

The Effect of Waterlogging on Distribution of Different Forms of Zinc in Acidic and Alkaline Soils

HANIYEH FATEHI FALAHATI¹, MARYAM KHALILI RAD^{1*}, AKBAR FORGHANI¹, MAHMOOD FAZELI SANGANI¹

1. Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Guilan, Rasht, Iran.

(Received: Dec. 24, 2020- Revised: Apr. 4, 2021- Accepted: May. 10, 2021)

ABSTRACT

Due to the importance of zinc in rice plant nutrition, the present study was conducted to determine the effect of waterlogging period on the amount of plant available zinc in acidic and alkaline soils separately based on a completely randomized design. Variation in distribution of different forms of zinc before and after waterlogging was also compared. Soils were submerged for a period of 90 days and then the parameters of Eh, pH and plant available zinc were measured at 0, 7, 15, 30, 45 and 90 days after waterlogging. Different forms of zinc were also determined using sequential extraction method. Generally, the amount of plant available zinc decreased in both acidic and alkaline soils during the waterlogging period. Submergence condition led to a significant decrease in soluble + exchangeable and organic forms of zinc, while at the end of the submergence period, the carbonate form of zinc significantly increased in alkaline soil. In both acidic and alkaline soils, no significant changes were observed in the form of zinc bound to manganese oxide, while the amount of zinc bound to amorphous and crystalline iron oxides increased and the amount of residual zinc significantly decreased. In general, the results showed that the concentration of zinc in waterlogged soils is mainly affected by the changes in various forms of iron. Furthermore, plant available forms of zinc decreased in waterlogged condition which can lead to zinc deficiency in rice plants. Hence, it is recommended that the amount of plant available zinc in soil should be managed via soil or foliare application of zinc fertilizers in a way that its decline during waterlogging period has less negative impact on plant yield.

Keywords: Paddy Soil, Plant Available Zinc, Reduction Conditions, Sequential Extraction.

بررسی تأثیر غرقاب بر توزیع فرم‌های مختلف روی در خاک اسیدی و قلیایی

هانیه فاتحی فلاحی^۱، مریم خلیلی راد^{۱*}، اکبر فرقانی^۱، محمود فاضلی سنگانی^۱

۱. گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده علوم کشاورزی، دانشگاه گیلان، رشت، ایران.
(تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۱۰/۴ - تاریخ بازنگری: ۱۴۰۰/۱/۱۵ - تاریخ تصویب: ۱۴۰۰/۲/۲۰)

چکیده

با توجه به اهمیت روی در تغذیه گیاه برنج، پژوهش حاضر به منظور بررسی اثر تیمار زمان غرقاب بر مقدار روی قابل دسترس در قالب طرح کاملاً تصادفی به صورت جداگانه در دو خاک اسیدی و قلیایی انجام شد. تغییر در توزیع فرم‌های مختلف روی نیز قبل و در انتهای دوره غرقاب با یکدیگر مقایسه شد. خاک‌ها به مدت ۹۰ روز غرقاب و سپس در زمان‌های ۰، ۷، ۱۵، ۳۰، ۴۵ و ۹۰ روز پس از غرقاب پارامترهای Eh، pH و روی قابل دسترس گیاه در خاک اندازه‌گیری شد. فرم‌های مختلف روی در خاک نیز با استفاده از روش عصاره‌گیری دنباله‌ای تعیین شد. به طور کلی، در هر دو خاک اسیدی و قلیایی پس از غرقاب، مقدار روی قابل دسترس کاهش یافت. شرایط غرقاب منجر به کاهش معنی‌دار فرم محلول+تبادلی و فرم آلی روی شد درحالی‌که در پایان دوره غرقاب، فرم کربناتی روی در خاک قلیایی به‌طور معنی‌دار افزایش یافت. در هر دو خاک اسیدی و قلیایی تغییرات چندانی در فرم روی متصل به اکسید منگنز مشاهده نشد درحالی‌که مقدار روی متصل به اکسیدهای آهن بی‌شکل و بلوری افزایش و مقدار روی باقی‌مانده کاهش معنی‌دار داشت. به‌طور کلی نتایج نشان داد که غلظت روی در خاک‌های غرقاب تا حد زیادی تحت تأثیر تغییر در فرم‌های مختلف آهن است. علاوه بر این، در شرایط غرقاب فرم‌هایی که قابلیت دسترسی بیشتری برای گیاهان دارند کاهش می‌یابد که این امر می‌تواند منجر به ایجاد شرایط کمبود روی برای گیاه برنج گردد. بنابراین توصیه می‌شود مقدار روی قابل دسترس در خاک، از طریق کاربرد حاکی و یا محلول‌پاشی کودهای حاوی روی به گونه‌ای مدیریت گردد که کاهش آن در طول دوره غرقاب بر عملکرد گیاه اثر منفی نداشته باشد.

واژه‌های کلیدی: خاک شالیزار، روی قابل دسترس گیاه، شرایط احیایی، عصاره‌گیری دنباله‌ای.

مقدمه

روی از عناصر ضروری برای رشد گیاهان، جانوران و انسان‌ها محسوب می‌شود و دارای وظایف فیزیولوژیکی متعددی است. این عنصر در ترکیب ساختاری و یا به‌عنوان کوفاکتور تنظیم‌کننده فعالیت تعداد زیادی از پروتئین‌ها و آنزیم‌های موثر در بسیاری از مسیرها (مانند متابولیسم کربوهیدرات‌ها، بیوسنتز پروتئین‌ها و متابولیسم تنظیم‌کننده‌های رشد) و عملکردهای بیوشیمیایی (مانند حفظ و یکپارچگی غشاهای سلولی، مقاومت در برابر عفونت) مورد نیاز است (Sadeghzadeh & Rengel, 2011). در بین عناصر ضروری مورد نیاز گیاه، کمبود روی بسیار رایج بوده و در مناطق آب و هوایی مختلف جهان مشاهده می‌شود (Hotz & Brown, 2004). بر اساس گزارش سازمان خواربار و کشاورزی (FAO)، حدود ۳۰ درصد از خاک‌های قابل کشت جهان و بیش از ۸۰ درصد از اراضی قابل کشاورزی در ایران دچار کمبود روی هستند (Alloway, 2004; 2008). کمبود این عنصر عمدتاً در خاک‌های آهکی، خاک‌های شنی، خاک‌های پیت و خاک‌های با فسفر بالا مشاهده می‌شود (Alloway, 2004). در ایران نیز کمبود

روی عمدتاً به دلیل فقیر بودن خاک‌ها از کانی‌های حاوی روی، وجود مقادیر زیاد آهن در خاک‌ها، وجود مقادیر زیاد بی‌کربنات در آب آبیاری، تسطیح اراضی، عدم مصرف کودهای حاوی عناصر کم‌مصرف و زیاد بودن فسفر خاک روی می‌دهد (Malakouti & Agha Lotfolahi, 2000).

