

مدیریت پایدار خاک و نقش آن در کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای

مراد میرزایی، منوچهر گرجی^۱، ابراهیم مقیسه، حسین اسدی و احسان رضوی طوسی

دانشجوی دکتری، گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده مهندسی و فناوری کشاورزی، دانشگاه تهران. Mirzaei.Morad95@ut.ac.ir

استاد گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده مهندسی و فناوری کشاورزی، دانشگاه تهران. mgorji@ut.ac.ir

استادیار پژوهشکده کشاورزی هسته‌ای، پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای. emoghiseh@aeoi.org.ir

دانشیار گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده مهندسی و فناوری کشاورزی، دانشگاه تهران. ho.asadi@ut.ac.ir

استاد گروه علوم میکروبی، خاک و گیاه، دانشگاه ایالتی میشیگان، میشیگان، ایالات متحده. ertoosi@gmail.com

دریافت: آذر ۱۳۹۹ و پذیرش: تیر ۱۴۰۰

چکیده

افزایش غلظت گازهای گلخانه‌ای اثرات جبران‌ناپذیری بر تغییر اقلیم، محیط‌زیست و سلامت بشر دارد. دی‌اکسید کربن (CO_2)، متان (CH_4) و نیتروژن‌اکساید (N_2O) گازهای گلخانه‌ای اصلی هستند. فعالیت میکروبی، تنفس ریشه، فرآیندهای تجزیه شیمیایی و همین‌طور تنفس هتروتروفی موجودات خاک منجر به تولید گازهای گلخانه‌ای در خاک‌ها می‌گردند. میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای متأثر از عوامل گوناگون محیطی و مدیریتی است. جریان کربن از خاک به اتمسفر به‌صورت دی‌اکسید کربن ناشی از تنفس و سایر فعالیت‌های موجودات زنده خاک است. نیتروژن‌اکساید از طریق فرآیندهای نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون و متان با فرآیند متانوژنز میکروبی تحت شرایط غیرهوازی تولید می‌شود. میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای با استفاده از روش‌های گوناگونی اندازه‌گیری می‌شود که متداول‌ترین نوع آن روش اتاقک بسته است. مدیریت صحیح خاک‌های کشاورزی پتانسیل قابل توجهی در کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای دارد. به‌کارگیری تناوب زراعی، استفاده از محصولات پوششی، اعمال روش‌های خاک‌ورزی حفاظتی، نگهداری بقایای محصولات و پرهیز از سوزاندن یا حذف نمودن آن‌ها، از جمله روش‌های مدیریتی مناسب جهت کاهش انتشار دی‌اکسید کربن از خاک هستند. راه‌کارهایی از قبیل مدیریت بهتر نیتروژن از طریق کاربرد به‌موقع کودهای نیتروژنی و متناسب با مقدار نیاز محصول و تقسیم آن‌ها در مراحل گوناگون رشد گیاه، گنجاندن محصولات لگوم در تناوب زراعی، مدیریت مناسب بقایای گیاهی، استفاده از کودهای آهسته رهش و مصرف مواد بازدارنده نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون باعث کاهش انتشار نیتروژن‌اکساید از خاک می‌گردند. کاهش انتشار متان نیز از طریق زهکشی شالیزارها به‌منظور ایجاد تهویه مناسب برای اکسیداسیون متان و تجزیه بقایای گیاهی قبل از غرقاب شدن از طریق خاک‌ورزی یا تبدیل آن‌ها به کمپوست امکان‌پذیر است.

واژه‌های کلیدی: تغییر اقلیم، کشاورزی حفاظتی، گرمایش جهانی، دی‌اکسید کربن، متان، نیتروژن‌اکساید

^۱ -آدرس نویسنده مسئول: آدرس: البرز، کرج، چهارراه دانشکده، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران، دانشکده مهندسی و فناوری کشاورزی، گروه علوم و مهندسی خاک.

کاربری اراضی از انتشار جهانی گازهای گلخانه‌ای ۲۴ درصد برآورد شده است (هیئت بین‌الدول تغییر اقلیم، ۲۰۱۴). اثر تغییر اقلیم زنگ خطری در مورد استفاده از کودهای شیمیایی و کارایی استفاده از آن‌ها، نگهداری کربن آلی، فرسایش خاک و غیره است که باعث خشکسالی‌ها و سیل‌های شدید شده و اراضی قابل کشت را کاهش می‌دهد (یاداو و همکاران، ۲۰۱۸). این همچنین دارای اثرات ناسازگاری بر ویژگی‌های خاک از قبیل کاهش کیفیت و کمیت کربن آلی، افزایش هدررفت گازی نیتروژن به خاطر افزایش دما است (پاتا، ۲۰۱۵). اگرچه خاک سهم عمده-ای در انتشار گازها در بخش کشاورزی دارد، ولی مدیریت پایدار خاک می‌تواند علاوه بر کاهش قابل توجه گازهای گلخانه‌ای و افزایش ذخیره کربن، باعث بهبود حاصلخیزی و باروری، افزایش زی‌گونگی (تنوع زیستی) خاک، کاهش فرسایش، رواناب و آلودگی آب‌وهوا و محافظت سامانه‌های تولید محصول و چراگاه‌ها در برابر اثرات تغییر اقلیم گردد (اسمیث، ۲۰۱۲).

در میان ابزارهای گوناگون جهت کاهش تغییر اقلیم، خاک یک عنصر کلیدی است و نیاز است که از منظر زیست‌محیطی توجه ویژه‌ای به آن شود (کالیپان و همکاران، ۲۰۱۹). رفع چالش‌هایی از قبیل تأمین مواد غذایی برای جمعیت در حال رشد و کاهش آسیب‌های زیست‌محیطی، نیازمند توجه جدی و به‌کارگیری روش‌های نوین مدیریت مطلوب خاک، به‌عنوان زیربنای کشاورزی پایدار، است (گارت و همکاران، ۲۰۱۳). خاک یک مؤلفه مهم و اساسی زیست‌بوم‌های خشکی برای زندگی پایدار روی زمین است. مدیریت پایدار خاک‌های زیست‌پذیر (و از جمله کشاورزی) علاوه بر بهبود کارکرد زیست‌بوم‌های خشکی و تولید غذا و پوشاک، توان قابل توجهی در کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای و تعدیل تغییر اقلیم دارند (پائوستیان و همکاران، ۲۰۱۶). طبق آخرین آمار وزارت جهاد کشاورزی سطح زیر کشت محصولات زراعی در ایران ۱۲ میلیون هکتار بوده که سطح مربوط به غلات ۷۱/۲ درصد، حبوبات ۷/۱ درصد، محصولات صنعتی ۵/۴ درصد،

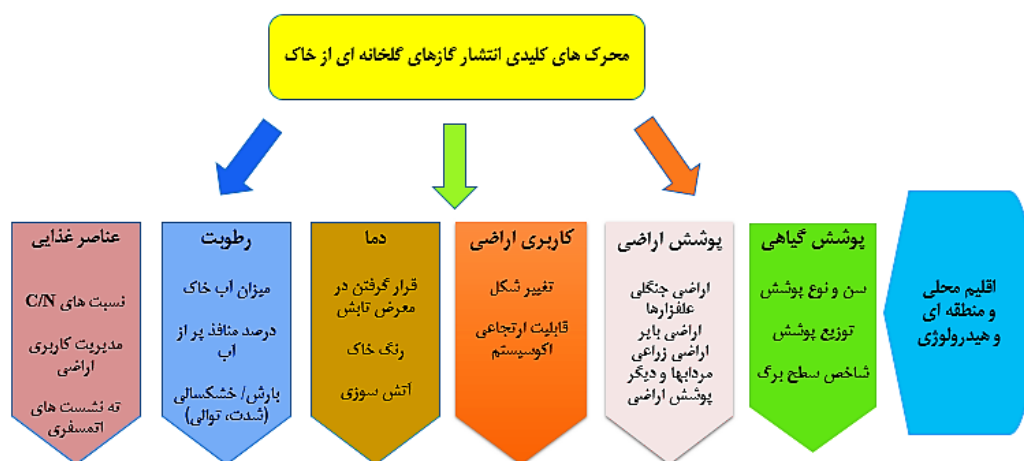
تغییر اقلیم، دگرگونی در ویژگی‌های جوی در نتیجه فعالیت‌های طبیعی و مصنوعی طی دوره طولانی از زمان است و اثرات جبران‌ناپذیری بر محیط‌زیست و سلامت انسان دارد (هیئت بین‌الدول تغییر اقلیم، ۲۰۰۷). فعالیت‌های بشر در حال تغییر ترکیب شیمیایی اتمسفر است که نتیجه آن گرمایش جهانی بین ۰/۳ و ۴/۸ درجه سلسیوس تا پایان این قرن و پیش‌بینی رخداد‌های بارشی شدید است (هیئت بین‌الدول تغییر اقلیم، ۲۰۱۳). تغییر اقلیم می‌تواند ضمن ایجاد تغییرات فضایی و زمانی دما و بارش (سینویرانته و همکاران، ۲۰۱۲) موجب افزایش غلظت جهانی گازهای گلخانه‌ای، افزایش دمای هوا و تغییر الگوهای بارشی و همچنین منجر به تغییر کاربری اراضی گردد (گالوای و همکاران، ۲۰۰۸). این عوامل، با اثرگذاری قوی بر چرخه کربن و نیتروژن و فرآیندهای تبادل گازهای گلخانه‌ای بین زمین و اتمسفر، وضعیت زیست‌بوم‌های خشکی را تغییر می‌دهند (گریچ و همکاران، ۲۰۱۶). در طی چند دهه گذشته تغییر قابل توجهی در ترکیب گازی اتمسفر زمین ایجاد شده است که بیش‌تر در نتیجه افزایش استفاده از انرژی در بخش‌های کشاورزی و صنعتی است که از جمله آن جنگل‌زدایی، کشت‌وکار فشرده، تغییر کاربری اراضی، عملیات مدیریتی و غیره است. این فعالیت‌ها منجر به افزایش انتشار دی‌اکسید کربن (CO_2)، متان (CH_4) و نیتروژاکساید (N_2O) است که به‌عنوان گازهای گلخانه‌ای شناخته می‌شوند و باعث تغییرات در پارامترهای مرتبط با اقلیم در مقیاس محلی، منطقه‌ای و جهانی می‌شود (کالیپان و همکاران، ۲۰۱۹).

