

اثر ریزجانداران حل کننده سیلیکات بر سینتیک آزادسازی پتاسیم از کانی‌های پتاسیم‌دار

ساناز اشرفی سعیدلو^۱، میرحسن رسولی صدقیانی^{۲*}

۱. دانشجوی دکتری، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه، ارومیه

۲. استاد، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه، ارومیه

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۲/۲۵ - تاریخ بازنگری: ۱۳۹۵/۸/۱۸ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۵/۸/۲۳)

چکیده

در این پژوهش به منظور مقایسه سینتیک رهاسازی پتاسیم از فلدسپار، ایلایت و فلوگوپایت در شرایط تلقیح میکروب‌های حل کننده سیلیکات‌ها، آزمایشی به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با ۳ تکرار اجرا گردید. فاکتورهای آزمایش شامل تلقیح میکروبی (باکتری، قارچ و بدون تلقیح)، کانی پتاسیمی (فلدسپار، ایلایت و فلوگوپایت) و زمان انکوباسیون (۱، ۲، ۴، ۸، ۱۲، ۱۶، ۲۴، ۳۲، ۴۸ و ۶۴ ساعت) بودند. نتایج نشان داد که تلقیح میکروبی منجر به افزایش رهاسازی پتاسیم شد و پتاسیم محلول (K_{sol}) در نمونه‌های تلقیح یافته با باکتری و قارچ به ترتیب ۹۲/۳ و ۹۲/۸ درصد نسبت به نمونه‌های شاهد افزایش یافت. تأثیر نوع کانی بر سینتیک رهاسازی پتاسیم نیز معنادار بود، به طوری که رهاسازی پتاسیم از فلوگوپایت در مقایسه با فلدسپار و ایلایت به ترتیب ۱/۱۱ و ۱/۱۳ برابر بیشتر بود. بیشترین کاهش pH و افزایش K_{sol} در تیمار تلقیح یافته با قارچ در حضور کانی فلوگوپایت مشاهده شد، به طوری که pH در این تیمار ۲/۶۹ واحد نسبت به شاهد (بدون تلقیح) کاهش و K_{sol} ۷/۳۸ واحد در مقایسه با شاهد افزایش یافت. در بین معادلات سینتیکی برازش داده شده، با توجه به مقادیر R^2 و SEE سینتیک رهاسازی پتاسیم توسط معادلات ایلوویچ، تابع توانی، مرتبه اول و پخشیدگی سهموی به خوبی توصیف شد. در بین این چهار معادله، معادله تابع توانی به عنوان بهترین مدل برای برازش داده‌ها تشخیص داده شد. همبستگی معنادار و معکوسی ($r = -0.83^{***}$) بین K_{sol} و pH نیز مشاهده گردید. به طور کلی حضور ریزجانداران حل کننده سیلیکات منجر به افزایش میزان رهاسازی پتاسیم از کانی‌های پتاسیم‌دار می‌شود.

واژه‌های کلیدی: فلدسپار، مدل سینتیکی، برهمکنش میکروب-کانی، پتاسیم.

مقدمه

پتاسیم یکی از عناصر غذایی ضروری برای گیاهان می‌باشد و در فرآیندهای مختلفی از جمله فتوسنتز، تنظیم اسمزی، رشد سلولی، تنظیم روزه‌ای و نظام آبی گیاه، تعادل آنیون-کاتیون، سنتز پروتئین و عملکرد و کیفیت محصولات کشاورزی نقش دارد (Saber and Zanaty, 1981; Dordipour et al., 2010). گیاهان پتاسیم موردنیاز خود را از طریق کودهای شیمیایی افزوده شده یا پتاسیم موجود در خاک تأمین می‌نمایند. پتاسیم در خاک به چهار شکل محلول، تبدالی، غیر تبدالی و ساختمانی یافت می‌شود (Memon et al., 1988). پتاسیم ساختمانی بیشترین مقدار پتاسیم خاک را تشکیل می‌دهد و در ساختار کانی‌های اولیه پتاسیم‌دار نظیر میکاها، فلدسپارها و سیلیکات‌های رسی شبه میکایی وجود دارد. این کانی‌ها منشأ اصلی تأمین پتاسیم و ذخیره این عنصر در خاک‌ها محسوب می‌شوند