فرم‌های مختلف روی در خاک عبارت‌اند از: (۱) روی محلول در آب (موجود در محلول خاک و بخش‌های آلی محلول)، (۲) روی جذب سطحی شده و قابل تبادل در سطح کلوئیدها (در ارتباط با ذرات رس، آهن، هیدروکسیدهای آلومینیوم و ترکیبات هیومیک) و (۳) کمپلکس‌های نامحلول روی در فاز جامد (Alloway, 1995). فراهمی روی در خاک تابع توزیع آن میان فرم‌های ذکر شده است. توزیع روی در بین این فرم‌ها از طریق ثابت‌های تعادل واکنش‌هایی که روی در آن‌ها دخیل است مانند رسوب و انحلال، کمپلکس و دکمپلکس شدن و جذب و واجذب کنترل می‌شود (Timsina & Connor, 2001). عواملی مانند مقدار کل روی، pH خاک، ماده آلی، مقدار رس، مقدار کربنات کلسیم، وضعیت ریداکس، غلظت سایر عناصر کمیاب، غلظت عناصر پرمصرف

غرقاب، روی در خاک‌های اسیدی به شکل $Zn(OH)_2$ و در خاک‌های غنی از گوگرد و قلیایی به فرم ZnS رسوب می‌کند (Hafeez *et al.*, 2013). غلظت بالای بی‌کربنات در محلول خاک نیز می‌تواند مانع از رشد ریشه و بروز کمبود روی در گیاه برنج شود (Rose *et al.*, 2011).

توزیع روی در فازهای مختلف خاک به دنبال غرقاب شدن تغییر می‌کند که این امر فراهمی روی را تحت تأثیر قرار می‌دهد. یو و همکاران (Iu *et al.*, 1981) مشاهده کردند که در اثر غرقاب شدن، روی از فرم‌های محلول، تبادل و آلی به فرم‌های جذب سطحی شده و اکسیدی تغییر می‌یابد. این توزیع مجدد باعث می‌شود که روی به فرم‌های با قابلیت استفاده نسبتاً کم در شالیزارها تبدیل شود. پراساد و همکاران (Prasad *et al.*, 1995) تغییر فرم‌های مختلف روی را در خاک‌های شالیزاری بررسی و گزارش کردند که مقدار فرم‌های محلول، تبادل، آلی و روی متصل به سزکوئی اکسیدهای بلوری بر اثر غرقاب شدن، کاهش و در مقابل مقدار فرم متصل به سزکوئی اکسیدهای بی‌شکل افزایش می‌یابد. با توجه به اینکه استان گیلان یکی از قطب‌های مهم کشاورزی ایران است که شالیکاری زراعت عمده آن محسوب می‌شود، شناسایی جنبه‌های مختلف این اراضی به‌ویژه وضعیت عناصر کم‌مصرف مورد نیاز گیاه از جمله روی در طول دوره غرقاب برای مدیریت و بهره‌برداری پایدار از این اراضی ضروری است. از آنجایی که مطالعه تغییرات غلظت روی در طول دوره غرقاب و نیز توزیع آن در اجزای مختلف خاک می‌تواند زمینه را برای درک بهتر رفتار این عنصر و تأمین آن برای گیاه فراهم نماید، پژوهش حاضر به منظور تعیین تأثیر زمان غرقاب بر مقدار روی قابل جذب در دو خاک با اسیدیته متفاوت و نیز تعیین فرم‌های مختلف روی در خاک، قبل و در انتهای دوره غرقاب انجام شد.

مواد و روش‌ها

نمونه‌برداری و تعیین ویژگی‌های خاک

به منظور تعیین توزیع فرم‌های مختلف عنصر روی، یک خاک اسیدی ($49^{\circ} 21' 29'' E$ و $37^{\circ} 07' 10'' N$) و یک خاک قلیایی ($49^{\circ} 52' 24'' E$ و $37^{\circ} 22' 43'' N$) از اراضی شالیزاری استان گیلان انتخاب و نمونه‌برداری از سطح خاک تا عمق ۳۰ سانتی-متری انجام شد. نمونه‌های خاک ابتدا هوا خشک و سپس به آرامی کوبیده شدند و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند. برخی از ویژگی‌های خاک شامل بافت خاک به روش هیدرومتری (Gee and Bauder, 1986)، pH و قابلیت هدایت الکتریکی (EC) در عصاره اشباع، ماده آلی به روش والکلی-بلاک، درصد کربنات کلسیم معادل (CCE) به روش تیتراسیون، ظرفیت تبادل کاتیونی

به‌ویژه فسفر، رژیم‌های رطوبتی و دمایی خاک، توزیع ریشه و اثرات ریزوسفری فراهمی این عنصر برای گیاهان را کنترل می‌نمایند (Alloway, 2008).

کمبود روی در خاک‌های غرقاب بیشتر از خاک‌های خشک رایج است. در شرایط غرقاب بسیاری از جنبه‌های شیمی خاک که بر فراهمی روی تأثیر گذارند، تغییر می‌یابد. این تغییرات عمدتاً از طریق عواملی مانند گوگرد موجود به‌صورت سولفات و سولفید، اکسید و هیدروکسیدهای بی‌شکل آهن و منگنز، ماده آلی، pH و غلظت بی‌کربنات محلول خاک کنترل می‌شود (Du Laing *et al.*, 2009). سولفیدها می‌توانند با تشکیل رسوبات سولفیدی نامحلول در شرایط غرقاب، تحرک عناصری مانند روی را کاهش دهند (De Livera *et al.*, 2011; Du Laing *et al.*, 2007). اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن و منگنز دارای مکان‌های جذبی هستند که عناصری مثل روی را ناپویا می‌نمایند. هر چند این ناپویایی دائمی نبوده و در شرایط بی‌هوازی بسته به وضعیت pH و Eh محیط، روی مجدداً می‌تواند آزاد شود (Du Laing *et al.*, 2009). از سوی دیگر، انحلال اکسیدهای آبدار در خاک‌هایی که به‌صورت دوره‌ای غرقاب می‌شوند منجر به افزایش غلظت یون‌های دو ظرفیتی آهن و منگنز می‌شود که این یون‌ها برای جذب توسط ریشه گیاه با روی رقابت می‌کنند (Alloway, 2008). همچنین تحت شرایط غرقابی کشت برنج، روی ممکن است به رسوبات سزکوئی اکسیدی بی‌شکل یا فرانکلینیت ($ZnFe_2O_4$) تبدیل شود (Sajwan and Lindsay, 1988). افزایش قابلیت دسترسی کلسیم، منیزیم، مس، آهن و فسفر پس از غرقاب طولانی‌مدت فراهمی روی و جذب آن توسط گیاه برنج را کاهش می‌دهد (Alloway, 2008). ماده آلی نیز به‌عنوان یکی دیگر از فاکتورهای موثر بر قابلیت دسترسی روی قادر است برخی از یون‌های فلزی مانند روی را از طریق تشکیل کمپلکس‌های محلول با اسیدهای هیومیک و فولویک، از جذب توسط فاز جامد حفظ کرده و در نتیجه تحرک آن را افزایش دهد (Du *et al.*, 2009). اسیدیته خاک نیز با تأثیرگذاری بر تشکیل کمپلکس‌های فلزی با کربن آلی محلول (DOC) و جذب روی توسط اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن و منگنز، حلالیت روی را تحت تأثیر قرار می‌دهد (Kirk, 2004). همچنین، با افزایش pH، حلالیت و قابلیت دسترسی عناصر دو ظرفیتی مانند روی کاهش می‌یابد. دوتا و همکاران (Dutta *et al.*, 1989) گزارش کردند که پس از غرقاب نمودن خاک‌های اسیدی و ایجاد شرایط احیایی، مس و روی قابل استخراج با DTPA در ۲۶ نمونه خاک شالیزاری مورد مطالعه آن‌ها کاهش یافت که دلیل آن را افزایش pH بیان نمودند. فرم‌های روی در خاک‌های اسیدی و قلیایی متفاوت است و در شرایط