فعالیت‌های کشاورزی از قبیل کاشت محصول، آبیاری، دامپروری و سایر فعالیت‌ها منجر به انتشار گازهای گلخانه‌ای و در نتیجه تغییر اقلیم می‌شود (یاداو و همکاران، ۲۰۱۷). در طی ۲۵۰ سال گذشته، دی‌اکسید کربن مهم‌ترین گاز گلخانه‌ای ناشی از فعالیت‌های انسانی و به دنبال آن متان و نیتروژاکساید است (کالیپان و همکاران، ۲۰۱۹). سهم فعالیت‌های کشاورزی، تخریب جنگل‌ها و تغییر

گازهای گلخانه‌ای با استفاده از مدیریت مطلوب خاک تهیه گردید.

گازهای گلخانه‌ای و عوامل مؤثر در انتشار آن‌ها از خاک
 دی‌اکسید کربن (CO_2)، متان (CH_4) و نیتروژن‌اکساید (N_2O) گازهای گلخانه‌ای اصلی هستند. فعالیت میکروبی، تنفس ریشه، فرآیندهای تجزیه شیمیایی و همین‌طور تنفس هتروتروفی موجودات خاک منجر به تولید گازهای گلخانه‌ای می‌گردد (چاپوس-لاردی و همکاران، ۲۰۰۷). میزان انتشار این گازها تا حد زیادی بستگی به میزان رطوبت، دما، فراهمی عناصر غذایی و واکنش شیمیایی خاک (لودویگ و همکاران، ۲۰۰۱) و نیز عوامل مربوط به پوشش سطح زمین دارد؛ بنابراین اطلاعات اقلیم‌شناسی و مدیریت کاربری اراضی در این زمینه ضروری است. این عوامل می‌توانند به دودسته تقسیم‌بندی شوند. دسته اول، عواملی که به‌طور مستقیم بر انتشار گازها از محیط تأثیر می‌گذارند (مانند اقلیم منطقه و نوع خاک) و دسته دوم، عواملی که بر انتشار گازها در مقیاس‌های بزرگ‌تر تأثیر می‌گذارند (مانند دما و رطوبت) (روبرتسون، ۱۹۸۹) (شکل ۱).

سبزی‌ها ۴/۵ درصد، محصولات جالیزی ۲/۳ درصد، نباتات علوفه‌ای ۸/۸ درصد و سایر محصولات ۰/۷ درصد بوده است (احمدی و همکاران، ۱۳۹۹). همچنین سطح زیرکشت مراتع و جنگل‌ها نیز به ترتیب ۸۴/۸ و ۱۴/۳ میلیون هکتار است (عبادزاده و همکاران، ۱۳۹۹). در بسیاری از نقاط کشور روش‌های مرسوم در کشاورزی از قبیل کشت و کار فشرده، چرای بی‌رویه دام، عدم رعایت تناوب صحیح زراعی، سوزاندن و خارج نمودن بقایای محصول پس از برداشت و استفاده بیش از حد از کودهای شیمیایی رایج است که تمامی این عوامل منجر به تخریب خاک و انتشار قابل توجه گازهای گلخانه‌ای می‌شود. از طرفی خاک‌های کشاورزی در وضعیت نامطلوبی از نظر میزان مواد آلی، حاصلخیزی و فرسایش‌پذیری قرار دارند. با توجه به وسعت اراضی در عرصه‌های کشاورزی و منابع طبیعی ایران و قابلیت مدیریت صحیح خاک‌ها در ترسیب کربن و کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای، مقاله حاضر با هدف ارائه اطلاعات لازم در مورد گازهای گلخانه‌ای از قبیل معرفی و شناخت عوامل مؤثر بر فرآیندهای تولید آن‌ها، منشأ و مخازن گازهای گلخانه‌ای و روش‌های اندازه‌گیری این گازها و همچنین راه‌کارهای کاهش انتشار



شکل ۱- عوامل اصلی انتشار گازهای گلخانه‌ای از خاک (عورتل و همکاران، ۲۰۱۶)

با یک و برای CH_4 و N_2O برابر با ۲۵ و ۲۹۸ است. GWP بر اساس افق زمانی ۱۰۰ ساله محاسبه می‌شود. به بیان دیگر و به‌عنوان مثال، GWP برای یک واحد CH_4 و یک واحد N_2O به ترتیب برابر با ۲۵ و ۲۹۸ برابر CO_2 است.

$$\text{GWP} = \text{CO}_2 + \text{CH}_4 \times 25 + \text{N}_2\text{O} \times 298 \quad (1)$$

میزان اثرگذاری گازهای گلخانه‌ای به‌عنوان پتانسیل گرمایش جهانی^۱ (GWP) بیان می‌شود که سهم یک توده معین از گازهای گلخانه‌ای در گرم شدن جهانی است (جدول ۱). GWP برای یک دوره زمانی خاص محاسبه می‌شود و بستگی به جذب اشعه مادون‌قرمز توسط یک‌گونه معین، موقعیت طیفی از طول موج‌های جذب‌شده و طول عمر گونه‌ها در جو دارد؛ بنابراین GWP برای CO_2 برابر

جدول ۱- پتانسیل گرمایش جهانی برای گازهای گلخانه‌ای اصلی ناشی از عملیات کشاورزی (هیئت بین‌الدول تغییر اقلیم، ۲۰۰۷)

گاز گلخانه‌ای	زمان اقامت در اتمسفر (سال)	پتانسیل گرمایش جهانی		
		سال ۲۰	سال ۱۰۰	سال ۵۰۰
دی‌اکسید کربن (CO_2)	متغیر	۱	۱	۱
متان (CH_4)	۱۲	۷۲	۲۵	۸
نیترزاکساید (N_2O)	۱۱۴	۲۸۹	۲۹۸	۱۵۳

کودهای شیمیایی، آفت‌کش‌ها و عملیات مزرعه‌ای نیز منشأ انتشار آن‌ها و گرمایش جهانی است. جدول ۲ داده‌های مربوط به کربن تولیدشده از بخش‌های گوناگون کشاورزی را نشان می‌دهد. در سطح جهانی، دی‌اکسید کربن بین اتمسفر، اقیانوس و سنگ‌کره در چرخش است. اتمسفر شامل ۷۸۵ گیگا تن کربن به‌صورت دی‌اکسید کربن که برابر با تقریباً ۱۵ تن کربن برای هر هکتار از اراضی روی زمین است. مقدار کل دی‌اکسید کربن تبادل یافته بین سطح زمین و اتمسفر تقریباً ۱۲۰ گیگاتن کربن در سال است. نیمی از این مقدار از طریق تنفس گیاهان تبادل می‌شود (منا و همکاران، ۲۰۱۷).

در دهه ۱۹۰۰ تغییرات کاربری اراضی و مدیریتی منجر به رشد ۳۹-۶ درصدی انتشار دی‌اکسید کربن گردید. درحالی‌که تبدیل زیست‌بوم (اکوسیستم) های طبیعی و کشاورزی منجر به تخلیه ۶۰ درصدی مخزن دی‌اکسید کربن در نواحی معتدل و ۷۵ درصدی در خاک‌های کشت‌شده در نواحی استوایی گردید (کالیپان و همکاران، ۲۰۱۹). بنی و همکاران (۲۰۱۲) گزارش کردند که کاربری اراضی و عملیات مدیریتی نقش بزرگ‌تری در انتشار دی‌اکسید کربن نسبت به احتراق سوخت‌های فسیلی تا

منشأ انتشار دی‌اکسید کربن از خاک‌های کشاورزی

عوامل اصلی افزایش دی‌اکسید کربن اتمسفری، سوخت‌های فسیلی (۹/۳ پتاگرم^۲ کربن در اتمسفر یا ۹۱ درصد) و تغییر کاربری اراضی (تقریباً یک پتاگرم کربن در اتمسفر یا ۹ درصد) هستند که هر دو در نتیجه فعالیت‌های بشر می‌باشند. به هر حال، تنها ۴/۵ پتاگرم کربن (یا ۴۴ درصد) این انتشارات سالیانه در اتمسفر تجمع می‌یابد، درحالی‌که اراضی و اقیانوس ۳/۱ و ۲/۶ پتاگرم (به ترتیب ۳۱ و ۲۶ درصد) کربن در اتمسفر را جذب می‌کنند (لی‌کور و همکاران، ۲۰۱۶). در کشاورزی، عملیات مدیریت خاک از قبیل خاک‌ورزی، کاربری اراضی، کاربرد کودهای شیمیایی و دامی، سوزاندن بقایا و غیره منجر به تولید دی‌اکسید کربن می‌گردد. این عملیات، تجزیه ماده آلی خاک را تحریک می‌کنند و منجر به آزادسازی گاز دی‌اکسید کربن می‌شوند. عملیات خاک‌ورزی باعث شکسته شدن خاکدانه‌های خاک شده و باعث تجزیه سریع‌تر ماده آلی می‌گردد (میتچل و همکاران، ۲۰۱۹). استفاده از سوخت‌های فسیلی در عملیات گوناگون کشاورزی و همین‌طور سوزاندن بقایای گیاهی منشأ دیگر انتشار کربن به اتمسفر می‌باشند. تولیدات برون مزرعه‌ای دی‌اکسید کربن در طی ساخت

¹ -Global Warming Potential (GWP)

² - Petagram

برابر مخزن زیستی (۵۶۰ گیگاتن) است. ذخیره کربن آلی خاک در عمق یک متر دامنه‌ای از ۸۰۰ تن در هکتار در خاک‌های آلی تا ۳۰ تن در هکتار در یک اقلیم خشک با یک متوسط مقدار ۱۵۰-۵۰ تن در هکتار است.