(Tisdale et al., 2003). اگرچه اشکال تبدالی و محلول پتاسیم به عنوان دو شکل قابل دسترس برای گیاهان تلقی می‌شوند، ولی مطالعات نشان می‌دهند که پتاسیم غیرتبدالی و ساختمانی نیز می‌تواند در تغذیه گیاه نقش داشته باشد (Sparks, 1987). ریزجانداران نقش کلیدی در چرخه طبیعی پتاسیم ایفا می‌کنند. برخی ریزجانداران (باکتری‌ها، قارچ‌ها، مخمرها، جلبک‌ها و گل‌سنگ‌ها) قادرند سیلیکات‌ها را تجزیه و عناصری نظیر پتاسیم، آهن، روی، سیلیس و فسفر را آزاد نمایند که در این میان باکتری‌ها از اهمیت ویژه‌ای برخوردارند (Aleksandrov et al., 1967). در ارتباط با نقش باکتری‌ها در رهاسازی پتاسیم از طریق تخریب کانی‌های سیلیکاتی، مطالعات زیادی صورت گرفته است (Chen and Chen, 1960; Avakyan, 1984). از این باکتری‌ها که به باکتری‌های حل کننده سیلیکات معروفند، کود بیولوژیکی بنام کود بیولوژیکی پتاسیمی (Biological Potassium Fertilizer) تهیه می‌گردد. باکتری‌های موجود در کود بیولوژیک از کانی‌هایی نظیر بیوتیت، فلوگوپایت، مسکوویت،

* نویسنده مسئول: m.rsadaghiani@urmia.ac.ir

کریستال‌های کانی منجر به افزایش سطح و زمان واکنش شود. در کانی‌های فیلوسیلیکاتی نظیر ایلاتیت ممکن است لیگاندهای آلی کوچک‌تر با نفوذ در فضاهای بین‌لایه‌ای نیز منجر به بیرون رانده شدن پتاسیم شوند.

برخی مطالعات نیز بیانگر نقش فعال قارچ‌ها در هوازدهی کانی‌هایی نظیر کربنات‌ها، فسفات‌ها و سیلیکات‌ها می‌باشند (Verrecchia and Dumont, 1996; Ademola and Geoffrey,) (2005; Banfield et al., 1999). Lian et al. (2007) پیامد کاربرد ریزجانداران بر رهاسازی پتاسیم از کانی‌های دارای پتاسیم را با دو تیمار مایه‌زنی با قارچ گرمادوست *Aspergillus fumigatus* و تیمار بدون مایه‌زنی بررسی کردند. اندازه‌گیری‌های ۳۰ روزه نشان داد که غلظت پتاسیم آزاد شده در تیمارهای مایه‌زنی شده با قارچ بسیار بیشتر از تیمارهای بدون مایه‌زنی است. Yuan et al. (2000) نیز گزارش نمودند که اکتومیکوریزها می‌توانند پتاسیم موجود در کانی‌های رسی را متحرک نموده و فرآیند جذب پتاسیم توسط گیاهان را تسریع نمایند. در مطالعه‌ی دیگری تأثیر چهار جدایه قارچی *Pisolithus XCI*, *Cenococcum geophilum* و *P. microcarpus* بر تجزیه کانی‌ها و *SIV* بر تجزیه فلوگوپایت و ورمی‌کولایت بررسی شد. نتایج این مطالعه حاکی از توانایی تمام جدایه‌ها در تجزیه کانی‌ها و رهاسازی پتاسیم بود (Yuan et al., 2004).

توجه به کارایی ریزجانداران در حلالیت و آزادسازی عناصر غذایی و کارایی سودمند آن‌ها در تکامل خاک از یک سو و بهره‌گیری بیش از اندازه و هزینه بالای کودهای شیمیایی و نیز خطرات زیست‌محیطی از سویی دیگر اهمیت بهره‌گیری از ریزجانداران را در کشاورزی دو چندان نموده است. با وجود اینکه پژوهش‌های گسترده‌ای در این زمینه در کشتزارها و آزمایشگاه انجام شده است، کارایی باکتری‌ها و قارچ‌ها در رهاسازی پتاسیم در کانی‌های مختلف به خوبی بررسی نشده است. بنابراین این مطالعه با هدف بررسی توانایی ریزجانداران حل‌کننده سیلیکات در انحلال و آزادسازی پتاسیم از کانی‌های فلدسپار، ایلاتیت و فلوگوپایت و توصیف سرعت آزاد شدن پتاسیم با معادلات سینتیکی انجام گردید.