به روش باور اندازه‌گیری شد (Page et al., 1982).

کربناتی، فرم آلی، متصل به اکسیدهای منگنز، متصل به اکسیدهای آهن بی‌شکل، متصل به اکسیدهای آهن بلوری و فرم باقی‌مانده) برای تعیین توزیع فرم‌های مختلف روی در خاک، قبل (شاهد) و در انتهای دوره غرقاب استفاده شد (Singh et al., 1988). فرم باقی‌مانده روی از تفاضل مجموع فرم‌های مختلف روی از مقدار روی کل محاسبه شد. مقدار روی کل نیز با استفاده از روش هضم خاک با اسید (نسبت ۳ به ۱ هیدروکلریک اسید به نیتریک اسید) تعیین شد (Estefan et al., 2013).

تحلیل آماری داده‌ها

این آزمایش در قالب طرح کاملاً تصادفی به صورت جداگانه برای دو خاک اسیدی و قلیایی انجام شد. از آنالیز تجزیه واریانس و آزمون چند دامنه‌ای دانکن ($p < 0.05$) برای بررسی تأثیر زمان غرقاب بر مقدار روی قابل دسترس استفاده شد. آزمون t جفت شده نیز برای مقایسه فرم‌های مختلف روی در انتهای دوره غرقاب نسبت به شاهد مورد استفاده قرار گرفت. برای آنالیز آماری داده‌ها از نرم‌افزار SPSS 22 استفاده شد.

نتایج و بحث

ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه در جدول (۱) نشان داده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود خاک‌های مورد مطالعه به لحاظ pH متفاوت بوده و از خاک‌های غیر شور و دارای بافت لومی (متوسط) می‌باشند. با توجه به اینکه پایین‌ترین حد بحرانی روی در روش استخراج با DTPA در خاک‌های زراعی در محدوده ۱-۰/۷ و برای گیاه برنج ۰/۸۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک می‌باشد (Alloway, 2004)؛ بنابراین در خاک‌های مورد مطالعه مقدار روی قابل دسترس در شروع آزمایش نزدیک به حد بحرانی بود.

تجزیه واریانس پیامد زمان غرقاب بر pH، Eh و روی قابل دسترس در جدول (۲) نشان داده شده است. در هر دو خاک مورد مطالعه تأثیر زمان غرقاب بر تمام فاکتورهای مورد مطالعه معنی‌دار بود.

تعیین مقدار روی قابل دسترس طی دوره غرقاب مقدار سه کیلوگرم خاک خشک توزین و داخل گلدان‌های پلاستیکی (قطر دهانه ۱۵ و ارتفاع ۲۵ سانتی‌متر) ریخته شد. خاک درون گلدان‌های با افزودن آب مقطر به حالت غرقاب در آمد به طوری که ارتفاع آب در سطح خاک به اندازه ۲ سانتی‌متر ثابت و تنظیم شد (Kashem and Singh, 2001) و در این شرایط به مدت سه ماه در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد نگهداری شد. به منظور بررسی تغییرات مقدار روی قابل دسترس، مقداری از خاک اشباع درون گلدان‌ها از عمق صفر تا ۵ سانتی‌متری سطح خاک در زمان‌های ۰، ۷، ۱۵، ۳۰، ۴۵ و ۹۰ روز پس از غرقاب نمونه برداری شد. بخشی از خاک نمونه برداری شده برای تعیین درصد جرمی رطوبت و بخش دیگری از آن برای تعیین مقدار روی قابل دسترس مورد استفاده قرار گرفت (Chen et al., 2016). مقدار روی قابل دسترس با عصاره گیر DTPA استخراج و با استفاده از دستگاه جذب اتمی (Varian 220 FA) قرائت و بر اساس وزن خشک نمونه خاک گزارش شد (Page et al., 1982). همچنین مقدار pH با استفاده از pH متر (Orion model 420A) و پتانسیل اکسید و احیا (Eh) با استفاده از دستگاه Eh متر (model 86505 AZ Instrument) در عمق ۵ سانتی‌متری از سطح خاک به طور مستقیم در گلدان‌ها اندازه‌گیری شد.

تعیین فرم‌های مختلف روی در خاک قبل و بعد از دوره غرقاب فرم‌های مختلف روی در هر یک از خاک‌ها قبل از شروع غرقاب (شاهد) و در انتهای دوره ۹۰ روزه غرقاب با استفاده از روش عصاره گیری دنباله‌ای تعیین و مقایسه شد. این روش شامل کاربرد پی در پی عصاره‌گیرهای شیمیایی است که به یک نمونه‌ی خاک اضافه می‌شوند و اجزای شیمیایی مختلف یک عنصر را به صورت انتخابی حل می‌کنند (Filgueiras et al., 2002). در این پژوهش از یک روش عصاره‌گیری دنباله‌ای ۷ مرحله‌ای (تبادلی + محلول،

جدول ۱- نتایج تجزیه فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه

نوع خاک	pH	*ECe (dS/m)	**CEC (cmolc/kg)	***CCE (%)	مواد آلی (%)	توزیع اندازه ذرات (%)			بافت خاک	روی قابل دسترس (mg/kg)	روی کل (mg/kg)
						رس	سیلت	شن			
قلیایی	۸/۰۰	۰/۳۵	۸/۶۷	۶/۵۰	۱/۳۴	۲۳	۱۹	۵۸	S.C.L	۰/۶۷	۷۹
اسیدی	۵/۳۸	۰/۱۵	۱۹/۶۳	۱/۷۹	۲/۷۰	۲۹	۳۸	۳۳	C.L	۰/۶۱	۷۹