ابتدای قرن بیستم داشتند. بر طبق گزارش‌ها هیئت بین‌الدول تغییر اقلیم، مخزن جهانی کربن آلی خاک ۲۵۰۰ گیگاتن است که شامل ۱۵۵۰ گیگاتن کربن آلی خاک و ۹۵۰ گیگاتن کربن معدنی خاک است. مخزن کربن آلی خاک ۳/۳ برابر، بزرگ‌تر از مخزن اتمسفری (۷۶۰ گیگاتن) و ۴/۵

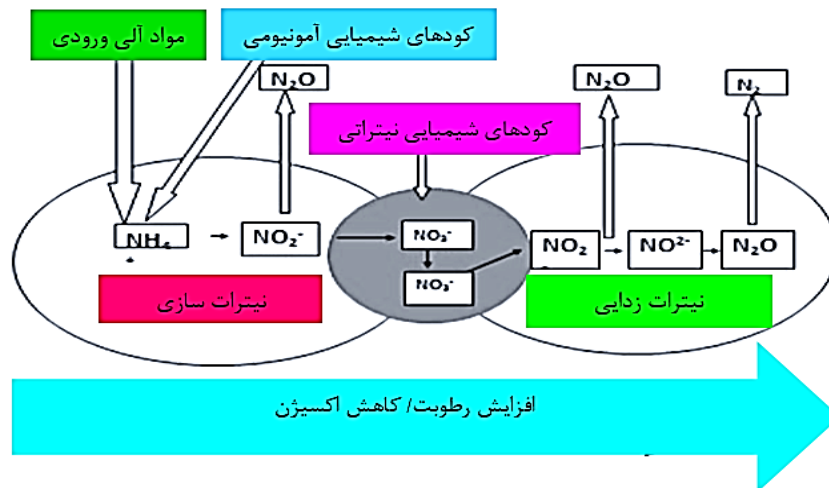
جدول ۲- کربن انتشار یافته توسط ورودی‌ها و عملیات گوناگون کشاورزی (کالیپان و همکاران، ۲۰۱۹)

ورودی‌ها	(پرتی و همکاران، ۲۰۰۳)	(لال، ۲۰۰۴)
مواد شیمیایی	کیلوگرم کربن / کیلوگرم	کیلوگرم کربن / کیلوگرم
نیترژن	۰/۹۸-۱/۵۷	۰/۹-۱/۸
فسفر	۰/۱۱-۰/۱۷	۰/۱-۰/۳
پتاسیم	۰/۱-۱/۵	۰/۱-۰/۲
آهک	-	۰/۰۳-۰/۲۳
آفت‌کش‌ها	کیلوگرم کربن / کیلوگرم	کیلوگرم کربن / کیلوگرم
علف‌کش‌ها	۳/۵۷-۵/۷۱	۶/۳
قارچ‌کش‌ها	۱/۳۸-۲/۲۱	۳/۹
حشره‌کش‌ها	۲/۹۹-۴/۴۸	۵/۱
عملیات کشاورزی	-	لال (۲۰۰۴)
یک بار پاشیدن (بذرپاشی، سم‌پاشی و ...)	-	۱-۱/۴
عملیات خاک‌ورزی	-	۲-۲۰
بذرپاشی	-	۲-۴
برداشت با کمباین	-	۶-۱۲
خاک‌ورزی مرسوم	-	۳۵/۳
کم خاک‌ورزی	-	۷/۹
بی خاک‌ورزی برای آماده‌سازی بستر بذر	-	۵/۸
آبیاری بارانی	-	۱۲۹

انتشار مستقیم ۷۷ درصدی این گاز گلخانه‌ای می‌شود (پاتاک، ۲۰۱۵). شش درصد انتشار مصنوعی گازهای گلخانه‌ای نیتروژن اکساید است و به میزان ۰/۲۵ درصد در سال در حال افزایش است. بر طبق گزارش هیئت بین‌الدول تغییر اقلیم (۱۹۹۶) دامنه انتشار نیتروژن اکساید از ۱۴/۷ تا ۱۷/۷ تراگرم نیتروژن اکساید در سال است. بیش از ۵۰ درصد مقادیر انتشار نیتروژن اکساید، از کشاورزی، سوزاندن زیست-توده و بقایای گیاهی است. اراضی کوددهی شده منجر به ۳/۳ تراگرم نیتروژن اکساید در سال و ۱/۴ تراگرم نیتروژن اکساید- نیتروژن در سال در سطح جهانی می‌شود (استهفست و بومن، ۲۰۰۶).

منشأ انتشار نیتروژن اکساید از خاک‌های کشاورزی

فرآیندهای نیترات‌سازی و نیترات‌زدایی مسئول حدود ۸۷ درصد انتشار سالیانه نیتروژن اکساید است که سهم خاک‌های طبیعی ۳۵ درصد، کشاورزی ۲۷ درصد و اقیانوس‌ها ۲۵ درصد است (ساکایلا و کروزه، ۲۰۱۱). منشأهای غیرزیستی (احتراق سوخت، سوزاندن زیست‌توده و فرآیندهای صنعتی) مسئول ۱۳ درصد باقیمانده است. فراهمی نیتروژن معدنی به‌عنوان عامل اصلی برای این فرآیندها است که از طریق کاربرد کودهای شیمیایی سنتزی و آلی صورت می‌گیرد (شکل ۲). بزرگ‌ترین منشأ انتشار نیتروژن اکساید مربوط به کودهای شیمیایی است که منجر به

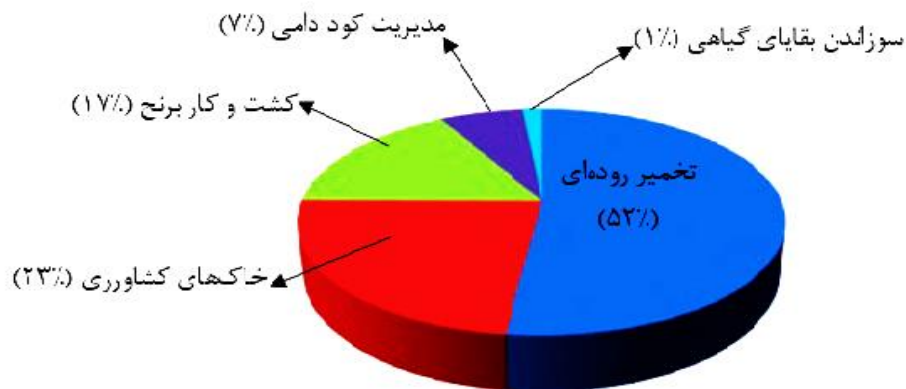


شکل ۲- مسیرهای انتشار نیتروژن اکساید (کالیپان و همکاران، ۲۰۱۹)

منشأ انتشار متان از خاک‌های کشاورزی

غلظت‌های اتمسفری متان در طی ۲۰۰ سال گذشته دو برابر شده است که بیش‌تر به دلیل فعالیت‌های بشر از قبیل کشت‌وکار برنج غرقابی، تخمیر روده‌ای حیوانات نشخوارکننده، سوزاندن بقایای گیاهی و کوددهی است (شکل ۳). متان تحت شرایط غیرهوازی در طی تجزیه میکروبی ماده آلی خاک همراه با ایجاد شرایط مطلوب از قبیل غرقاب مداوم و فراهم بودن مقدار زیاد کربن و کاربرد

کود دامی تازه در خاک‌های مرطوب تولید می‌گردد. در مقیاس جهانی سهم متان در پتانسیل گرمایش جهانی حدوداً ۱۶ درصد است و از زمان دوره‌های قبل از صنعتی شدن سهم آن سه برابر شده است و در حال حاضر ثابت بوده و یا روند نزولی دارد. انتشار متان از کشت و کار برنج به‌طور فزاینده‌ای، متفاوت است (سوفی و همکاران، ۲۰۱۸) و دامنه‌ای از ۳۹ تا ۱۱۲ تراگرم متان در سال را دارا است (کالیپان و همکاران، ۲۰۱۹).



شکل ۳- سهم نسبی بخش‌های گوناگون کشاورزی در انتشار گاز گلخانه‌ای متان (کالیپان و همکاران، ۲۰۱۹)

فرآیندهای مسئول انتشار گازهای گلخانه‌ای از خاک

فرآیندهای گوناگونی وجود دارند که منجر به انتشارات گازهای گلخانه‌ای از خاک به اتمسفر می‌شوند. جریان کربن از خاک به اتمسفر به‌صورت CO_2 است که

در نتیجه تنفس خاک بوده و منجر به بزرگ‌ترین منشأ خشکی CO_2 به اتمسفر می‌گردد (رایچ و توفیکسیوگل، ۲۰۰۰) (جدول ۳). تولید CO_2 در خاک‌های غیرآهکی تقریباً به‌طور کامل ناشی از تنفس اتوتروفی (تنفس ریشه،

خاطر دنیتریفیکاسیون از اراضی کوددهی شده اتفاق می‌افتد (گریچ و همکاران، ۲۰۱۶).

نیتریفیکاسیون در خاک‌ها همچنین مسئول تولید و مصرف اکسیدهای نیتروژن (NO و N_2O) است. در طی این فرآیند، آمونیوم (NH_4^+) به نیترات (NO_3^-) اکسیده می‌شود و هیدروکسیلامین و NO_2^- به‌عنوان ترکیبات بینابینی ضروری تولید می‌شود. نیتریفیکاسیون در خاک‌ها ناشی از یک دامنه وسیعی از ریزجانداران است. NO و N_2O فرآورده‌های این فرآیند هستند و زمانی که شرایط برای اکسیداسیون بیشتر به NO_3^- مهیا نباشد، تولید می‌شوند (باگز، ۲۰۰۸). در کل، انتشار نیتریک اکسید (NO) همراه با فرآیندهای نیتریفیکاسیون و انتشار N_2O همراه با فرآیندهای دنیتریفیکاسیون است. متان به‌وسیله متانوژن میکروبی تحت شرایط غیرهوازی تولید می‌شود درحالی‌که اکسیداسیون خالص متان اتمسفری به‌وسیله باکتری‌ها در خاک‌های هوازی اتفاق می‌افتد (ساری و همکاران، ۱۹۹۷) و افزایش غلظت متان اتمسفری و گرمایش جهانی را تعدیل می‌کند (ساینوس و همکاران، ۲۰۱۶). به‌طورکلی، اگر اکسیژن موجود نباشد و ماده آلی خاک کافی به‌عنوان منبع انرژی قابل دسترس باشد متان به‌وسیله متانوژن‌ها در خاک‌ها تشکیل می‌شود (گامبریل، ۱۹۷۸). این موجودات بی‌هوازی اجباری و نیازمند شرایط خیلی احیایی برای رشد هستند (سیسرون و عوریملند، ۱۹۸۸)؛ بنابراین زیست‌بوم‌های اشباع از آب منشأهای عمده برای انتشار متان اتمسفری می‌باشند (ساینوس و همکاران، ۲۰۱۶). انتشار خالص متان در پتانسیل‌های احیایی پایین اتفاق می‌افتد که تولید متان به‌وسیله متانوژن‌ها بیشتر از مصرف به‌وسیله متانوتروف‌ها است (گریچ و همکاران، ۲۰۱۶).

