیونددهنده فسفر در محل‌های تبادل آنیونی و یا از طریق واکنش با فسفر و تشکیل ترکیبات فسفات آلی عمل نماید که در تمامی این حالات قابلیت استفاده فسفر برای گیاه افزایش یافته و آزادسازی تدریجی فسفر در محلول خاک افزایش می‌یابد (Zolfi Bavariani & Nouruzi, 2010). والن و چانگ (Whalen & Chang, 2002) بیان داشتند که استفاده درازمدت از مواد آلی باعث نگهداری فسفر با پیوندهای کم-انرژی‌تر شده و قابلیت فراهمی آن را در نیمرخ خاک افزایش می‌دهد. ریوسو و دی‌لوسیا (Russo & De Lucia, 2008) اظهار داشتند که برای کاهش اثرات زیست‌محیطی کودهای شیمیایی در خاک، پیش از هر گونه استفاده، بایستی میزان ماده آلی خاک به همراه تعیین گردد تا با توجه به خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک، میزان و نوع کود مصرفی انتخاب شود. بر این اساس، پیشنهاد می‌شود مصرف نهاده-های آلی همچون کود سبز، کمپوست، کود دامی و تناوب زراعی را به منظور راهکارهایی اکولوژیک برای تخفیف اثرات اوتریفیکاسیون مدنظر قرار داد.

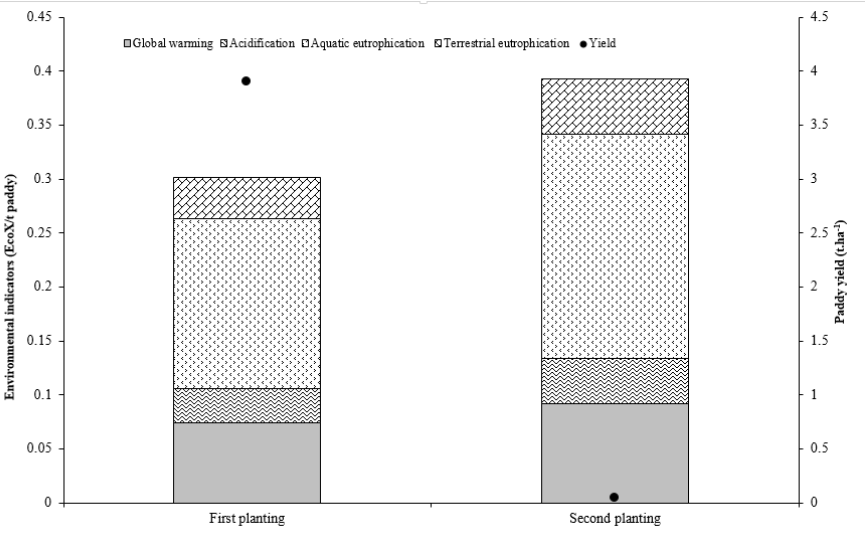
مقادیر شاخص نرمال شده: مقدار شاخص نرمال شده در الگوی کشت دوم برابر با ۰/۴۵۵ به ازای یک تن شلتوک محاسبه گردید که ۴۹ درصد بالاتر از مقدار این شاخص در الگوی کشت اول تعیین گردید. سهم گروه‌های تأثیر شامل گرمایش جهانی، اسیدی شدن و اوتریفیکاسیون در بوم‌نظام‌های خشکی و آبی از مقدار شاخص نرمال شده در الگوی کشت دوم به مراتب بالاتر از الگوی کشت اول تعیین شد که به ترتیب برابر با ۰/۰۸۶، ۰/۰۳۱، ۰/۰۴۱ و ۰/۲۹۷ به ازای یک تن شلتوک بود که این میزان به ترتیب ۱۹، ۲۵، ۲۵ و ۵۲ درصد بالاتر از الگوی کشت اول بود (شکل ۴).