مواد و روش‌ها

جداسازی باکتری‌های حل‌کننده سیلیکات

تعداد ۴۰ نمونه خاک از ریزوسفر گیاه سیب‌زمینی از مزارع استان آذربایجان غربی تهیه و مجموع ۱۶ جدایه باکتریایی و ۴ جدایه قارچی خالص‌سازی شد. برای غربالگری و جداسازی جدایه‌های برتر قارچ‌ها و باکتری‌های حل‌کننده سیلیکات،

ارتوکلاز و میکروکلین عناصر مختلف از جمله پتاسیم را آزاد می‌کنند. انحلال کانی‌های پتاسیمی توسط باکتری‌ها از طریق تولید اسیدهای آلی و معدنی صورت می‌گیرد (Ullman et al., 1996). اسیدهای آلی تأثیر خود در آزادسازی پتاسیم را از طریق تشکیل کمپلکس و تولید H^+ اعمال می‌نمایند. نوع اسید آلی، خواص شیمیایی، پیوند بین اتم‌های موجود در کانی و ساختمان بلوری از جمله عواملی هستند که در آزادسازی پتاسیم از کانی‌ها تحت تأثیر اسیدهای آلی مؤثرند (Vandeviver et al., 1994). تولید CO_2 در حین فعالیت حیاتی ریزجانداران و نیز تولید اگزو پلی‌ساکاریدها (Exo-polysaccharide) و آنزیم‌ها از دیگر عوامل تأثیرگذار بر انحلال کانی‌ها می‌باشند (Baker et al., 1998; Groudev, 1987).

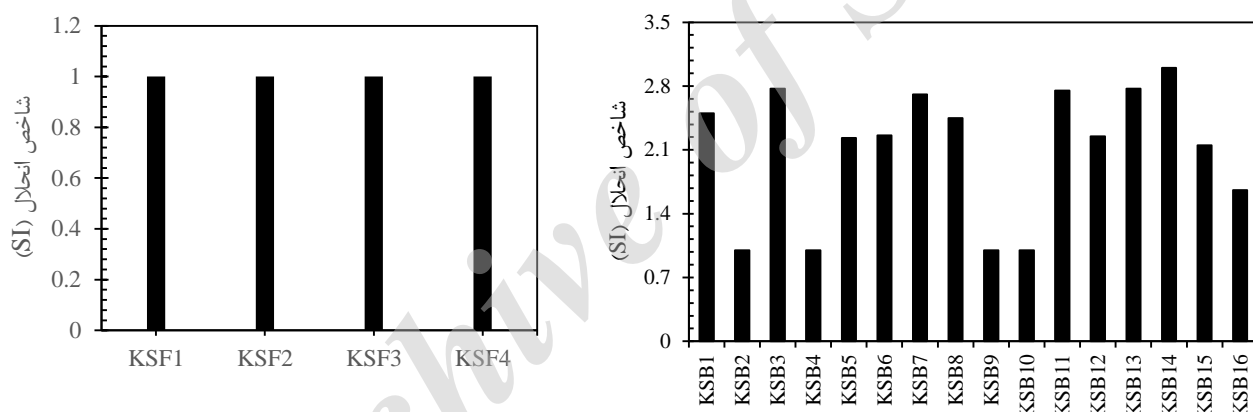
Parmer and Sindhu (2013) آزادسازی پتاسیم توسط باکتری‌های ریزوسفری را در شرایط تغذیه‌ای (استفاده از منابع متفاوت کربن و پتاسیم شامل گلوکز، گالاکتوز، زایلوز، کلرید پتاسیم و سولفات پتاسیم) و محیطی (دما و pHهای مختلف) مختلف بررسی نمودند. تلقیح ۲۰ جدایه باکتری در ۱۳۷ محیط کشت منجر به آزادسازی مقدار چشمگیری پتاسیم از میکا شد. بیشترین غلظت پتاسیم آزاد شده با جدایه‌های باکتریایی نیز مربوط به زمانی بود که pH نمونه‌ها بر روی ۷ تنظیم شده بود. Badr et al (2006) نیز در بررسی انحلال کانی‌های حاوی پتاسیم و فسفر توسط باکتری‌های حل‌کننده سیلیکات‌های معدنی مشاهده نمودند که رهاسازی پتاسیم و فسفر در تیمارهای مایه‌زنی شده با جدایه‌های باکتری در مقایسه با تیمار بدون مایه‌زنی افزایش یافت. Chen and Chen (1960) افزایش ۲۵ تا ۸۷ درصدی در غلظت پتاسیم موجود در محیط کشت در شرایط تلقیح باکتری در محیط حاوی کانی پتاسیم‌دار را مشاهده نمودند. در مطالعه‌ی دیگری Lian (1998) نشان داد که میزان پتاسیم آزاد شده از فلدسپار و ایلاتیت در اثر تلقیح باکتری در محیط کشت به ترتیب ۸ و ۱۶ درصد افزایش یافت. احتمال داده می‌شود واکنش‌هایی نظیر تولید اسید، تشکیل کمپلکس توسط پلی‌ساکاریدهای برون‌سلولی و تغییر و تبدیلات آنزیمی در آزادسازی پتاسیم از کانی‌ها دخیل باشند. برای مثال در مطالعه رهاسازی پتاسیم از فلدسپار و ایلاتیت توسط باکتری‌های حل‌کننده سیلیکات، Lian et al (2002) یک مدل چندمرحله‌ای پیشنهاد دادند که در مرحله اول کمپلکس باکتری-کانی به کمک پلی‌ساکاریدهای برون‌سلولی تشکیل می‌شود در ادامه انحلال کانی و رهاسازی پتاسیم در محیط میکرو با pH پایین و حاوی لیگاندهای آلی صورت می‌گیرد. تشکیل کمپلکس باکتری-کانی ممکن است با تسهیل اتصال سلول‌های میکروبی و