قارچ میکوریزا و میکروب‌های زنده روی ترشحات) و تنفس هتروتروفی از قبیل تنفس ریزجانداران هتروتروف تجزیه‌کننده ماده آلی خاک است (هوگبرگ و همکاران، ۲۰۰۱). سهم هر بخش تنفسی از ۱۰ تا ۹۰ درصد تنفس کل خاک متغیر است (هانسون و همکاران، ۲۰۰۰). انتشار نیتروزاکساید به شدت بستگی به فعالیت فرآیندهای میکروبی بازیافت نیتروژن از قبیل نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون دارد که طی آن N_2O به‌عنوان یک ترکیب بینابینی اختیاری یا اجباری تولید می‌شود (بوترباخ-بال و همکاران، ۲۰۰۴) و با آزمایش‌هایی از جمله استفاده از بازدارنده‌ها، ردیاب‌های ^{15}N و سایر روش‌ها اثبات شده است (لی و همکاران، ۲۰۰۰). درحالی‌که نیتریفیکاسیون تحت شرایط هوازی اتفاق می‌افتد، دنیتریفیکاسیون تحت شرایط غیرهوازی اتفاق می‌افتد و منجر به انتشار مقادیر گازهای N_2 و N_2O می‌شود. تولید این محصولات بستگی به شرایط زیست‌محیطی محلی در خاک دارد (دیویدسون، ۱۹۹۲). دنیتریفیکاسیون در خاک‌ها هنگامی اتفاق می‌افتد که شرایط زیست‌محیطی برای تخریب هوازی ماده آلی نامطلوب است. دنیتریفیکاسیون توسط باکتری‌ها و قارچ‌ها با استفاده از ترکیبات نیتروژن اکسیدشده (نیترات یا نیتريت) به‌عنوان پذیرنده نهایی الکترون در نبود اکسیژن اتفاق می‌افتد (بوترباخ-بال و همکاران، ۲۰۱۳) و این فرآیند با توزیع مکانی و زمانی بالایی همراه است. این مسیر نیازمند تخلیه اکسیژن، فراهمی اکسیدهای نیتروژن و فراهمی سوبسترای کربن به‌آسانی تجزیه‌پذیر است (بوترباخ-بال و همکاران، ۲۰۱۲). گزارش شده است که موقعی که خاک‌ها به خاطر بارش سنگین یا آبیاری، اشباع و کاهش پخشیدگی اکسیژن در خاک‌ها ایجاد می‌شود، هدررفت قابل‌توجه N_2O به

جدول ۳- فرآیندهای آزادسازی و جذب گازهای گلخانه‌ای از خاک (زیچمیستر-بولتنستر و همکاران، ۲۰۱۸)

گازهای گلخانه‌ای	آزادسازی	جذب
دی‌اکسید کربن	تنفس هتروتروفی و اتوتروفی خاک	تثبیت کربن در ماده آلی خاک
متان	متانوژن (اراضی ماندابی، شالیزارها)	متانوتروفی (اراضی بالادست به‌ویژه جنگل‌ها)
نیتروزاکساید	دنیتریفیکاسیون و نیتریفیکاسیون (اراضی پیت زهکشی شده و کوددهی شده، اراضی زراعی، علفزارهای چرا شده/ کوددهی شده)	احیاء نیتروزاکساید (خاک‌های غرقاب شده، خاک‌های خیلی خشک)

روش‌های اندازه‌گیری و برآورد انتشار گازهای گلخانه‌ای از خاک

به‌طورکلی انتشار گازهای گلخانه‌ای از خاک به‌صورت مستقیم در هر دو شرایط مزرعه‌ای و آزمایشگاهی (روش‌های اتاقک^۱ و روش‌های ریز هواشناسی^۲) اندازه‌گیری می‌شوند و از طریق اندازه‌گیری‌های فضایی^۳ و هوایی^۴ به دست می‌آیند و با استفاده از مدل‌های تجربی و فرآیندی نیز محاسبه می‌شوند (عورتل و همکاران، ۲۰۱۶). روش اتاقک بسته به‌طور وسیعی در مطالعات انتشار خاک CO_2 ، CH_4 ، N_2O و NO استفاده می‌گردد (سیمک و همکاران، ۲۰۱۴). یک جعبه یا سیلندر در درون خاک جایگذاری شده به این صورت که بخشی از پایه آن به سمت زمین باز است (شکل ۴a). گازهای انتشاریافته در دهانه اتاقک تجمع می‌یابند. نسبت گازهای انتشار یافته می‌تواند با حسگرهای گوناگون گاز از قبیل کروماتوگرافی گازی (CO_2 ، N_2O و CH_4)، اندازه‌گیری شود. جریان تمام گازها از خاک می‌تواند به‌وسیله رگرسین خطی و غیرخطی (نمایی) با استفاده از شیب تغییر غلظت داخل اتاقک محاسبه گردد (کریستیانسن و همکاران، ۲۰۱۱). کار کردن با مدل خطی آسان بوده و برای زمان‌های کوتاه‌مدت که برای CO_2 ایده‌آل است، بهتر عمل می‌کند (فوربریچ و همکاران، ۲۰۱۰). روش eddy covariance یک روش ریز هواشناسی مستقیم است. این روش تلاطم‌های عمودی را برای آنالیز تبادل گاز بین سطح خاک و اتمسفر استفاده می‌کند (لایونین و همکاران، ۲۰۰۵). یک فشارسنج اولتراسونیک سه‌بعدی و یک آنالایزر گاز متصل به یک برج یا دکلی با ارتفاع دو متر برای این روش نیاز است (مایکلیاست و همکاران، ۲۰۰۸) (شکل ۴b). گازهای متداول اندازه‌گیری شده با این روش CO_2 ، CH_4 و N_2O است (نیکولینی و همکاران، ۲۰۱۳). اندازه‌گیری‌ها ممکن است به‌طور پیوسته انجام شود و مساحت‌های بیش از

چندین کیلومترمربع را شامل شود (مایکلیاست و همکاران، ۲۰۰۸).

اگر هدف اندازه‌گیری، بررسی تأثیر یک شاخص مجزا (برای مثال دمای خاک یا فراهمی عناصر غذایی) بر میزان انتشار گاز از خاک باشد، از روش‌های آزمایشگاهی استفاده می‌گردد. به این منظور شاخص مورد نظر تغییر یافته درحالی‌که بقیه شاخص‌ها ثابت در نظر گرفته می‌شوند (شافلر و همکاران، ۲۰۱۰). با این روش می‌توان خاک‌های نواحی اقلیمی گوناگون را تحت شرایط دما و رطوبت کنترل شده بررسی نمود (شافلر و همکاران، ۲۰۱۰). اندازه‌گیری‌های فضایی شامل سنجش‌ازدور ممکن است که اطلاعاتی در مورد انتشار گازهای گلخانه‌ای از خاک را به دو روش گوناگون ارائه نماید. یک روش تخمین غلظت‌های تروپوسفری گازهای CO_2 و CH_4 براساس اندازه‌گیری شدت نور خورشید منعکس‌شده در باندهای طول‌موج کوتاه است (شکل ۴c). نقشه‌برداری توزیع مکانی و تغییر انواع پوشش اراضی که منشأ و مخزن برای CO_2 و CH_4 را نشان می‌دهد، یک روش جایگزین برای برآورد مستقیم غلظت گازهای گلخانه‌ای توسط سامانه‌های سنجش‌ازدور است. ولی هنوز عدم قطعیت‌های زیادی در مطابقت مکانی نواحی و توزیع انواع پوشش اراضی مربوطه (برای مثال اراضی علفزار، جنگل، بایر، زراعی و ماندابی) و ذخایر کربن جهانی وجود دارد (پفلوگماچ و همکاران، ۲۰۱۱). روش‌های هوایی از نمونه‌برداری مستقیم برای جمع‌آوری نمونه‌ها از ترانسکت و برای انواع گوناگون کاربری اراضی یا از محیط‌های نزدیک سطحی تا ارتفاعات بالای تروپوسفری استفاده می‌کند. اندازه‌گیری‌های هوایی داده‌هایی را تنها در طی دوره زمانی کوتاه و با فواصل مکانی متداول ۱۰-۱۰۰ کیلومتر ارائه می‌دهند (پاتی و همکاران، ۲۰۰۷). از آنجایی‌که اندازه‌گیری‌ها تنها داده‌های مربوط به یک‌زمان مشخص را تولید می‌کنند، شبیه‌سازی انتشار

⁴ -Airborne measurements

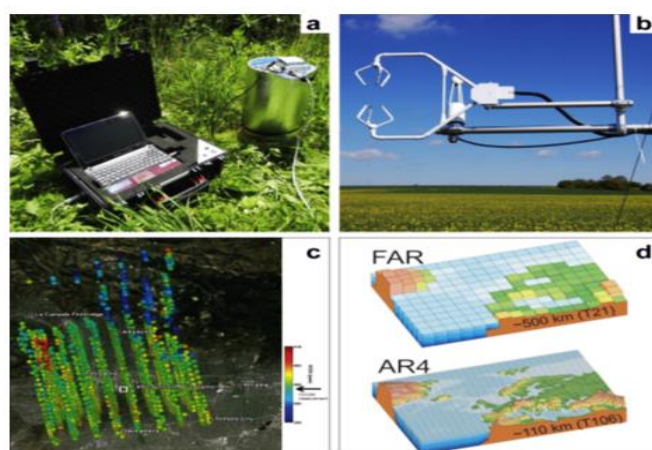
¹-Chamber Techniques

²-Micrometeorological Methods

³-Spaceborne measurements

روزانه، نیتریفیکاسیون، تصعید آمونیاک، تولید CO₂ (تنفس ریشه و میکروبی خاک)، جذب نیتروژن توسط گیاهان و رشد گیاه است (لی و همکاران، ۱۹۹۴). این شبیه‌ساز اغلب برای محاسبه انتشار گازهای گلخانه‌ای از خاک‌ها به‌ویژه اراضی کشاورزی استفاده می‌گردد (جو و همکاران، ۲۰۱۴). شاخص‌های اقلیمی و خاک (بافت خاک، واکنش شیمیایی، جرم مخصوص ظاهری، کربن آلی) و همین‌طور نوع پوشش گیاهی و عملیات مدیریتی (شخم، مصرف کودهای شیمیایی، محصول دانه) به‌عنوان شاخص‌های ورودی مهم آن هستند (آبدالا و همکاران، ۲۰۰۹b).