شکل ٤- شاخص نرمال شده به ازای یک تن شلتوک در الگوهای کشت اول و دوم

Fig. 4- Normalized indicator values for one tonne paddy in the first and second planting patterns

مجموع شاخص زیست محیطی: مجموع شاخص زیست محیطی برنج در الگوی کشت دوم برابر با ۰/۳۹ EcoX به ازای یک تن شلتوک محاسبه شد که ۲۳ درصد بالاتر از مجموع این شاخص در الگوی کشت اول بود. سهم گروه‌های مختلف تأثیر مورد مطالعه از شاخص زیست محیطی در الگوی کشت دوم به مراتب بالاتر از الگوی کشت اول بود که این مقادیر برای گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی، اسیدی شدن و اوتریفیکاسیون بوم‌نظام خشکی و آبی به ترتیب برابر با ۰/۰۹۲، ۰/۰۴۲، ۰/۲۰۸ و ۰/۵۱۵ EcoX به ازای یک تن شلتوک بود که به ترتیب ۱۹، ۲۵، ۲۴ و ۲۵ درصد بالاتر از الگوی کشت اول محاسبه گردید. همچنین همانگونه که مشخص است بیشترین سهم در مقایسه گروه‌های تأثیر از مجموع شاخص زیست محیطی مربوط به اوتریفیکاسیون بوم‌نظام خشکی بود و کمترین میزان برای گروه تأثیر اسیدی شدن بدست آمد. در الگوی کشت اول، سهم گروه‌های تأثیر مختلف شامل گرمایش جهانی، اسیدی شدن و اوتریفیکاسیون بوم‌نظام‌های آبی و خشکی از مجموع شاخص زیست محیطی به ترتیب ۲۵، ۱۰، ۵۲ و ۱۳ درصد تعیین گردید؛ در حالی‌که سهم این گروه‌ها برای الگوی کشت دوم به ترتیب برابر با ۲۳، ۱۱، ۵۳ و ۱۳ درصد بود (شکل ۵).



شکل ۵- مجموع شاخص زیست محیطی به ازای یک تن شلتوک در الگوهای کشت اول و دوم

Fig. 5- Aggregated environmental indicator value (Eco-X) for one tonne paddy in the first and second planting patterns

بر اساس محاسبه شاخص زیست محیطی که نشان‌دهنده مجموع اثرات زیست محیطی انتشار آلاینده‌ها به محیط زیست است (Brentrup et al., 2004b)، مشخص گردید که بالاترین سهم در بین گروه‌های تأثیر مورد مطالعه از مجموع شاخص زیست محیطی نظام‌های تولید برنج مربوط به اوتریفیکاسیون بوم‌نظام خشکی بود (شکل ۵). نتایج نشان می‌دهد که مصرف بیش از حد کودهای نیتروژنه به صورت شیمیایی به دلیل پتانسیل بالاتر بروز آلودگی‌های زیست محیطی به ویژه در شرایط غرقابی علاوه بر تأثیر بر کارایی مصرف نیتروژن و کاهش آن، سبب افزایش بروز تشدید اثرات زیست محیطی می‌شود. بدین ترتیب، به نظر می‌رسد که راهکار پایدار جهت کاهش اثرات زیست محیطی تولید محصولات کشاورزی به ویژه در بوم‌نظام‌های تولید برنج، افزایش کارایی مصرف منابع خصوصاً نیتروژن می‌باشد (Brentrup et al., 2004b). ایریارته و همکاران (Iriarte et al., 2010) با بررسی اثرات زیست محیطی نظام تولید آفتابگردان و کلزا بیان داشتند که بالاترین اثرات زیست محیطی برای گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی و اوتریفیکاسیون حاصل گردید. آنها دلیل این امر را به تولید و مصرف بیش از حد کودهای شیمیایی و عملیات مختلف خاکورزی نسبت دادند. برنتراپ و همکاران (Brentrup et al., 2004b) با ارزیابی نظام تولید گندم زمستانه در مقادیر مختلف کود نیتروژن گزارش نمودند که کمترین و بیشترین