* قابلیت هدایت الکتریکی عصاره اشباع

** ظرفیت تبادل کاتیونی

*** درصد کربنات کلسیم معادل

جدول ۲- پیامد زمان غرقاب بر pH و Eh و روی قابل دسترس

میانگین مربعات			درجه آزادی	منابع تغییرات	نوع خاک
Zn	Eh	pH			
۰/۰۳۴***	۱۰۲۶۷۸/۲۵***	۱/۲۷***	۵	زمان	قلیایی
۰/۱۰۸***	۱۵۷۰۷۹/۸۳***	۰/۲۸۵***			اسیدی

*** بیان‌گر معنی‌داری در سطح آماری ۰/۰۰۱ (p<0.001) است.

تغییرات pH و Eh در طول دوره غرقاب

تغییرات pH در دو خاک اسیدی و قلیایی در طی دوره ۹۰ روزه غرقاب در شکل (۱-الف) نشان داده شده است. در خاک اسیدی میانگین pH بلافاصله پس از غرقاب ۵/۲ بود که با گذشت زمان مقدار آن افزایش و پس از گذشت ۹۰ روز از زمان غرقاب به حدود خنثی (۶/۹) رسید. در خاک قلیایی نیز با گذشت زمان مقدار pH که در شروع دوره غرقاب برابر با ۷/۸ بود کاهش یافت و در پایان دوره غرقاب به حد خنثی (۷/۰۰) رسید. همانطور که در شکل (۱-الف) ملاحظه می‌شود زمان رسیدن pH به حدود خنثی در خاک قلیایی (۳۰ روز پس از غرقاب) کوتاه‌تر از خاک اسیدی (۹۰ روز پس از غرقاب) بود. این تفاوت می‌تواند به کمتر بودن اختلاف pH اولیه خاک قلیایی با pH خنثی (۰/۸ واحد) نسبت به خاک اسیدی (۱/۸ واحد) مرتبط باشد. علاوه بر این با توجه به وجود تفاوت در سایر ویژگی‌های این دو خاک می‌توان انتظار داشت که واکنش‌های کنترل‌کننده pH در خاک اسیدی و قلیایی با یکدیگر متفاوت بوده و دارای سنتیک یکسانی نباشند. به طور کلی به دنبال غرقاب شدن، اکسیژن موجود در خاک به سرعت از طریق تنفس میکروارگانیسم‌های هوازی مصرف شده و به دنبال آن سایر گیرندگان معدنی الکترون مانند NO_3^- ، Fe(III) ، Mn(IV) و SO_4^{2-} برای تنفس میکروبی مورد استفاده قرار می‌گیرند. به این ترتیب به طور همزمان مواد آلی اکسید شده و CO_2 محلول تجمع می‌یابد. در این شرایط pH خاک‌های اسیدی تمایل به افزایش و pH خاک‌های قلیایی تمایل به کاهش پیدا کرده و نهایتاً pH خاک‌های غرقاب به حدود خنثی نزدیک می‌شود. افزایش pH در خاک‌های اسیدی غرقابی عمدتاً ناشی از حضور آهن و منگنز به فرم هیدروکسید در این خاک‌ها و احیای آن‌ها می‌باشد. احیای سولفات و نیترات نیز می‌تواند تأثیر مشابهی را در pH این خاک‌ها ایجاد نماید. این در حالی است که در خاک‌های قلیایی مقدار pH شدیداً به تغییرات فشار دی‌اکسید کربن وابسته است. همچنین وجود کربنات‌های آهن و منگنز می‌تواند pH خاک را به سمت خنثی سوق دهد (Reddy and DeLaune, 2008).

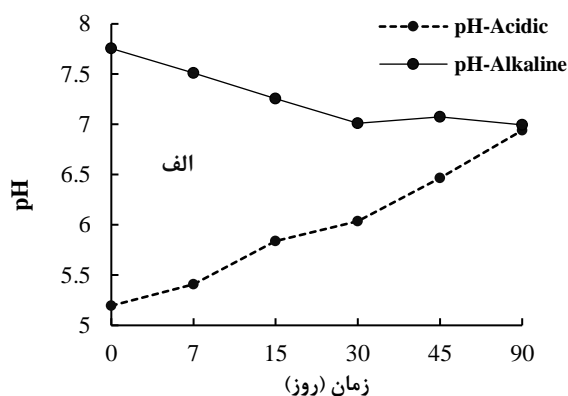
ملاحظه می‌شود، با شروع غرقاب مقدار Eh کاهش پیدا کرد و در پایان دوره ۹۰ روزه غرقاب به مقدار ثابتی رسید. شدت تغییرات Eh در ۳۰ روز ابتدایی پس از شروع غرقاب بیشتر بود و پس از آن در فاصله زمانی بین ۳۰ تا ۹۰ روز با شدت کمتری کاهش یافت و به ترتیب در خاک اسیدی و قلیایی به ۱۵۱- و ۱۷۳- میلی‌ولت رسید. شدت کاهش Eh در خاک قلیایی به‌ویژه در بازه زمانی صفر تا ۱۵ روز پس از غرقاب بیشتر از خاک اسیدی بود. به طوری که نرخ کاهش Eh در این بازه در خاک قلیایی و اسیدی به ترتیب ۳۵ و ۱۹ واحد در روز بود. مطابق با معادله نرنست تغییرات Eh تابعی از pH و نسبت گونه‌های اکسایش و کاهش یافته در محیط می‌باشد (Reddy and DeLaune., 2008). بنابراین تفاوت در روند تغییرات Eh در این دو خاک متأثر از این عوامل بوده و از آنجایی که نوع و مقدار دهندگان و پذیرندگان الکترون و همچنین روند تغییرات pH در این دو خاک متفاوت است، شدت متفاوت تغییرات Eh نیز قابل انتظار است. تغییرات Eh طی چرخه‌های متناوب خشک و غرقاب شدن با تأثیر بر ویژگی‌های شیمیایی اجزای مختلف خاک، گونه‌بندی و سینتیک رهاسازی عناصر غذایی را کنترل می‌نماید (Bostick et al., 2001).

تغییرات روی قابل دسترس در طول دوره غرقاب

تغییرات مقدار روی قابل دسترس در خاک اسیدی و قلیایی در شکل (۲) نشان داده شده است. همانطور که مشاهده می‌شود به طور کلی با گذشت زمان، مقدار روی قابل دسترس در هر دو خاک اسیدی و قلیایی کمتر از مقدار اولیه آن در آغاز دوره غرقاب بود. کاهش مقدار روی قابل دسترس به دنبال ایجاد شرایط غرقاب در مطالعات مختلفی گزارش شده است (Dutta et al., 1989; Singh et al., 1999). در خاک‌های اسیدی به دنبال افزایش pH پس از غرقاب شدن، مقداری از روی ممکن است به صورت هیدروکسید روی Zn(OH)_2 رسوب نماید. همچنین روی می‌تواند توسط اکسیدهای هیدراته آهن و منگنز که دارای سطح ویژه بالایی هستند، به صورت قوی جذب شود (Hazra and Mandal, 1988; Dobermann and Fairhurst, 2000; Wijebandara, 2007). در خاک‌های قلیایی با کاهش pH در طول دوره غرقاب، روی ممکن