گازهای گلخانه‌ای از خاک‌ها برای شناسایی این اندازه‌گیری‌ها و محاسبه بودجه‌های جهانی ضروری است. علاوه بر مدل‌ها یا شبیه‌سازهای تجربی (فرایبائور و کالچمت، ۲۰۰۳)، شبیه‌سازهای فرآیندی نیز وجود دارند که شامل فرآیندهای فیزیکی و شیمیایی هستند و برای فرآیندسازی داده‌های بدست آمده از مزرعه استفاده می‌گردند (پاتی و همکاران، ۲۰۰۳). این روش‌ها ممکن است مقیاس‌های محلی تا جهانی را پوشش دهد (شکل ۴d). یک شبیه‌ساز فرآیندی که به‌طور وسیعی استفاده می‌گردد مدل نیتروژن-زدایی-تجزیه^۱ است که شامل چهار زیرمدل است (لی و همکاران، ۱۹۹۲). این شبیه‌ساز قابلیت شبیه‌سازی تجزیه



شکل ۴- نمایشی از روش‌های موجود جهت اندازه‌گیری گازهای گلخانه‌ای. (a) سیستم اتاقک بسته؛ (b) eddy covariance؛ (c) سنجش‌ازدور؛ (d) مدل‌سازی عددی (عورتل و همکاران، ۲۰۱۶)

اتمسفری بازیافت گردد. هر اقدامی که باعث افزایش ورود کربن فتوسنتزی به خاک و یا باعث کند کردن هدر رفت کربن ذخیره شده، از طریق تنفس یا آتش زدن، شود منجر به افزایش کربن ذخیره شده در خاک و در نتیجه ایجاد مخزن کربن می‌گردد. بهبود روش‌های زراعی، با افزایش محصول و بقایای حاوی کربن، منجر به افزایش ذخیره کربن می‌شود (فولت، ۲۰۰۱). به‌طور مثال، عملیاتی همچون استفاده از ارقام گیاهی اصلاح‌شده، افزایش تناوب محصول و به‌ویژه استفاده از محصولات چندساله و اجتناب یا کاهش استفاده از اراضی به‌صورت بایر و آیش، منجر به افزایش کربن خاک

مدیریت خاک برای کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای

مدیریت خاک برای کاهش انتشار دی‌اکسید کربن از خاک

کربن موجود در اتمسفر (تقریباً ۸۳۰ پتاگرم) و ۲۴۰ برابر مقدار انتشار سالانه سوخت فسیلی (تقریباً ۱۰ پتاگرم) است (سیایس و همکاران، ۲۰۱۳)؛ بنابراین حتی افزایش اندک مقدار کربن خاک، قابلیت زیادی برای ذخیره کربن دارد (پائوستیان و همکاران، ۲۰۱۶). هدررفت کربن از سامانه‌های کشاورزی بیش از ۵۰ پتاگرم بوده است (لال، ۲۰۰۴a). مقداری از این کربن از دست رفته می‌تواند از طریق مدیریت مناسب و در نتیجه کاهش گازکربنیک

¹- DeNitrification-DeComposition Model (DNDC)

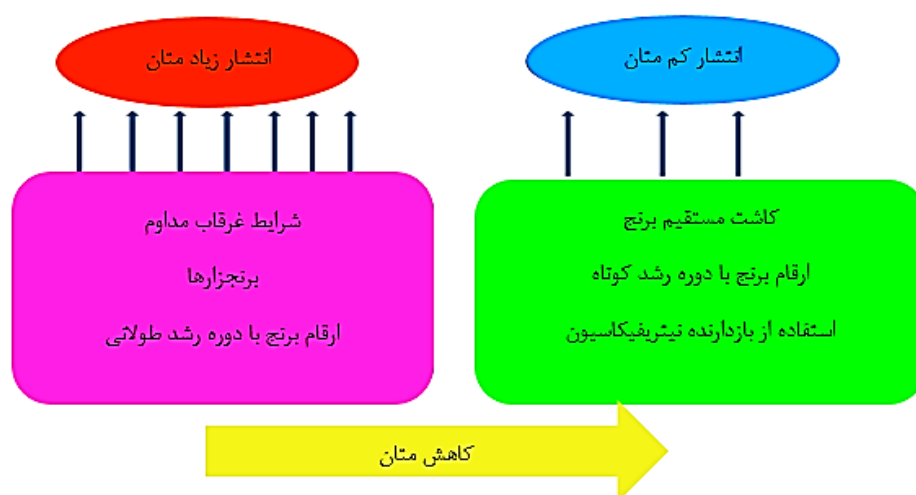
مدیریت خاک برای کاهش انتشار گاز متان

بیش از یک سوم انتشار جهانی گاز متان (۲۰۰) تراگرم در سال) از طریق تخریب میکروبی ترکیبات آلی در خاک‌های تحت شرایط غیرهوازی اتفاق می‌افتد (سیایس و همکاران، ۲۰۱۳). اراضی ماندابی (۲۸۴-۱۷۷ تراگرم در سال) و شالیزارها (۴۰-۳۳ تراگرم در سال)، بزرگ‌ترین منشأ خاکی متان را در سطح جهانی نشان می‌دهند (سیایس و همکاران، ۲۰۱۳). با این وجود، خاک‌های با تهویه خوب به‌عنوان مخزنی برای متان اتمسفری از طریق اکسیداسیون متان (تقریباً ۳۰ تراگرم در سال)، عمل می‌کنند. بیشتر این مخازن در خاک‌های مدیریت نشده و جنگلی است (لیمر و روگر، ۲۰۰۱). عوامل تعیین‌کننده انتشار متان از خاک شامل تهویه، فراهمی سوبسترا، دما و ورودی‌های نیتروژن می‌باشند (سیگرس، ۱۹۹۸)؛ بنابراین مدیریت خاک می‌تواند به‌طور قابل‌توجهی انتشار متان را تغییر دهد. مدیریت شالیزارها روش مناسبی برای کاهش تولید متان است. در شالیزارها تغییر رژیم‌های زهکشی و ترکیب نمودن بقایای آلی می‌تواند در سطح جهانی انتشار متان را حدود ۲۵ درصد (۷/۶ تراگرم در سال) کاهش دهد (اسمیث و همکاران، ۲۰۰۸) اگرچه چرخه‌های تر و خشک شدن خاک‌ها ممکن است تولید N_2O (لینکویست و همکاران، ۲۰۱۵) و معدنی شدن کربن آلی خاک (لیو و همکاران، ۲۰۱۳) را افزایش دهد.

استفاده از ارقام محصول با کیفیت زیاد به‌طور فزاینده‌ای منجر به کاهش انتشار متان می‌گردد (سورتون و همکاران، ۲۰۰۰). این رقم‌ها، کارایی بیشتری برای فتوسنتز دارند و مقدار زیادتری از کربن تثبیت شده را به تولید زیست‌توده اختصاص می‌دهند و مقدار کمتری کربن برای متانوتروف‌ها به ریزوسفر انتقال می‌یابد. مدیریت بقایای گیاهی همچنین بر انتشار متان در شالیزارها اثرگذار است. تجزیه بقایای گیاهی قبل از غرقاب شدن، از طریق خاک-ورزی یا کمپوست کردن، می‌تواند به‌طور قابل‌توجهی انتشار متان را بعد از غرقاب شدن کاهش دهد (واسمن و همکاران، ۱۹۹۳). مدیریت کوددهی در شالیزارها نیز بر

می‌شود (فریبائور و همکاران، ۲۰۰۴). بسیاری از مطالعات در سراسر جهان نشان داده‌اند که مقادیر قابل‌توجهی از کربن خاک می‌تواند به این روش و از طریق دامنه‌ای از عملیات متناسب با شرایط محلی ذخیره گردد (لال، ۲۰۰۴a). مقادیر قابل‌توجهی از کربن گیاهان پوششی همچنین می‌تواند در سامانه‌های جنگلی و یا دیگر کشت‌زارهای چندساله در اراضی کشاورزی ذخیره گردد (آلبریچ و کندجی، ۲۰۰۳). روش مطلوب دیگر استفاده از محصولات پوششی است که پوشش گیاهی موقتی را بین محصولات و فصول کشاورزی فراهم می‌کنند و قابلیت افزودن کربن به خاک‌ها را دارند (سیسوردا و همکاران، ۲۰۱۱). همچنین، افزودن بیشتر عناصر غذایی می‌تواند کربن خاک را افزایش دهد (آلوارز، ۲۰۰۵) اما مزایای کود نیتروژن می‌تواند با انتشار بیشتر N_2O از خاک‌ها و CO_2 از ساخت کودها جبران گردد (گریگوریچ و همکاران، ۲۰۰۵). روش دیگر کاهش تجزیه بقایای آلی خاک، به‌کارگیری شیوه مدیریت خاک‌ورزی است. روش‌های خاک‌ورزی حفاظتی از قبیل بی‌خاک-ورزی، کم‌خاک‌ورزی و خاک‌ورزی نواری نیز از روش‌های خیلی مؤثر برای توقف کربن در بیشتر خاک‌ها می‌باشند (کاست، ۲۰۱۱). از آنجایی که بهم‌خوردگی خاک باعث تحریک هدررفت کربن خاک از طریق افزایش تجزیه و فرسایش می‌گردد، کشاورزی با استفاده از شیوه کم‌خاک-ورزی یا بی‌خاک‌ورزی منجر به افزایش کربن خاک می‌شود، اگرچه ممکن است همیشه این‌طور نباشد (عوگله و همکاران، ۲۰۰۵). تغییر عملیات مدیریت بقایای گیاهی می‌تواند منجر به تغییر محیط خاک همچون انتشار گازهای گلخانه‌ای گردد (اسمیث و همکاران، ۲۰۰۷). سامانه‌های زراعی که منجر به نگهداری بقایای محصول می‌شوند، تمایل به افزایش کربن خاک را دارند، زیرا این بقایا تقویت‌کننده ماده آلی خاک هستند که ذخیره اصلی کربن در خاک است. اجتناب از سوزاندن بقایا همچنین باعث جلوگیری از انتشار گازهای گلخانه‌ای ناشی از سوختن می‌گردد (سری و همکاران، ۲۰۰۴).

می‌تواند انتشار متان را به‌وسیله کاهش پتانسیل اکسیداسیون-احیایی خاک و تحریک اکسیداسیون متان کاهش دهد (حسین و همکاران، ۲۰۱۵). علی و همکاران (۲۰۰۸) گزارش کردند که کاربرد ۳۰ کیلوگرم پتاسیم در هکتار می‌تواند انتشار متان را ۴۹ درصد در مقایسه با عدم کاربرد پتاسیم کاهش دهد. مواد آلی مانند بیوجار می‌تواند انتشار متان در شالیزارها را در مقایسه با کاربرد کود حیوانی کاهش دهد (پانندی و همکاران، ۲۰۱۴). شکل ۵ روش‌های گوناگون افزایش و کاهش انتشار متان در شالیزارها را نشان می‌دهد.