ها، تمامی سویه‌هایی که توانایی انحلال بالایی در محیط جامد نشان داده بودند انتخاب شده و در محیط‌های کشت مایع حاوی کانی پتاسیم‌دار (۲ گرم در لیتر فلدسپار پتاسیمی با قطر کمتر از ۶۰ میکرون)، تلقیح گردیدند. سپس در زمان‌های ۱، ۲، ۳، ۵، ۷ و ۱۰ روز، ۱۰ میلی‌لیتر از ارلن‌های حاوی محیط کشت، برداشت شده و میزان پتاسیم آزاد شده در آن‌ها توسط دستگاه فلیم‌فتومتر اندازه‌گیری گردید (جدول ۱). از بین جدایه‌های مختلف، جدایه‌ای که هاله شفاف بزرگتری داشته و از شاخص انحلال بالا و نیز میزان پتاسیم آزاد شده بیشتری برخوردار بود به‌عنوان جدایه‌ی برتر انتخاب شد (Hu et al., 2006). بر این اساس جدایه KSB1 (*Bacillus sp.*) و KSF3 (*Aspergillus niger*) با شاخص انحلال بالا (به ترتیب ۲/۵ و ۱) و بیشترین غلظت پتاسیم (به ترتیب ۳/۹۳ و ۳/۷۲ میلی‌گرم بر لیتر) به‌عنوان جدایه‌های مورد مطالعه انتخاب گردیدند.

محیط کشت الکساندروف جامد (بررسی کیفی) و مایع (بررسی کمی) استفاده گردید (Hu et al., 2006). در مرحله نخست به منظور ارزیابی توانایی کیفی سویه‌ها در انحلال پتاسیم غیرتبادلی سویه‌های جداسازی شده در محیط کشت الکساندروف جامد کشت شده و به مدت ۱۰ روز در دمای 28 ± 1 درجه سانتی‌گراد انکوبه گردیدند. در پایان دوره انکوباسیون، در سویه‌هایی که هاله شفاف تشکیل داده بودند قطر کلنی‌های رشد یافته و نیز قطر هاله شفاف حاصل از انحلال پتاسیم اندازه‌گیری شده و شاخص انحلال (Solubility index) برای سویه‌ها با استفاده از معادله (۱) محاسبه گردید (Ebrahimi Karim-Abad and Rasouli-Sadaghiani, 2014) (شکل ۱).