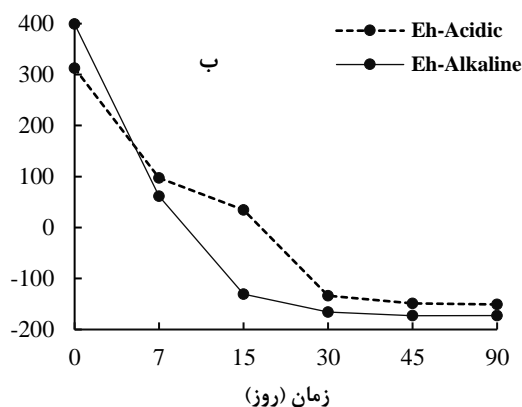
در شکل (۱-ب) تغییرات Eh در دو خاک مورد مطالعه در زمان‌های مختلف غرقاب نشان داده شده است. همان‌طور که

عوامل می‌توانند منجر به کاهش مقدار روی قابل دسترس در طول دوره غرقاب در خاک‌های مورد مطالعه شوند.



شکل ۱- تغییرات pH (الف) و Eh (ب) در طول دوره‌ی غرقاب در خاک اسیدی و قلیایی

است به‌صورت سولفید روی از دسترس خارج شده و یا توسط کربنات کلسیم و منیزیم جذب شود و یا به شکل فسفات روی رسوب نماید (Dobermann and Fairhurst, 2000). مجموع این



(ZnS) به دلیل ایجاد شرایط احیای شدید مرتبط دانست. کمترین مقدار روی قابل دسترس اندازه‌گیری شده در زمان‌های ۷ و ۴۵ روز پس از غرقاب مشاهده شد که از نظر آماری تفاوت معنی‌داری نداشتند. به‌طوری‌که مقدار روی قابل دسترس در این دو زمان به ترتیب در خاک اسیدی و قلیایی ۴۵ و ۷۴ درصد نسبت به مقدار اولیه کاهش داشت بنابراین این دو زمان برای مدیریت تغذیه روی حتی در مواردی که مقدار روی قابل دسترس خاک قبل از غرقاب در محدوده بهینه باشد بهتر است مورد توجه قرار گیرد. همچنین روی قابل دسترس در کل دوره‌ی غرقاب به کمتر از حد بحرانی در خاک کاهش یافت که می‌تواند سبب بروز کمبود این عنصر در گیاه شود.

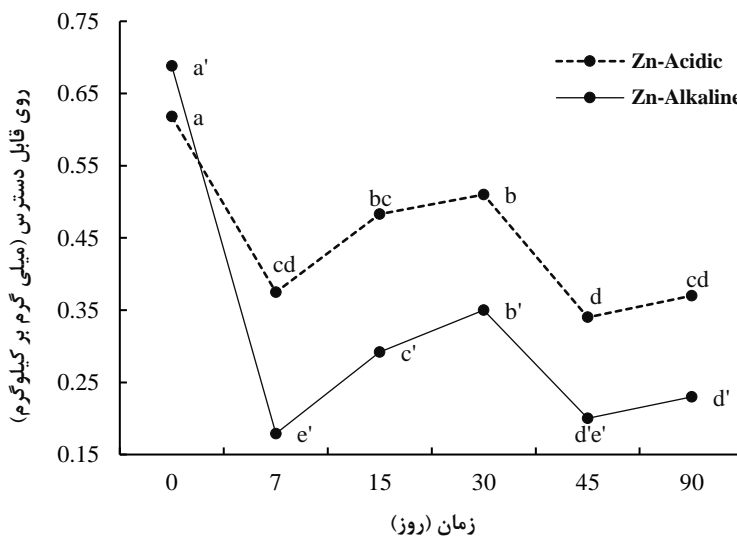
تغییر فرم‌های مختلف روی در خاک بعد از غرقاب

تغییر در فرم‌های مختلف روی قبل (شاهد) و در انتهای دوره ۹۰ روزه غرقاب در خاک اسیدی و قلیایی در شکل (۳) نشان داده شده است. مطابق این شکل درصد فرم محلول + تبدالی که فرم قابل دسترس روی برای گیاهان محسوب می‌شود، در هر دو خاک مورد مطالعه به دنبال غرقاب شدن به‌طور معنی‌داری کاهش یافت که بیانگر آن است که شرایط غرقابی به کاهش قابلیت دسترسی روی در خاک منجر می‌گردد. کاهش فرم محلول + تبدالی روی پس از غرقاب شدن خاک در مطالعات دیگری نیز گزارش شده است (Amer et al., 1980; Prasad et al., 1995). در خاک اسیدی با افزایش pH پس از غرقاب حلالیت روی کاهش می‌یابد که در این شرایط امکان رسوب بخشی از روی به‌صورت هیدروکسید و کربنات فراهم می‌گردد (Sims, 1986). علاوه‌براین، به دنبال افزایش pH خاک پس از غرقاب بار منفی در سطح اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن، آلومینیوم و نیز مواد آلی افزایش یافته و در