شکل ۵- روش‌های انتشار متان از شالیزارها (کالیپان و همکاران، ۲۰۱۹)

ندارد، ممانعت از انتشار آن به‌وسیله تضعیف یا کاهش منشأهای شناخته‌شده انتشار، از طریق تغییر عوامل زیست‌محیطی مؤثر بر تولید N_2O (نیتروژن خاک، اکسیژن و کربن)، یا به‌وسیله روش بیوشیمیایی ممانعت از مسیرهای تبدیل با استفاده از افزودنی‌های خاک امکان‌پذیر است. برای مثال استفاده از افزودنی‌های تجاری از قبیل نیتراپیرین و دی سیانامید) که اکسیداسیون آمونیوم را کند می‌کنند، باعث جلوگیری از فرآیند نیتروژن‌فیکاسیون، به‌عنوان یکی از فرآیندهای تولید N_2O می‌گردد. آزمایش‌های مزرعه‌ای پیشنهاد می‌کند که بازدارنده‌ها می‌توانند انتشارات N_2O را تا بیش از ۴۰ درصد در بعضی از خاک‌ها کاهش دهند،

انتشار متان نیز اثرگذار است. دونگ و همکاران (۲۰۱۱) گزارش کردند که ۵۰ درصد کاهش انتشار متان به‌وسیله مدیریت مناسب نیتروژن در شالیزارها امکان‌پذیر است. کودهای شیمیایی نیتروژنه آمونیومی قابلیت کاهش انتشار متان را نسبت به اوره دارا هستند (دونگ و همکاران، ۲۰۱۸a). علی و همکاران (۲۰۱۲) گزارش کردند که کاربرد سولفات آمونیوم در شالیزارها انتشار متان را ۲۳ درصد کاهش می‌دهد همچنین این مقدار کاهش به‌وسیله سورتون و همکاران (۲۰۰۰) ۳۶-۲۵ درصد گزارش شده است. کاهش انتشار متان همچنین به‌وسیله پژوهشگران در نتیجه کاربرد نیترات آمونیوم گزارش شده است. کاربرد پتاسیم

مدیریت خاک برای کاهش انتشار نیتروز اکساید

خاک‌های تحت کشت، N_2O بیشتری را نسبت به منابع مصنوعی به اتمسفر انتشار می‌دهند (اسمیث و همکاران، ۲۰۱۴). انتشار مصنوعی این گاز در سطح جهانی ۴/۲ تراگرم و انتشار این اراضی ۸/۱ تراگرم N_2O-N در سال است. کاهش این قسمت از انتشار نشان‌دهنده فرصت کاهش قابل توجه است. علاوه بر این، مدیریت بهتر نیتروژن برای کاهش انتشار گاز، دیگر مشکلات زیست‌محیطی از قبیل آلودگی نیتراتی آب‌های سطحی و زیرزمینی ایجادشده به‌وسیله نیتروژن فعال اضافی در سامانه‌های زراعی را نیز مرتفع می‌سازد. چون گاز N_2O مخزن خشکی قابل توجهی

بودن کربن آلی پویای خاک است که به‌عنوان منبع انرژی و کربن برای دنیتریفیکاتورهای هتروتروفی عمل می‌کند، بنابراین مدیریت مناسب بقایای گیاهی به‌عنوان منبعی از کربن آلی خاک می‌تواند در کاهش انتشار گاز نیتروژن اکساید مؤثر باشد. افزودن بقایای گیاهی با نسبت C/N زیاد می‌تواند باعث کم شدن نیتروژن و کاهش انتشار نیتروژن اکساید گردد. علاوه بر این، افزودن بقایا، بازیابی کربن میکروبی و تشکیل شرایط احیایی در خاک را شدت بخشیده و منجر به احیای N_2O به N_2 گردد (چن و همکاران، ۲۰۱۷). از طرفی، ورودی‌های نیتروژن از طریق بقایای گیاهی نیاز به نیتروژن از طریق کودهای شیمیایی سنتزی نیتروژنه، به‌عنوان منبع اصلی انتشار نیتروژن اکساید در کشاورزی را کاهش می‌دهد (میر و ثوربورن، ۲۰۱۶). این در حالی است که برداشت بقایا می‌تواند باعث افزایش دمای خاک شده و فعالیت میکروبی و معدنی شدن نیتروژن را تحریک کند و منجر به انتشار N_2O بیشتر از خاک شود (موسیر و همکاران، ۲۰۰۲).

نتیجه‌گیری و پیشنهادها

امروزه مباحث بوم‌شناختی و زیست‌محیطی از قبیل انتشار گازهای گلخانه‌ای و تغییر اقلیم از اهمیت ویژه‌ای برخوردارند. گازهای گلخانه‌ای اصلی شامل دی‌اکسید کربن، متان و نیتروژن اکساید می‌باشند. فعالیت‌های کشاورزی یکی از بخش‌هایی است که با وجود این که منجر به انتشار گازهای گلخانه‌ای می‌شوند، قابلیت ذخیره‌سازی این گازها را نیز دارا می‌باشند؛ بنابراین شناخت گازهای گلخانه‌ای و عوامل مؤثر بر تولید و انتشار آن‌ها، به‌منظور اعمال روش‌های مدیریتی مطلوب جهت کاهش انتشار این گازها از بخش کشاورزی ضروری است. در این مقاله موارد لازم در مورد گازهای گلخانه‌ای از قبیل معرفی و عوامل مؤثر بر انتشار آن‌ها، فرآیندهای مربوط به تشکیل گازهای گلخانه‌ای، منشأ و مخازن آن‌ها و همچنین روش‌های اندازه‌گیری گازهای گلخانه‌ای بیان شده است. روش‌های مدیریت پایدار خاک به‌منظور کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای نیز به

اگرچه خاک‌های دیگر کاهش اندکی را نشان می‌دهند (آکیاما و همکاران، ۲۰۱۰). مدیریت خاک‌ورزی و آب می‌تواند از طریق تغییر محیط خاک، بر انتشار N_2O اثرگذار باشد (وان کیسل و همکاران، ۲۰۱۳). روش‌های دیگر برای کاهش انتشار N_2O از خاک‌های قابل کشت، مدیریت دقیق نیتروژن به‌منظور حفظ تولید پایدار محصول و کاهش نیتروژن اضافی استفاده نشده به‌وسیله محصولات است. به‌طورمعمول محصولات کوددهی شده کمتر از ۵۰ درصد نیتروژن اضافه شده را استفاده می‌کنند و باقیمانده کود مستعد هدر رفت است. محافظت از نیتروژن از طریق روش‌های زیر امکان‌پذیر است:

۱) هماهنگ نمودن زمان کاربرد نیتروژن با نیاز محصولات در مراحل گوناگون رشد، با استفاده از شبیه‌سازی کمی و آماری پیشرفته.

۲) مصرف کودهای شیمیایی در مقادیر گوناگون در مزرعه بر اساس الگوی طبیعی حاصلخیزی خاک، یا قرار دادن آن‌ها در منطقه ریشه به‌جای پخش سطحی آن.

۳) کاربرد کودهای شیمیایی در زمان نیاز محصول مانند چند هفته بعد از کاشت یا افزودن آن از قبل به‌صورت کودهای پوشش‌دار کُندرها به‌منظور تأخیر در حلالیت آن‌ها (روبرتسون و ویتوسک، ۲۰۰۹).

گنجاندن محصولات لگوم در تناوب زراعی (وست و پست، ۲۰۰۲) یک راهکار مناسب برای مصرف کمتر کودهای شیمیایی و کاهش انتشار گاز N_2O است (روچیتی و جانزن، ۲۰۰۵). روش‌های خاک‌ورزی حفاظتی، از جمله کم‌خاک‌ورزی و بی‌خاک‌ورزی، می‌تواند بر انتشار N_2O اثرگذار باشند؛ اما این اثرات در سطح جهانی به‌خوبی مطالعه نشده است (هلگاسون و همکاران، ۲۰۰۵). اثرات بی‌خاک‌ورزی بر انتشار N_2O ممکن است بستگی به شرایط اقلیمی و خاک داشته باشد. در بعضی نواحی کم‌خاک‌ورزی باعث افزایش انتشار N_2O می‌شود؛ درحالی‌که در مناطق دیگر این روش ممکن است انتشار را کاهش دهد یا اثر چندانی نداشته باشد (مارلند و همکاران، ۲۰۰۱). یکی از عوامل مهم تنظیم‌کننده انتشار نیتروژن اکساید، در دسترس

زمینه اثرات چشمگیری داشته باشند. این اقدامات، به‌عنوان اجزای مدیریت پایدار خاک، علاوه بر کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای و گرمایش جهانی و بهبود شرایط زیست‌محیطی، باعث حفظ و ارتقاء کیفیت خاک، افزایش تولید محصول، تقویت بنیه اقتصادی و معیشتی کشاورزان و فراهم نمودن شرایط لازم برای استقرار کشاورزی پایدار می‌گردد.

سپاسگزاری: بدین‌وسیله از حمایت‌های مالی صندوق حمایت از پژوهشگران و فناوران کشور سپاسگزاری می‌گردد.

تفکیک آورده شده است. بر اساس تجربیات جهانی و نتایج مطالعات صورت گرفته، کاربری صحیح و اصولی اراضی در عرصه‌های کشاورزی و منابع طبیعی و اقداماتی از قبیل کاهش شخم و انتخاب روش‌های خاک‌ورزی متناسب با شرایط اقلیم و خاک، مدیریت مناسب بقایای گیاهی، رعایت تناوب محصول و استقرار سامانه‌های زراعی شایسته، مدیریت بهینه رطوبت و تنظیم شرایط زهکشی خاک اهمیت ویژه‌ای در کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای دارد. از طرفی، افزایش مصرف کودهای دامی و مواد آلی، مصرف بهینه و متوازن کودهای شیمیایی، بهینه‌سازی واکنش شیمیایی خاک، استفاده از مواد اصلاح‌کننده از قبیل بازدارنده‌های نیتریفیکاسیون و غیره نیز می‌توانند در این

فهرست منابع

۱. احمدی، ک.، عبادزاده، ح.ر.، حاتمی، ف.، عبدشاه، ه.، کاظمیان، آ. ۱۳۹۹. آمارنامه کشاورزی سال زراعی ۹۸-۱۳۹۷. وزارت جهاد کشاورزی، معاونت برنامه‌ریزی و اقتصادی، مرکز فناوری اطلاعات و ارتباطات، جلد اول، محصولات زراعی. ص ۷.
۲. عبادزاده، ح.ر.، احمدی، ک.، محمد نیا افروزی، ش.، عباس طاقانی، ر.، عباسی، م.، یاری، ش. ۱۳۹۹. آمارنامه کشاورزی سال زراعی ۱۳۹۸. وزارت جهاد کشاورزی، معاونت برنامه‌ریزی و اقتصادی، مرکز فناوری اطلاعات و ارتباطات، جلد دوم، ص ۱۷۵.
3. Abdalla, M., Wattenbach, M., Smith, P., Ambus, P., Jones, M., and M. Williams. 2009. Application of the DNDC model to predict emissions of N₂O from Irish agriculture. *Geoderma*. 151(3-4): 327-337.
4. Akiyama, H., Yan, X., and K. Yagi. 2010. Evaluation of effectiveness of enhanced-efficiency fertilizers as mitigation options for N₂O and NO emissions from agricultural soils: meta-analysis. *Global Change Biology*. 16(6): 1837-1846.
5. Ali, M. A., Farouque, M. G., Haque, M., and A. ul Kabir. 2012. Influence of soil amendments on mitigating methane emissions and sustaining rice productivity in paddy soil ecosystems of Bangladesh. *Journal of Environmental Science and Natural Resources*. 5(1): 179-185.
6. Ali, M. A., Oh, J. H., and P. J. Kim. 2008. Evaluation of silicate iron slag amendment on reducing methane emission from flood water rice farming. *Agriculture, ecosystems and environment*. 128(1-2): 21-26.
7. Alvarez, R. 2005. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage. *Soil Use and Management*. 21(1), 38-52.
8. D'Amelio, M. T. S., Gatti, L. V., Miller, J. B., and P. Tans. 2009. Regional N₂O fluxes in Amazonia derived from aircraft vertical profiles. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 9(22): 8785-8797.
9. Baggs, E. M. 2008. A review of stable isotope techniques for N₂O source partitioning in soils: recent progress, remaining challenges and future considerations. *Rapid Communications in Mass Spectrometry: An International Journal Devoted to the Rapid Dissemination of Up-to-the-Minute Research in Mass Spectrometry*. 22(11): 1664-1672.