اثرات زیست محیطی به ترتیب برای گروه‌های تأثیر کاربری اراضی و اوتریفیکاسیون بدست آمد. هایاشی (Hayashi, 2005) نیز دریافت که فشردگی عملیات زراعی همبستگی قوی با درجه اثرات زیست محیطی به ازای تولید یک تن میوه گوجه فرنگی داشت. نی و همکاران (Nie et al., 2010) اظهار داشتند که استفاده از کشت مخلوط با گیاهان تثبیت‌کنندهٔ نیتروژن می‌تواند به عنوان راهکاری مطلوب برای جلوگیری از مصرف زیاد نیتروژن در بوم‌نظام‌های زراعی مد نظر قرار گیرد. بر این اساس، پیشنهاد می‌شود که کاهش فشردگی مدیریت زراعی بر مبنای کاهش مصرف نهاده‌های شیمیایی به عنوان راهکاری اکولوژیک در جهت تخفیف اثرات زیست محیطی تولید برنج به ویژه در الگوی کشت دوم مدنظر قرار گیرد.

نتیجه‌گیری

بطور کلی، با توجه به نتایج و با مقایسه دو الگوی کشت برنج در شهرستان ساری به نظر می‌رسد اگرچه مقدار مصرف کود نیتروژن در هر دو الگوی کاشت نسبتاً بالا است (جدول ۱)، ولی خلأ بالاتر عملکرد شلتوک در الگوی کشت دوم و همچنین جذب کمتر کود مصرف شده توسط گیاه تحت تأثیر آبیاری بیشتر، احتمالاً اتلاف بیشتر نیتروژن و انتشار آن به فرم‌های مختلف به محیط باعث تشدید پتانسیل آلودگی آن در گروه‌های مختلف تأثیر در مقایسه با الگوی کشت اول شده است. به طوری‌که مجموع اثرات زیست محیطی تولید در الگوی کشت دوم به مراتب بالاتر از کشت اول تعیین گردید. همچنین بالاترین اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید برنج مربوط به گروه تأثیر اوتریفیکاسیون محیط خشکی بود. بدین ترتیب، پیشنهاد می‌شود از مدیریت اکولوژیک شالیزارهای برنج به ویژه در الگوی کشت دوم بر مبنای بهره‌گیری از اصول کم‌نهاده و اکولوژیک برای کاهش این اثرات زیست‌محیطی بهره جست. از جمله روش‌های مؤثر در این زمینه می‌توان به روش‌های پایدار و کاربردی مدیریتی نظیر اعمال خاکورزی‌های کاهش یافته و حداقل، مصرف کودهای نیتروژنه با پوشش گوگردی و انواع کودهای آلی و بقایای گیاهی، وارد کردن گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن در تناوب زراعی با برنج و کشت مخلوط با این گونه‌های تثبیت‌کننده همچون شبدر برسیم اشاره کرد.

منابع

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_2 greenhouse gases (NCGG-4). Utrecht, the Netherlands: Mill Press.

Barton, L., Kiese, R., Gatter, D., Butterbach-bahl, K., Buck, R., Hinz, C., and Murphy, D. 2008. Nitrous oxide emissions from a cropped soil in a semi-arid climate. Global Change Biology 14: 177-192.

Biswas, W.K., Barton, L., and Carter, D. 2008. Global warming potential of wheat production in Western Australia: A life cycle assessment. Water Environmental Journal 22: 206-216.

Bouwman, A.F. 1990. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. In: A.F. Bouwman (Eds.), Soils and the greenhouse effect (pp. 61-127). Chichester: Wiley.

Braschkat, J., Patyk, A., Quirin, M., and 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.

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

Brentrup, F., Kusters, J., Kuhlmann, H., and Lammel, J. 2004a. Environmental impacts assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology, I. Theorical concept of a LCA method tailored to crop production. European Journal of Agronomy 20: 247-264.

Brentrup, F., Kusters, J., Lammel, J., Barraclough, P., and Kuhlmann, H. 2004b. Environmental impacts assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology, II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems. European Journal of Agronomy 20: 265-279.