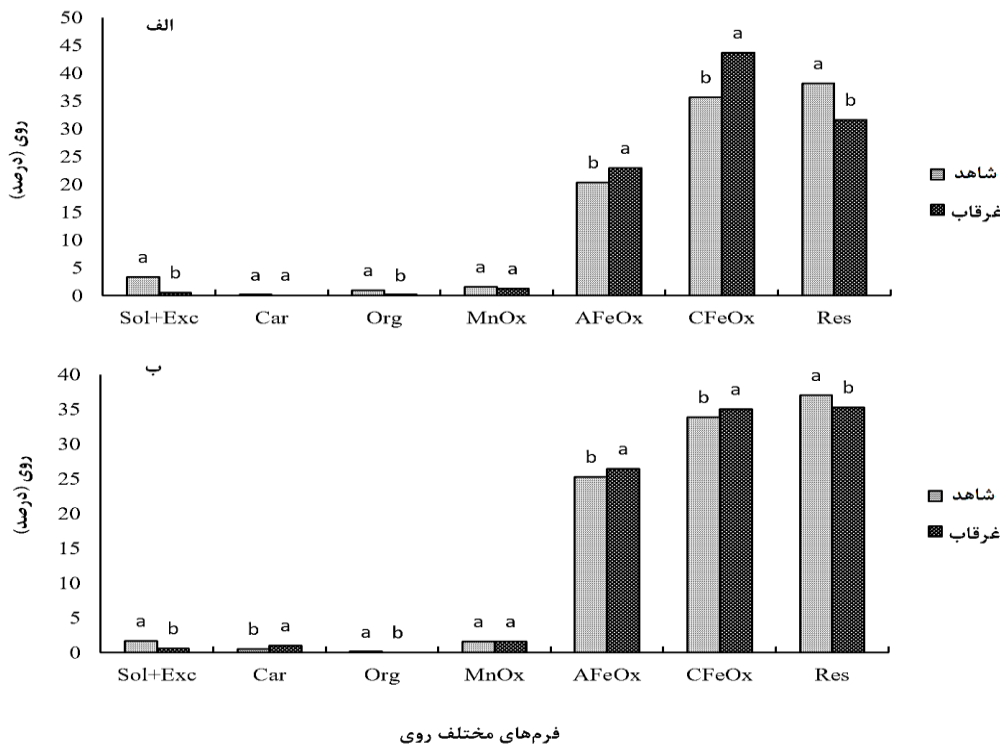
روند تغییرات روی قابل دسترس در طول این دوره را می‌توان به سه بخش تفکیک نمود. به این صورت که در هر دو خاک مقدار روی قابل دسترس از ابتدای دوره غرقاب تا روز هفتم به سرعت کاهش، سپس تا روز سی‌ام افزایش و در نهایت از روز سی تا ۹۰ روز افزایش اندکی در مقدار روی قابل دسترس مشاهده شد که به لحاظ آماری تفاوت معنی‌داری با هم نداشتند. به جز در هفته ابتدایی، روند تغییرات مقدار روی قابل دسترس در هر دو خاک اسیدی و قلیایی مشابه بود. تشابه این روند پس از هفته اول را می‌توان به کاهش دامنه‌ی تغییرات Eh و pH و همین‌طور کاهش اثر ویژگی‌های متفاوت دو خاک بر مقدار روی قابل دسترس با غالب شدن اثر شرایط احیایی نسبت داد. کاهش مقدار روی قابل دسترس در هفته اول غرقاب می‌تواند به تشکیل رسوب هیدروکسید روی ($Zn(OH)_2$) به دنبال افزایش pH در خاک اسیدی و تشکیل رسوب کربنات روی ($ZnCO_3$) به دلیل تجمع CO_2 در خاک قلیایی مرتبط باشد. با غرقاب شدن، تجمع CO_2 در خاک افزایش یافته که این امر منجر به تشکیل رسوب کربنات روی ($ZnCO_3$) می‌گردد و از آنجایی که در خاک قلیایی یون کربنات بیشتری نسبت به خاک اسیدی تشکیل می‌شود، کاهش شدیدتری در مقدار روی قابل دسترس صورت می‌گیرد. همچنین کربنات ناشی از انحلال کانی‌های کربناتی می‌تواند موجب کاهش بیشتر روی در خاک قلیایی نسبت به خاک اسیدی شود. افزایش مقدار روی قابل دسترس در بازه زمانی ۷ تا ۳۰ روز پس از غرقاب را می‌توان به احیا اکسیدهای آهن و منگنز در شرایط احیایی به وجود آمده نسبت داد. روند کاهشی مقدار روی قابل دسترس تا پایان دوره غرقاب را می‌توان به تشکیل رسوب سولفید روی

باشد (Hemanth Kumar and Basavaraj, 2008; Wijebandara, 2007). علاوه بر این، در شرایط غرقاب زمینه برای غیر متحرک شدن میکروبی و تشکیل رسوب $ZnCO_3$ و $Zn(CO_3)_2(OH)_2$ (Brar and Sekhon, 1976) و نیز جذب در سطح کمپلکس‌های آلی به دلیل Eh پایین فراهم است (Sims and Patrick, 1978).

نتیجه مقدار جذب روی توسط این سطوح افزایش می‌یابد و به این ترتیب قابلیت دسترسی آن برای گیاه کاهش می‌یابد (Hazra et al., 1987). در خاک قلیایی نیز با وجود کاهش pH به دنبال غرقاب شدن، مقدار روی محلول + تبادلی کاهش یافت که می‌تواند به دلیل رسوب روی با کربنات‌های کلسیم در این خاک



شکل ۲- تغییرات روی قابل دسترس در طول دوره‌ی غرقاب در خاک اسیدی و قلیایی. مقایسه میانگین دو خاک به صورت جداگانه انجام شده است و حروف مشترک برای هر خاک، نشان‌دهنده عدم وجود تفاوت معنی‌دار ($p < 0.05$) می‌باشد.



شکل ۳- تغییرات درصد فرم‌های مختلف روی در خاک اسیدی (الف) و قلیایی (ب) در انتهای دوره غرقاب نسبت به خاک شاهد. Sol+Exc: فرم محلول + تبادلی، Car: فرم کربناتی، Org: فرم آلی، MnOx: روی متصل به اکسید منگنز، AFeOx: روی متصل به اکسید آهن بی‌شکل، CFEOx: روی متصل به اکسید آهن بلوری، Res: فرم باقی‌مانده.

بین مقدار فرم کربناتی روی در خاک اسیدی در انتهای دوره غرقاب نسبت به شاهد تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد (شکل

۳- الف). درحالی که در خاک قلیایی فرم کربناتی پس از غرقاب به طور معنی داری افزایش یافت که دلیل آن می تواند رسوب روی با کربنات ها به دلیل افزایش فشار CO₂ باشد (شکل ۳- ب).

در هر دو خاک مورد مطالعه درصد فرم آلی در انتهای دوره غرقاب به طور معنی داری کاهش یافت. کاهش روی متصل به مواد آلی پس از غرقاب می تواند به دلیل کاهش پایداری کمپلکس های روی- ماده آلی در Eh های پایین تر خاک های غرقابی باشد (Hemanth Kumar and Basavaraj, 2008). ناپایداری کلات های روی و مس در پتانسیل های ریداکس پایین توسط Reddy and Patrick (1977) گزارش شده است. Prasad et al., (1995) نتایج مشابهی را طی مطالعه تغییرات فرم های مختلف روی در خاک های تحت کشت برنج گزارش کردند.

درصد روی متصل به اکسیدهای منگنز در خاک اسیدی در انتهای دوره غرقاب اندکی کاهش یافت. درحالی که تغییری در درصد روی متصل به اکسیدهای منگنز (MnOx) در خاک قلیایی در انتهای دوره غرقاب نسبت به شاهد مشاهده نشد. در هر دو خاک مورد مطالعه تغییرات این فرم از روی در پایان دوره غرقاب تفاوت معنی داری با شاهد نداشت (شکل ۳). نتایج مشابهی توسط Hazra et al., (1987) طی بررسی خاک های شالیزاری هند گزارش شد.

در هر دو خاک اسیدی و قلیایی، درصد روی متصل به اکسیدهای آهن بی شکل در انتهای دوره غرقاب به طور معنی داری نسبت به شاهد افزایش یافت (شکل ۳). افزایش روی متصل به اکسید آهن بی شکل تحت شرایط غرقابی در پژوهش های دیگر نیز گزارش شده است (Prasad et al., 1995; Hazra et al., 1994). افزایش این فرم از روی می تواند به دلیل تشکیل اکسیدهای آهن هیدراته با سطح ویژه و ظرفیت جذب بالا در شرایط احیایی باشد. در این شرایط فرم محلول روی ممکن است در سطح این اکسیدهای هیدراته تازه تشکیل شده جذب شود (Hazra et al., 1987).