10. Benbi, D. K., Toor, A. S., and S. Kumar. 2012. Management of organic amendments in rice-wheat cropping system determines the pool where carbon is sequestered. *Plant and Soil*. 360(1-2):145-162.
11. Butterbach-Bahl, K., Baggs, E. M., Dannenmann, M., Kiese, R., and S. Zechmeister-Boltenstern. 2013. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 368(1621): 20130122.
12. Butterbach-Bahl, K., Diaz-Pines, E., and M. Dannenmann. 2012. Soil trace gas emissions and climate change. *Global environmental change*. Springer Verlag, Berlin.
13. Butterbach-Bahl, K., Kesik, M., Miehle, P., Papen, H., and C. Li. 2004. Quantifying the regional source strength of N-trace gases across agricultural and forest ecosystems with process based models. *Plant and Soil*. 260(1-2): 311-329.
14. CAST, 2011. Carbon sequestration and greenhouse gas fluxes in agriculture: Challenges and opportunities. Task Force Report No.142. Ames, IA: Council for Agricultural Science and Technology.
15. Cerri, C. C., Bernoux, M., Cerri, C. E. P., and C. Feller. 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in South America: the case of Brazil. *Soil Use and Management*. 20(2): 248-254.
16. Chapuis-Lardy, L. Y. D. I. E., Wrage, N., Metay, A., CHOTTE, J. L., and M. Bernoux. 2007. Soils, a sink for N₂O? A review. *Global Change Biology*. 13(1): 1-17.
17. Chen, Z., Wang, H., Liu, X., Zhao, X., Lu, D., Zhou, J., and C. Li. 2017). Changes in soil microbial community and organic carbon fractions under short-term straw return in a rice-wheat cropping system. *Soil and Tillage Research*. 165: 121-127.
18. Christiansen, J. R., Korhonen, J. F., Juszczak, R., Giebels, M., and M. Pihlatie. 2011. Assessing the effects of chamber placement, manual sampling and headspace mixing on CH₄ fluxes in a laboratory experiment. *Plant and soil*. 343(1-2): 171-185.
19. Ciais, P., Sabine, C., Bala, G., Bopp, L., Brovkin, V., Canadell, J., and C. Jones. 2014. Carbon and other biogeochemical cycles. In *Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 465-570). Cambridge University Press.
20. Cicerone, R. J., and R. S. Oremland. 1988. Biogeochemical aspects of atmospheric methane. *Global biogeochemical cycles*. 2(4): 299-327.
21. Corton, T. M., Bajita, J. B., Grospe, F. S., Pamplona, R. R., Assis, C. A., Wassmann, R., ... and L. V. Buendia. 2000. Methane emission from irrigated and intensively managed rice fields in Central Luzon (Philippines). *Nutrient cycling in Agroecosystems*. 58(1-3): 37-53.
22. Dong, H., Yao, Z., Zheng, X., Mei, B., Xie, B., Wang, R. and J. Zhu. 2011. Effect of ammonium-based, non-sulfate fertilizers on CH₄ emissions from a paddy field with a typical Chinese water management regime. *Atmospheric Environment*. 45(5): 1095-1101.
23. Follett, R. F. 2001. Organic carbon pools in grazing land soils (pp. 65-86). Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
24. Forbrich, I., Kutzbach, L., Hormann, A., and M. Wilmking. 2010. A comparison of linear and exponential regression for estimating diffusive CH₄ fluxes by closed-chambers in peatlands. *Soil Biology and Biochemistry*. 42(3): 507-515.
25. Freibauer, A., and M. Kaltschmitt. 2003. Controls and models for estimating direct nitrous oxide emissions from temperate and sub-boreal agricultural mineral soils in Europe. *Biogeochemistry*. 63(1): 93-115.
26. Doolittle, J. A., Jenkinson, B., Hopkins, D., Ulmer, M., and W. Tuttle. 2006. Hydrogeological investigations with ground-penetrating radar (GPR): Estimating water-table depths and local ground-water flow pattern in areas of coarse-textured soils. *Geoderma*. 131(3-4): 317-329.
27. Galloway, J. N., Townsend, A. R., Erisman, J. W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J. R., and M. A. Sutton. 2008. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science*. 320(5878): 889-892.
28. Gambrell, R. P. 1978. Chemical and microbiological properties of anaerobic soils and sediments. *Plant Life in Anaerobic Environment*.

29. Garnett, T., Appleby, M. C., Balmford, A., Bateman, I. J., Benton, T. G., Bloomer, P., and M. Herrero, 2013. Sustainable intensification in agriculture: premises and policies. *Science*. 341(6141): 33-34.
30. Gregorich, E. G., Rochette, P., and VandenBygaart, A. and D. A. Angers. 2005. Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in eastern Canada. *Soil and Tillage Research*. 83(1): 53-72.
31. Gritsch, C., Egger, F., Zehetner, F., and S. Zechmeister-Boltenstern. 2016. The effect of temperature and moisture on trace gas emissions from deciduous and coniferous leaf litter. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*. 121(5): 1339-1351.
32. GU, J., Loustau, D., Hénault, C., Rochette, P., Cellier, P., Nicoullaud, B., and G. Richard. 2014. Modeling nitrous oxide emissions from tile-drained winter wheat fields in Central France. *Nutrient cycling in agroecosystems*. 98(1): 27-40.
33. Hanson, P. J., Edwards, N. T., Garten, C. T., and J. A. Andrews. 2000. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: a review of methods and observations. *Biogeochemistry*. 48(1): 115-146.
34. Helgason, B. L., Janzen, H. H., Chantigny, M. H., Drury, C. F., Ellert, B. H., Gregorich, E. G., ... and C. Wagner-Riddle. 2005. toward improved coefficients for predicting direct N₂O emissions from soil in Canadian agroecosystems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 72(1): 87-99.
35. Hoëgberg, P., Nordgren, A., Buchmann, N., Taylor, A. F., Ekblad, A., Hoëgberg, M. N., and D. J. Read. 2001. Large-scale forest girdling shows that current photosynthesis drives soil respiration. *Nature*. 411(6839): 789-792.
36. Hussain S, Peng S, Fahad S, Khaliq A, Hunag J, Ciu K, and L. Nie. 2015. Rice management interventions to mitigate greenhouse gas emission: a review. *Environmental Science and Pollution Research*. 22:3342–3360.
37. IPCC. 2007. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, ed. S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt et al. Cambridge and New York: Cambridge University Press.
38. IPCC. 2013. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, ed. TF Stocker, D. Qin, and G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung et al. 3–29. Cambridge and New York: Cambridge University Press.
39. IPCC. 2014. Impacts, Adaptation and Vulnerability: Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, ed. V.R. Barros, C.B. Field, D.J. Dokken, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, T.E. Bilir et al. Cambridge and New York: Cambridge University Press.
40. IPCC SAR WG3. 1996. Economic and social dimensions of climate change. Contribution of Working Group III to the second assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Bruce JP, Lee H, Haites EF (eds)). Cambridge University Press.
41. Kaliappan, S. B., Gunasekaran, Y., Smyrna, R., and R. S. Meena. 2019. Soil and Environmental Management. In *Sustainable Management of Soil and Environment* (pp. 1-27). Springer, Singapore.
42. Lal, R. 2004. Climate change and food security soil carbon sequestration impacts. *Science*. 304: 1623.
43. Launiainen, S., Rinne, J., Pumpanen, J., Kulmala, L., Kolari, P., Keronen, P., and T. Vesala. 2005. Eddy covariance measurements of CO₂. *Boreal Environment Research*. 10: 569-588.
44. Le Mer, J., and P. Roger. 2001. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. *European journal of soil biology*. 37(1): 25-50.
45. Le Quéré, C., Andrew, R., Canadell, J. G., Sitch, S., Korsbakken, J. I., Peters, G. P., and R. F. Keeling. 2016. Global carbon budget 2016.
46. Li, C., Aber, J., Stange, F., Butterbach-Bahl, K., and H. Papen. 2000. A process-oriented model of N₂O and NO emissions from forest soils: 1. Model development. *Journal of Geophysical Research*. 105: 4369–4384.