(رابطه ۱)

(قطر کلونی) ÷ (قطر کلونی + قطر هاله) = شاخص انحلال (SI)
در مرحله دوم غربالگری جهت برآورد کمی توانایی سویه-



شکل ۱. مقادیر شاخص انحلال سویه‌های باکتریایی حل کننده کانی پتاسیمی (روز دهم)

جدول ۱. میزان پتاسیم آزاد شده (mg l^{-1}) در ۱۰ روز توسط سویه‌های منتخب

نام سویه	زمان انکوباسیون (روز)					
	صفر	۱	۲	۳	۵	۷
شاهد (بدون تلقیح)	۰/۳۶	۰/۳۷	۰/۳۴	۰/۳۹	۰/۳۹	۰/۴۴
KSB1	۰/۷۲	۱/۳۲	۲/۱۶	۲/۲۸	۲/۷۱	۳/۹۳
KSB3	۰/۷۲	۱/۲۸	۲/۱۶	۲/۱۶	۲/۸	۳/۳۵
KSB7	۰/۶۴	۰/۷۸	۱/۳۶	۱/۹۷	۲/۷۳	۳/۱۴
KSB11	۰/۸۵	۱/۹۶	۲/۳۱	۲/۲۹	۲/۹۷	۳/۱۲
KSB13	۰/۷۸	۱/۸۰	۲/۱۱	۲/۲۷	۲/۶۶	۲/۷۰
KSB14	۰/۶۲	۱/۶۲	۲/۱۵	۲/۲۴	۳/۰۶	۳/۰۴
KSF1	۰/۶۱	۱/۳۸	۱/۷۱	۲/۳۱	۲/۷۵	۳/۶۰
KSF2	۰/۶۱	۱/۴۰	۱/۶۳	۲/۲۹	۲/۵۲	۳/۴۵
KSF3	۰/۶۱	۱/۸۱	۱/۹۸	۲/۳۱	۲/۴۸	۳/۷۲
KSF4	۰/۶۱	۱/۱۱	۱/۸۵	۲/۰۶	۲/۵۲	۳/۳۵

KSB و KSF به ترتیب نشان دهنده باکتری‌ها و قارچ‌های آزادکننده پتاسیم می‌باشند.

تهیه مایه تلقیح

باکتری و قارچ مورد استفاده، پس از جداسازی به ترتیب در محیط‌های کشت نوترینت آگار (Nutrient Agar) و PDA (Potato Dextrose Agar) کشت شدند. پس از رشد، به منظور آماده‌سازی مایه تلقیح، ۲ ارلن حاوی ۵۰ میلی‌لیتر محیط کشت نوترینت برات (Nutrient Broth) تهیه و باکتری و قارچ در این محیط‌ها تلقیح گردیدند. پس از ۴۸ ساعت شیک نمودن، ۱ میلی‌لیتر از هر یک از مایه‌های تلقیح به لوله‌های حاوی محیط کشت الکساندروف افزوده شد (Ebrahimi Karim-Abad and Rasouli-Sadaghiani, 2014).

آماده‌سازی کانی‌های میکایی و سینتیک آزادسازی پتاسیم

ترکیب عنصری کانی‌های مورد مطالعه در جدول (۲) آورده شده است. کانی‌های مورد استفاده شامل فلدسپار، فلوگوپیت و ایلیت به‌وسیله آسیاب پودر شده و از الک ۲۳۰ مش (قطر کمتر از ۶۰ میکرون) عبور داده شدند. سپس جهت حذف پتاسیم قابل