در هر دو خاک اسیدی و قلیایی، افزایش معنی داری در درصد روی متصل به اکسیدهای آهن بلوری در انتهای دوره غرقاب نسبت به شاهد مشاهده شد (شکل ۳). همچنین در هر دو خاک مورد مطالعه این فرم از روی نسبت به فرم متصل به اکسیدهای آهن بی شکل سهم بیشتری از روی کل را داشت. علاوه بر این درصد این فرم از روی در مقایسه با سایر فرم های روی مانند فرم محلول + تبدالی، آلی و متصل به اکسیدهای منگنز نیز به مراتب بیشتر بود که این امر می تواند به دلیل فراوانی بیشتر اکسیدهای آهن بلوری در این خاک ها باشد. در pH های نزدیک به خنثی، فرم عمده روی را روی متصل به اکسیدهای آهن بی

شکل و بلوری تشکیل می دهد (Sims, 1986).

درصد فرم باقی مانده روی در هر دو خاک مورد مطالعه قبل از ایجاد شرایط غرقاب بیشتر از سایر فرم های روی بود که نشان دهنده تمایل قابل توجه روی به بخش باقی مانده در این شرایط است (شکل ۳). همچنین پس از ایجاد شرایط غرقاب درصد روی باقی مانده در هر دو خاک مورد مطالعه به صورت معنی داری کاهش یافت. کاهش معنی دار روی باقی مانده در خاک می تواند به دلیل تبدیل بخشی از روی باقی مانده به سایر اشکال روی به ویژه فرم متصل به اکسیدهای آهن باشد. اگرچه Saha and Mandal (1996) طی مطالعات خود گزارش کردند که مقدار روی باقی مانده پس از غرقاب افزایش می یابد، با این حال تغییرات مقدار روی در فرم باقی مانده به pH و مقدار رس خاک بستگی دارد (Rajini et al., 2018) و احتمالاً تفاوت در مقدار این پارامترها در کنار طول دوره غرقاب می تواند در تغییرات آن موثر باشد.

فرم های محلول + تبدالی و کربناتی که به عنوان فرم های قابل دسترس برای گیاه محسوب می شوند قبل از غرقاب (شاهد) در مجموع به ترتیب ۳/۳ و ۲/۲ درصد از روی کل را در خاک اسیدی و قلیایی به خود اختصاص دادند. درحالی که در پایان دوره غرقاب مجموع این فرم ها در خاک اسیدی به ۰/۵ و در خاک قلیایی به ۱/۶ درصد رسید. فرم های قابل کاهش و اکسایش نیز بالقوه قابل دسترس هستند اما فرم باقی مانده برای میکروارگانیسیم ها و گیاهان غیر قابل دسترس است (Alvarez et al., 2006; Obrador et al., 2007). همچنین، نتایج نشان داد که پس از غرقاب مقدار فرم های متصل به اکسیدهای آهن بی شکل و بلوری در هر دو خاک افزایش یافت به طوری که این فرم ها به ترتیب در خاک اسیدی از ۵۶/۰ به ۶۶/۶ درصد و در خاک قلیایی از ۵۹/۱ به ۶۱/۵ درصد افزایش یافت؛ بنابراین، بر اساس این نتایج می توان گفت که غلظت روی در خاک های غرقاب تا حد زیادی تحت تأثیر تغییر فرم های مختلف آهن قرار می گیرد.

نتیجه گیری

در این پژوهش تغییرات مقدار روی قابل دسترس در طول دوره غرقاب در یک خاک اسیدی و قلیایی بررسی شد. نتایج نشان داد پس از ایجاد شرایط غرقاب مقدار روی قابل دسترس در هر دو خاک اسیدی و قلیایی کاهش یافت به طوری که همواره مقدار روی قابل دسترس از مقدار اولیه آن قبل از شروع غرقاب کمتر بود. مقدار روی قابل دسترس در هفته اول بعد از غرقاب در هر دو خاک به شدت کاهش و سپس تا روز سی ام بعد از غرقاب مقداری افزایش و سپس تا پایان دوره غرقاب کاهش یافت. به طوری که در زمان های ۷ و ۴۵ روز پس از غرقاب مقدار روی قابل دسترس در

افزایش یافت. با توجه به کاهش فرم‌های قابل دسترس روی در طول دوره‌ی غرقاب توجه به این نکته که آیا پس از زهکشی و ایجاد شرایط اکسایشی در خاک، توزیع فرم‌های روی به شکل اولیه باز خواهد گشت یا خیر می‌تواند در تصمیم‌گیری برای مدیریت تغذیه این عنصر در شالیزار تأثیرگذار باشد که این موضوع می‌تواند در تحقیقات بعدی مورد بررسی قرار گیرد.

"هیچ‌گونه تعارض منافع بین نویسندگان وجود ندارد"