Chabra, D., Kashani Nezhad, M., and Rafiee, S.H. 2006. Comparison of the contents of waste in different drying rice. Proceedings of the First National Conference on Rice. 5-4 December, Amol. (In Persian)

Charles, R., Jolliet, O., Gillard, G., and Pellet, D. 2006. Environmental analysis of intensity level in wheat production

using life cycle assessment. Agriculture, Ecosystems and Environment 113: 216-225.
Cronbach, L.J. 1951. Coefficient alpha and the internal structure of tests. Psychometrika 16(3): 297-334.
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 (17-44 pp.). New York: Wiley.
Dastan, S., Soltani, A., Noor Mohammadi, G.H., and Madani, H. 2013. Global warming potential of carbon dioxide emissions and energy consumption in the paddy planting. Journal of Agricultural Ecology 6(4): 823-835. (In Persian with English Summary)
Esmaielpour, B., Khorramdel, S., and Amin Ghafori, A. 2015. Study of Environmental impacts for potato Agroecosystems of Iran based on nitrogen fertilizer by using Life Cycle Assessment (LCA) methodology. Electronic Journal of Crop Production 8(3): 199-224. (In Persian with English Summary)
Fageria, N.K. 2009. The use of nutrients in plants. Taylor & Francis Group, CRC Press 430 pp.
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. Environment, Development and Sustainability 14: 979-992.
FAO. 2003. World Agriculture: Towards 2015/2030. An FAO Perspective. http://www.fao.org
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}. International Journal of Life Cycle Assessment 11(2): 80-85.
Giampietro, M., Cerretelli, G., and Pimentel, D. 1992. Energy analysis of agricultural ecosystem management: human return and sustainability. Agriculture, Ecosystems and Environment 38: 219-244.
Guinée, J.B. 1996. Data for the Normalization Step within Life Cycle Assessment of Products. CML Paper No. 14 (Revised version). CML (Centre of Environmental Science), Leiden.
Guinée, J.B. 2001. Life cycle assessment: an operational guide to the ISO standards. Centre of Environmental Science, Leiden University, Leiden.
Haas, G., Wetterich, F., and Kopke, U. 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. Agriculture, Ecosystems and Environment 83: 43-53.
Hayashi, K. 2005. Practical implications of functional units in life cycle assessment for horticulture: Intensiveness and environmental impacts. LCM2005: Innovation by Life Cycle Management: Barcelona, Spain 1: 368-371
Hospido, A., Moreira, M.T., and Feijoo, G. 2003. Simplified life cycle assessment of Galician milk production. International Dairy Journal 13(10): 783-796.
Iriarte, A., Rieradevall, J., and Gabarrell, X. 2010. Life cycle assessment of sunflower and rapeseed as energy crops under Chilean conditions. Cleaner Production 18: 336-345.
ISO (International Organization for Standardization). 2006. ISO 14040: 2006 (E) Environmental Management – Life Cycle Assessment– Principles and Framework.
Khorramdel, S., Ghorbani, R., and Amin Ghafori, A. 2015. Comparison of environmental impacts for dryland and irrigated barley Agroecosystems of Iran by using Life Cycle Assessment (LCA) methodology. Journal of Plant Production 22(1): 243-364. (In Persian with English Summary)
Khorramdel, S., Rezvani Moghaddam, P., and Amin Ghafori, A. 2013. Evaluation of environmental impacts for wheat Agroecosystems of Iran by using Life Cycle Assessment methodology. Cereal Research 4(1): 27-44. (In Persian with English Summary)
Khoshnevisan, B., Rafiei, S., Omid, M., Keyhani, A., and Movahedi, M. 2013. Assessing of energy indices and environmental impacts of potato production (Case study: Fereydoonshahr region, Isfahan province). Iranian Journal of Biosystems and Engineering 44(1): 57-66. (In Persian with English Summary)
Lindeijer, E. 1996. Normalisation and valuation. In: Udo de Haes, H.A. (Eds.), Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment, SETAC, Brussels.
Mansoori, H., Rezvani Moghaddam, P., and Moradi, R. 2012. Energy budget and economic analysis in conventional and organic rice production systems and organic scenarios in the transition period in Iran. Frontiers in Energy 6(4): 341-350.
Marini, M., Senhaji, F., and Pimentel, D. 2002. Energy analysis of sugar beet production under traditional and intensive farming systems and impact on sustainable agriculture in Morocco. Journal of Sustainable Agriculture 20: 5-27.
Mohammadi, A., Rafiee, S., Jafari, A., Dalgaard, T., Knudsen, M.T., Keyhani, A., Mousavi-Avval, S.H., and Hermansen, J.E. 2013. Potential greenhouse gas emission reductions in soybean farming: a combined use of Life

Cycle Assessment and Data Envelopment Analysis. Journal of Cleaner Production 54: 89-100.