47. Li, C., Frolking, S. and T.A. Frolking. 1992. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 1. model structure and sensitivity. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. 97(D9), 9759-9776.
48. Li, C., Frolking, S., and R. Harriss. 1994. Modeling carbon biogeochemistry in agricultural soils. *Global biogeochemical cycles*. 8(3): 237-254.
49. Liu, Y., Wan, K. Y., Tao, Y., Li, Z. G., Zhang, G. S., Li, S. L., and F.Chen. 2013. Carbon dioxide flux from rice paddy soils in central China: effects of intermittent flooding and draining cycles. *Plos one*. 8(2): e56562.
50. Ludwig, J., Meixner, F. X., Vogel, B., and J. Förstner. 2001. Soil-air exchange of nitric oxide: An overview of processes, environmental factors, and modeling studies. *Biogeochemistry*. 52(3): 225-257.
51. Marland, G., McCarl, B. A., and U. Schneider. 2001. Soil carbon: policy and economics. *Climatic Change*. 51(1): 101-117.
52. Meena, H., Meena, R. S., Lal, R., Yadav, G. S., Mitran, T., Layek, J., and T. Verma. 2018. Response of sowing dates and bio regulators on yield of clusterbean under current climate in alley cropping system in eastern UP, India. *Legume Research-An International Journal*. 41(4): 563-571.
53. Meena, R. S., Gogoi, N., and S. Kumar. 2017. Alarming issues on agricultural crop production and environmental stresses.
54. Meena, R. S., Vijayakumar, V., Yadav, G. S., and T. Mitran. 2018a. Response and interaction of *Bradyrhizobium japonicum* and arbuscular mycorrhizal fungi in the soybean rhizosphere. *Plant Growth Regulation*. 84(2): 207-223.
55. Meier, E. A., and P. J. Thorburn. 2016. Long term sugarcane crop residue retention offers limited potential to reduce nitrogen fertilizer rates in Australian wet tropical environments. *Frontiers in plant science*. 7: 1017.
56. Mitchell, J. P., Reicosky, D. C., Kueneman, E. A., Fisher, J., and D. Beck, 2019. Conservation agriculture systems. *CAB Reviews*. 14(001): 1-25.
57. Mosier, A. R., Doran, J. W., and J. R. Freney. 2002. Managing soil denitrification. *Journal of soil and water conservation*. 57(6): 505-512.
58. Myklebust, M. C., Hipps, L. E., and R. J. Ryel. 2008. Comparison of eddy covariance, chamber, and gradient methods of measuring soil CO₂ efflux in an annual semi-arid grass, *Bromus tectorum*. *Agricultural and forest meteorology*. 148(11): 1894-1907.
59. Nicolini, G., Castaldi, S., Fratini, G., and R. Valentini. 2013. A literature overview of micrometeorological CH₄ and N₂O flux measurements in terrestrial ecosystems. *Atmospheric Environment*. 81:311-319.
60. Oertel, C., Matschullat, J., Zurba, K., Zimmermann, F., and S. Erasmi. 2016. Greenhouse gas emissions from soils—A review. *Geochemistry*. 76(3): 327-352.
61. Ogle, S. M., Breidt, F. J., and K. Paustian. 2005. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochemistry*. 72(1): 87-121.
62. Pandey, D. K., Malik, T., Dey, A., Singh, J., and R. M. Banik. 2014. Improved growth and colchicine concentration in *gloriosa superba* on mycorrhizal inoculation supplemented with phosphorus-fertilizer. *African Journal of Traditional, Complementary and Alternative Medicines*. 11(2): 439-446.
63. Pathak, H. 2015. Greenhouse gas emission from Indian agriculture: trends, drivers and mitigation strategies. *Proceedings of the Indian National Science Academy*. 81(5): 1133-1149.
64. Pattey, E., Edwards, G. C., Desjardins, R. L., Pennock, D. J., Smith, W., Grant, B., and J. I. MacPherson. 2007. Tools for quantifying N₂O emissions from agroecosystems. *Agricultural and Forest Meteorology*. 142 (2-4): 103-119.
65. Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G. P., and P. Smith. 2016. Climate-smart soils. *Nature*, 532(7597):49-57.
66. Pflugmacher, D., Krankina, O. N., Cohen, W. B., Friedl, M. A., Sulla-Menashe, D., Kennedy, R. E., ... and V. Elsakov. 2011. Comparison and assessment of coarse resolution land cover maps for Northern Eurasia. *Remote Sensing of Environment*. 115(12):3539-3553.

67. Pretty, J. N., Morison, J. I., and R. E. Hine. 2003. Reducing food poverty by increasing agricultural sustainability in developing countries. *Agriculture, ecosystems and environment*. 95(1): 217-234.
68. Raich, J. W., and A. Tufekciogul. 2000. Vegetation and soil respiration: correlations and controls. *Biogeochemistry*. 48(1): 71-90.
69. Robertson, G. P., and P. M. Vitousek. 2009. Nitrogen in agriculture: balancing the cost of an essential resource. *Annual review of environment and resources*. 34: 97-125.
70. Robertson, G. P. 1989. Nitrification and denitrification in humid tropical ecosystems: potential controls on nitrogen retention. *Mineral nutrients in tropical forest and savanna ecosystems*. 9: 55-69.
71. Rochette, P., and H. H. Janzen. 2005. towards a revised coefficient for estimating N₂ O emissions from legumes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 73(2-3): 171-179.
72. Saari, A., Martikainen, P. J., Ferm, A., Ruuskanen, J., De Boer, W., Troelstra, S. R., and Laanbroek, H. J. 1997. Methane oxidation in soil profiles of Dutch and Finnish coniferous forests with different soil texture and atmospheric nitrogen deposition. *Soil Biology and Biochemistry*. 29(11-12): 1625-1632.
73. Saunio, M., Jackson, R. B., Bousquet, P., Poulter, B., and J. G. Canadell. 2016. The growing role of methane in anthropogenic climate change. *Environmental Research Letters*. 11(12): 120207.
74. Schauffler, G., Kitzler, B., Schindlbacher, A., Skiba, U., Sutton, M. A., and S. Zechmeister-Boltenstern. 2010. Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: effects of soil moisture and temperature. *European Journal of Soil Science*. 61(5): 683-696.
75. Segers, R. 1998. Methane production and methane consumption: a review of processes underlying wetland methane fluxes. *Biogeochemistry*. 41(1): 23-51.
76. Seneviratne, S., Nicholls, N., Easterling, D., Goodess, C., Kanae, S., Kossin, J., and M. Reichstein. 2012. Changes in climate extremes and their impacts on the natural physical environment.
77. Šimek, M., Hynšt, J., and P. Šimek. 2014. Emissions of CH₄, CO₂, and N₂O from soil at a cattle overwintering area as affected by available C and N. *Applied soil ecology*, 75, 52-62.
78. Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., and B. Scholes. 2007. Policy and technological constraints to implementation of greenhouse gas mitigation options in agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 118(1-4): 6-28.
79. Smith, P., Clark, H., Dong, H., Elsidig, E. A., Haberl, H., Harper, R., and N. H. Ravindranath. 2014. *Agriculture, forestry and other land use (AFOLU)*.
80. Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., and B. Scholes. 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical transactions of the royal Society B: Biological Sciences*. 363(1492): 789-813.
81. Smith, P. 2012. Soils and climate change. *Current opinion in environmental sustainability*. 4(5): 539-544.
82. Sofi, P. A., Baba, Z. A., Hamid, B., and R. S. Meena. 2018. Harnessing soil rhizobacteria for improving drought resilience in legumes. In *Legumes for Soil Health and Sustainable Management* (pp. 235-275). Springer, Singapore.
83. Stehfest, E., and L. Bouwman. 2006. N₂ O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 74(3): 207-228.
84. Syakila, A., and C. Kroeze. 2011. The global nitrous oxide budget revisited. *Greenhouse gas measurement and management*. 1(1): 17-26.
85. Syswerda, S. P., Corbin, A. T., Mokma, D. L., Kravchenko, A. N., and G. P. Robertson. 2011. Agricultural management and soil carbon storage in surface vs. deep layers. *Soil Science Society of America Journal*. 75(1): 92-101.
86. Van Kessel, C., Venterea, R., Six, J., Adviento-Borbe, M. A., Linquist, B., and K. J. van Groenigen. 2013. Climate, duration, and N placement determine N₂O emissions in reduced tillage systems: a meta-analysis. *Global change biology*. 19(1): 33-44.
87. Wassmann, R., Papen, H., and H. Rennenberg. 1993. Methane emission from rice paddies and possible mitigation strategies. *Chemosphere*. 26(1-4): 201-217.

88. West, T. O., and W. M. Post. 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis. *Soil Science Society of America Journal*. 66(6): 1930-1946.
89. Yadav, G. S., Babu, S., Meena, R. S., Debnath, C., Saha, P. O. U. L. A. M. I., Debbaram, C., and M. Datta. 2017. Effects of godawariphosgold and single supper phosphate on groundnut (*Arachis hypogaea*) productivity, phosphorus uptake, phosphorus use efficiency and economics. *Indian Journal of Agricultural Sciences*. 87(9): 1165-1169.
90. Yadav, G. S., Das, A., Lal, R., Babu, S., Meena, R. S., Saha, P., and M. Datta. 2018. Energy budget and carbon footprint in a no-till and mulch based rice–mustard cropping system. *Journal of cleaner production*. 19:144-157.
91. Zechmeister-Boltenstern, S., Díaz-Pinés, E., Spann, C., Hofmann, K., Schneckner, J., and S. Reinsch. 2018. Soil—The Hidden Part of Climate: Microbial Processes Regulating Soil–Atmosphere Exchange of Greenhouse Gases. In *Soil and Climate* (pp. 11-60). CRC Press.

Sustainable soil management and its role in mitigating greenhouse emissions

M. Mirzaei, M. Gorji¹, E. Moghiseh, H. Asadi, and E. Razavy-Toosi

PhD Student, Department of Soil Science and Engineering, Faculty of Agricultural Engineering and Technology, Tehran University. Mirzaei.Morad95@ut.ac.ir

Prof., Department of Soil Science and Engineering, Faculty of Agricultural Engineering and Technology, Tehran University. mgorji@ut.ac.ir

Assistant Prof., Nuclear Agriculture School, Nuclear Science and Technology Research Institute. emoghiseh@aeoi.org.ir

Associate Prof., Department of Soil Science and Engineering, Faculty of Agricultural Engineering and Technology, Tehran University. ho.asadi@ut.ac.ir

Prof., Department of Plant, Soil and Microbial Sciences, Michigan State University, Michigan, USA. ertoosi@gmail.com

Received: November 2020, and Accepted: July 2021

Abstract

Increasing concentrations of greenhouse gases such as carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄), and nitrous oxide (N₂O) in the atmosphere and the consequent climate change have irreversible effects on the environment and human health. Greenhouse gases in the soil are produced by microbial activity, root respiration, chemical decomposition, and heterotrophic respiration of organisms; the carbon flux from the soil in the form of carbon dioxide is caused by respiration and other activities of soil organisms, nitrous oxide is produced by nitrification and denitrification processes, and methane is produced by microbial methanogenesis under anaerobic conditions. This is while various environmental and managerial factors might affect their concentrations in the soil. Proper management of agricultural soils offers a significant potential to reduce greenhouse emissions. For instance, crop rotation, cover crop farming, conservation tillage, crop residues retention, and avoiding plant residue burning or removal serve as appropriate management practices to reduce carbon dioxide emission. Strategies employed to mitigate nitrous oxide emission include better nitrogen management, well-planned application of nitrogen fertilizers only to meet crop requirements in a timely manner, reduced application of nitrogen fertilizers tailored to the different stages of plant growth, using Legume plants in crop rotation, proper crop residue management, use of slow-release fertilizers, and application of nitrification and denitrification inhibitors. Methane emissions may be reduced through drainage of rice paddies to provide adequate ventilation for methane oxidation and tillage or composting to decompose crop residues before flooding.

Keywords: Agriculture, Carbon dioxide, Climate change, Conservative agriculture, Global warming, Methane, Nitrous oxide

¹. Corresponding author: Department of Soil Science and Engineering, Faculty of Agricultural Engineering and Technology, Tehran University.