REFERENCES

- Alloway, B. J. (1995). Heavy metals in soils. London: Blackie Academic & Professional.
- Alloway, B. J. (2004). Zinc in soils and crop nutrition. Brussels, Belgium: International Zinc Association.
- Alloway, B. J. (2008). Micronutrient deficiencies in global crop production. Germany: Springer Science & Business Media.
- Alvarez, J. M., Lopez-Valdivia, L. M., Novillo, J., Obrador, A. and Rico, M. I. (2006). Comparison of EDTA and sequential extraction tests for phytoavailability prediction of manganese and zinc in agricultural alkaline soils. *Geoderma*, 132(3-4), 450-463.
- Amer, F., Rezk, A. I. and Khalid, H. M. (1980). Fertilizer zinc efficiency in flooded calcareous soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44(5), 1025-1030.
- Bostick, B. C., Hansel, C. M., La Force, M. J. and Fendorf, S. (2001). Seasonal fluctuations in zinc speciation within a contaminated wetland. *Environmental science & technology*, 35(19), 3823-3829.
- Brar, M. S. and Sekhon, G. S. (1976). Effect of iron and zinc on the availability of micronutrients under flooded and unflooded conditions. *Journal of the Indian Society of Soil Science*, 24(4), 446-451.
- Chen, Y., Xie, T., Liang, Q., Liu, M., Zhao, M., Wang, M., Wang, G. (2016). Effectiveness of lime and peat applications on cadmium availability in a paddy soil under various moisture regimes. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 7757-7766.
- De Livera, J., McLaughlin, M. J., Hettiarachchi, G. M., Kirby, J. K. and Beak, D. G. (2011). Cadmium solubility in paddy soils: Effects of soil oxidation, metal sulfides and competitive ions. *Science of the Total Environment*, 409(8), 1489-1497.
- Dobermann, A. and Fairhurst, T. H. (2000). Nutrient disorders and nutrient management. Potash and Phosphate Institute of Canada and International Rice Research Institute, Singapore.
- Du Laing, G., Rinklebe, J., Vandecasteele, B., Meers, E. and Tack, F. M. (2009). Trace metal behavior in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: a review. *Science of the total environment*, 407(13), 3972-3985.
- Du Laing, G., Vanthuyne, D. R. J., Vandecasteele, B., Tack, F. M. G., & Verloo, M. G. (2007). Influence of hydrological regime on pore water metal concentrations in a contaminated sediment-derived soil. *Environmental Pollution*, 147(3), 615-625.
- Dutta, D., Mandal, B. and Mandal, L. N. (1989). Decrease in availability of zinc and copper in acidic to near neutral soils on submergence. *Soil Science*, 147(3), 187-195.
- Estefan, G., Sommer, R. and Ryan, J., (2013). Methods of soil, plant, and water analysis. A manual for the West Asia and North Africa region, pp.170-176.
- Filgueiras, A. V., Lavilla, I. and Bendicho, C. (2002). Chemical sequential extraction for metal partitioning in environmental solid samples. *Journal of Environmental Monitoring*, 4(6), 823-857.
- Gee, G. W. and Bauder, J. W. (1986). Particle-size analysis. p. 383-411. A. Klute (ed.) Methods of soil analysis. Part 1. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI. Particle-size analysis. p. 383-411. In A. Klute (ed.) Methods of soil analysis. Part 1. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Hafeez, B., Khanif, Y. M. and Saleem, M. (2013). Role of zinc in plant nutrition- a review. *Journal of Experimental Agriculture International*, 374-391.
- Hazra, G. C., Mandal, B. and Mandal, L. N. (1987). Distribution of zinc fractions and their transformation in submerged rice soils. *Plant and Soil*, 104(2), 175-181.
- Hazra, G. C., Patianayak, P. D. and Mandal, B. (1994). Effect of submergence on the transformation of zinc fractions in Alfisols in relation to soil properties. *Journal of the Indian Society of Soil Science*, 42(1), 31-36.
- Hazra, G. C., Saha, J. K., Mete, P. K. and Mandal, B. (1993). Distribution of zinc fractions in red and lateritic soils of birbhum, West Bengal. *Journal of the Indian Society of Soil Science*, 41(3), 472-476.
- Hazra, G. V., & Mandal, B. (1988). Distribution of DTPA extractable Fe, Mn, Cu and Zn in some acid alluvial soils of west Bengal and the effect of submergence on their contents. *Journal of the Indian Society of Soil Science*, 36, 169-172.
- Hemanth Kumar, K. and Basavaraj, B. (2008). Zinc transformation in calcareous Vertisol of Tungabhadra command. *Karnataka Journal of*

- Agricultural Sciences, 21(2), 227-230.
- Hotz, C., & Brown, K. H. (2004). Assessment of the risk of zinc deficiency in populations and options for its control.
- Iu, K. L., Pulford, I. D. and Duncan, H. J. (1981). Influence of waterlogging and lime or organic matter additions on the distribution of trace metals in an acid soil. *Plant and Soil*, 59 (2), 317-326.
- Kashem, M.A. and Singh, B.R. (2001). Metal availability in contaminated soils: I. Effects of flooding and organic matter on changes in Eh, pH and solubility of Cd, Ni and Zn. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 61, 247-255.
- Kirk, G. (2004). *The biogeochemistry of submerged soils*. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd.
- Malakouti, M. J., & Agha Lotfolahi, M. (2000). The role of zinc on the improvement of the quality & yield of agricultural products and improving community health. Agricultural Research, Education and Extension Organization: Agricultural Education Publication. (In Farsi)
- Obrador, A., Alvarez, J. M., Lopez-Valdivia, L. M., Gonzalez, D., Novillo, J. and Rico, M. I. (2007). Relationships of soil properties with Mn and Zn distribution in acidic soils and their uptake by a barley crop. *Geoderma*, 137(3-4), 432-443.
- Page, A. L., Miller, R. H. and Keeney, D. R. (1982). *Methods of soil analysis. Part 2. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI. Methods of soil analysis. Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.*
- Prasad, R., Prasad, B. L. and Sakal, R. (1995). Effect of Submergence on the Transformation of Zinc Forms in Old Alluvial Soils Growing Rice as Related to Soil Properties-I. Transformation of Native Soil Zinc. *Journal of the Indian Society of Soil Science*, 43(3), 368-371.
- Rajini, S. R., Rao, K. N. and Kumara, O. (2018). Distribution of zinc and its fractions in paddy growing soils of Upper Krishna command area of Karnataka. *Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry*, 7(3), 2257-2261.
- Reddy, C. N. and Patrick Jr, W. H. (1977). Effect of redox potential on the stability of zinc and copper chelates in flooded soils. *Soil Science Society of America Journal*, 41(4), 729-732.
- Reddy, K. R. and DeLaune, R. D. (2008). *Biogeochemistry of wetlands: science and applications*. CRC press.
- Rose, M. T., Rose, T. J., Pariasca-Tanaka, J. and Wissuwa, M. (2011). Revisiting the role of organic acids in the bicarbonate tolerance of zinc-efficient rice genotypes. *Functional Plant Biology*, 38(6), 493-504.
- Sadeghzadeh, B. and Rengel, Z. (2011). Zinc in soils and crop nutrition. The molecular and physiological basis of nutrient use efficiency in crops, 335-375.
- Saha, P. K. and Mandal, L. N. (1996). Effect of sludge, zinc and copper on the transformation of zinc and copper in sewage-fed fish pond soil. *Journal of the Indian Society of Soil Science*, 44(4), 673-677.
- Sajwan, K. S. and Lindsay, W. L. (1988). Effect of redox, zinc fertilization and incubation time on DTPA-extractable zinc, iron and manganese. *Communications in soil science and plant analysis*, 19(1), 1-11.
- Sims, J. L. and Patrick Jr, W. H. (1978). The distribution of micronutrient cations in soil under conditions of varying redox potential and pH. *Soil Science Society of America Journal*, 42(2), 258-262.
- Sims, J. T. (1986). Soil pH effects on the distribution and plant availability of manganese, copper, and zinc. *Soil Science Society of America Journal*, 50(2), 367-373.
- Singh, A. K., Khan, S. K. and Nongkynrih, P. (1999). Transformation of Zinc in Wetland Rice Soils in Relation to Nutrition of Rice Crop. *Journal of the Indian Society of Soil Science*, 47(2), 248-253.
- Singh, J. P., Karwasra, S. P. S. and Singh, M. (1988). Distribution and forms of copper, iron, manganese, and zinc in calcareous soils of India. *Soil Science*, 146(5), 359-366.
- Timsina, J. and Connor, D. J. (2001). Productivity and management of rice-wheat cropping systems: issues and challenges. *Field crops research*, 69(2), 93-132.
- Wijebandara, M. I. (2007). Studies on distribution and transformation of soil zinc and response of rice to nutrients in traditional and system of rice intensification (Sri) methods of cultivation. Ph. D dissertation, University of Dharwad. Newark, Delaware.