Mohammadi, A., Rafiee, S., Jafari, A., Keyhani, A.R., Dalgaard, T., Knudsen, M.T., Nguyen, T.L.T., Borek, R., and Hermanse, J.E. 2015. Joint life cycle assessment and data envelopment analysis for the benchmarking of environmental impacts in rice paddy production. Journal of Cleaner Production 106: 521-532.

Mollafilabi, A., Khorramdel, S., Amin Ghafori, A., and Hosseini, M. 2014. Evaluation of environmental impacts for saffron agroecosystems of Khorasan by using Life Cycle Assessment (LCA). Journal of Saffron 2(2): 165-179. (In Persian with English Summary)

Monti, A., Fazio, S., and Venturi, G. 2009. Cradle-to-farm gate life cycle assessment in perennial energy crops. Europ. Journal of Agronomy 31: 77-84.

Nikkhah, A., Taheri-Rad, A.R., Khojastehpour, M., Emadi, B., and Khorramdel, S. 2015. Environmental impacts of peanut production system using life cycle assessment methodology. Journal of Cleaner Production 92: 84-90.

Nemecek, T., Dubois, D., Huguenin-Elie, O., and Gaillard, G. 2011. Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. Agricultural Systems 104: 217-232.

Nie, S.W., Gao, W.S., Chen, Y.Q., Sui, P., and Eneji, A.E. 2010. Use of life cycle assessment methodology for determining phytoremediation potentials of maize-based cropping systems in fields with nitrogen fertilizer over-dose. Journal of Cleaner Production 18: 1530-1534.

Payraudeau, S., and van der Werf, H.M.G. 2005. Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods. Agriculture, Ecosystems and Environment 107: 1-19.

Peyman, M., Ruhi, R., and Alizadeh, R. 2005. Set in the traditional and semi-mechanized to produce energy. Journal of Agricultural Engineering 6(22): 67- 80. (In Persian with English Summary)

Riemersma, S., Little, J., Ontkean, G., and Moskal-Hébert, T. 2006. Phosphorus Sources and Sinks in Watersheds: A Review. Alberta Soil Phosphorus Limits Project.

Roy, P., Nei, D., Orikasa, T., Xu, Q., and Okadome, H. 2009. A review of cycle assessment (LCA) on some food products. Journal of Food Engineering 90: 1-10.

Russo, G., and De Lucia, B. 2008. Environmental evaluation by means of LCA regarding the ornamental nursery production in rose and sowbread greenhouse cultivation. Acta Horticulturae 801: 1597-1604.

Schröder, J.J., Aarts, H.F.M., ten Berge, H.F.M., van Keulen, H., and Neeteson, J.J. 2003. An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. European Journal of Agronomy 20: 33-44.

Sheng-Wei, N., Wang-Sheng, G., Yuan-Quan, C., and Peng-Sui, A. 2010. Use of life cycle assessment methodology for determining phytoremediation potentials of maize-based cropping systems in fields with nitrogen fertilizer. Journal of Cleaner Production 18: 1530-1534.

Snedecor, G.W., and Cochran, W.G. 1980. Statistical Methods. Iowa State University Press.

Whalen, J.K., and Chang, C. 2002. Phosphorus sorption capacities of calcareous soils receiving cattle manure applications for 25 years. Communication in Soil Science and Plant Analysis 33: 1011-1026.

Zolfi Bavariani, M., and Nouruzi, M. 2010. Effect of organic matter on residual phosphorus recovering in a calcareous soil. JWSS- Isfahan University of Technology 14(52): 87-98. (In Persian with English Summary)

Journal of Agroecology
Vol. 10, No.4, Winter 2019, p. 949-964

نشریه بوم شناسی کشاورزی
جلد ۱۰، شماره ۴، زمستان ۱۳۹۷، ص. ۹۶۴-۹۴۹

Comparison of Environmental Impacts for Rice (*Oryza sativa* L.) Agroecosystems in the First and Second Planting Patters by using Life Cycle Assessment (Case Study: Sari County)

A. Mollafilabi[1*]

Submitted: 19-06-2006
Accepted: 06-10-2018

Mollafilabi, A. 2019. Comparison of environmental impacts for rice (*Oryza sativa* L.) agroecosystems in the first and second planting patters by using life cycle assessment (Case Study: Sari County). Journal of Agroecology. 10(4): 949-964.

Introduction

Life Cycle Assessment (LCA) is the most developed and the worldwide accepted tool for environmental comparison of products and services. Environmental Life Cycle Assessments (LCA) studies the environmental aspects and potential impacts of a product from 'cradle-to-grave' (Brentrup *et al.*, 2004b). Compared to other environmental impact assessment methods, LCA incorporates all the various stages of an agricultural production supply chain. This method is the only environmental assessment methodology which has been standardized. Life cycle assessment (LCA) is a methodology to assess all environmental impacts associated within a product/service by a accounting and evaluating its resource consumption and emission to environment (Nemecek *et al.*, 2011).

Rice (*Oryza sativa* L.) is one of the most important crops (Chabra *et al.*, 2006). The aim of this study was to determine environmental impacts of rice production systems in the first and second planting patterns by using Life Cycle Assessment.

Material and Methods

This study evaluated the environmental impacts of rice production systems in the first and second planting patterns by using life cycle assessment (LCA) methodology, mean consumed inputs per one hectare in rice agroecosystems of Sari province were determined during 2014. The data were collected from 105 paddy farmers by interviewing the farmers using questionnaire. Four steps including goal definition and scoping (D & S), inventory analysis (IA), life cycle impact assessment (LCIA) and integration & interpretation (I & I) were considered based on ISO (International Organization for Standardization) 14040 methods. Global warming, acidification and aquatic and terrestrial eutrophication were considered as three important impact categories. Functional unit of rice agroecosystems was considered as one tone paddy. Cronbach's alpha coefficient was calculated as a tool for the reliability assessment.

Results and discussion

Cronbach's alpha coefficient for questionnaire was calculated equal to α=%82. The results showed that the highest global warming potential between two cropping patterns was related to the second pattern with 840.36 kg CO_2-equiv. one ton paddy. In the second planting pattern, pollutant emissions in global warming category CO_2, CH_4 and N_2O calculated 402.82, 0.85 and 436.70 kg CO_2-equiv. one ton paddy per ha^{-1}, respectively. In the second planting pattern, pollutant emissions in acidification category such as NH_3, NO_x and SO_2 were computed 0.721, 0.225 and 0.541 kg SO_2-equiv. one ton paddy per ha^{-1}, respectively. The maximum eutrophication potential in aquatic and terrestrial environments was belonged to the second planting pattern with 2.07 kg PO_4-equiv. one ton paddy per ha and 2.48 kg NO_x-equiv. one ton paddy per ha^{-1}, respectively. The maximum environmental indicator for rice production systems in the second planting pattern were computed 0.39 EcoX

1- Assistant Professor, Deporatment of Food Biotechnology, Research Institute of Food Science and Techonlogy (RIFST), Mashhad, Iran
(*- Corresponding Author Email: a.filabi@rifst.ac.ir)
DOI:10.22067/jag.v10i4.56929

one ton paddy.

Conclusion

LCA is an appropriate method to quantify the impact of utilized agricultural inputs and different managements on environment. The highest environmental impacts of rice production systems in the first and second planting patterns by using life cycle assessment (LCA) methodology was related to aquatic eutrophication category. Therefore, it can be concluded that applying ecological principles such as reduced tillage and organic fertilizer as sustainable approaches were considered for management of rice agroecosystems especially in the second planting pattern.

Keywords: Aquatic eutrophication, Ecological management, Global warming, Paddy