استفاده موجود در کانی‌ها، با محلول ۱ مولار کلرید کلسیم، با نسبت ۲ به ۱ (محلول به کانی)، اشباع شد و سپس نمونه‌ها با اسید کلریدریک ۰/۰۱ مولار شستشو شدند و در نهایت در دمای ۱۰۵ °C به مدت ۴۸ ساعت خشک شدند. ۱۰۰ میلی‌گرم از کانی‌های شستشو یافته به دقت وزن گردیده و به لوله‌های سانتریفیوژ حاوی ۲۰ میلی‌لیتر محیط کشت الکساندروف منتقل شد. ۱ میلی‌لیتر از مایه تلقیح (با جمعیت برابر $10^8 \times 6/4$ سلول در یک میلی‌لیتر محلول در جذب نور با طول موج ۶۰۰ نانومتر) به لوله‌ها اضافه و پس از ۱۵ دقیقه شیک نمودن، نمونه‌ها به انکوباتور با دمای ۲۵ °C انتقال یافتند. سپس به ترتیب در زمان‌های ۱، ۲، ۴، ۸، ۱۲، ۱۶، ۲۴، ۳۲، ۴۸ و ۶۴ ساعت عصاره‌گیری انجام شد و غلظت پتاسیم و pH در نمونه‌ها اندازه‌گیری شده و به‌وسیله معادلات سینتیکی برازش یافتند (جدول ۳) و بهترین مدل با ضریب تبیین (R^2) بالا و ضریب SEE پایین انتخاب گردید.

جدول ۲. درصد اکسید عناصر اصلی تشکیل‌دهنده کانی‌های مورد مطالعه به روش XRF

Total	LOI*	TiO ₂	P ₂ O ₅	MnO	CaO	MgO	Fe ₂ O ₃	Na ₂ O	K ₂ O	Al ₂ O ₃	SiO ₂	نوع کانی
۹۹/۲۸	۰/۴۲	۰/۰۱	-	۰/۰۱	۰/۱۱	۰/۰۱	۰/۳۵	۲/۷۶	۱۳/۶۷	۱۷/۴۴	۶۴/۵۰	فلدسپار
۹۹/۴۷	۱/۸۲	۰/۱۷	۰/۰۳	۰/۱۱	۲/۰۳	۲۳/۸۱	۴/۹۶	۰/۲۳	۹/۶۶	۱۴/۳۶	۴۲/۲۰	فلوگوپیت
۹۹/۲۶	۴/۴۴	۰/۰۶	۰/۰۳	۰/۱۱	۰/۰۹	۰/۰۸	۱/۸۲	۰/۶۲	۱۰/۷۴	۳۴/۲۴	۴۷/۳۲	ایلیت

*: کاهش وزن در دمای بالا (Loss on ignition)

جدول ۳. معادلات سینتیکی استفاده‌شده

معادله	مدل	شماره
$(q_t - q_0) = q_0 - bt$	مرتبه صفر	۲
$\ln(q_0 - q_t) = \ln q_0 - bt$	مرتبه اول	۳
$1/q_t = a - bt$	مرتبه دوم	۴
$\ln q_t = \ln a + b \ln t$	تابع توانی	۵
$q_t = a + b \ln t$	الوپیچ	۶
$q_t = a + b t^{0.5}$	پخشیدگی سهموی	۷

q_t : مقدار پتاسیم آزاد شده در زمان t ; q_0 : پتاسیم در زمان تعادل در انتهای آزمایش (حداکثر پتاسیم رهاسده)، a و b ضرایب ثابت و t زمان بر حسب ساعت می‌باشد.

تحلیل آماری داده‌ها

آزمایش به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با ۳ تکرار اجرا گردید. فاکتورهای آزمایش شامل تلقیح میکروبی (تلقیح باکتری، قارچ و بدون تلقیح)، نوع کانی (فلدسپار، ایلیت و فلوگوپیت) و زمان انکوباسیون (۱، ۲، ۴، ۸، ۱۲، ۱۶، ۲۴، ۳۲، ۴۸ و ۶۴ ساعت) بودند. تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها و مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون دانکن در سطح احتمال پنج

معادله (۸) فرمول ضریب SEE را نشان می‌دهد که در آن، Q_1 و Q_2 به ترتیب مقدار پتاسیم رهاسده اندازه‌گیری شده و محاسبه شده در زمان‌های مختلف و n تعداد اندازه‌گیری ($n=10$) می‌باشد.

$$SEE = \sqrt{\frac{\sum(Q_1 - Q_2)^2}{n-2}} \quad (\text{رابطه ۸})$$

فلدسپار و ایلات مشابه و تقریباً به یک میزان است اما ساختمان ضعیف فلوگوپایت (میکای تری اکتاهیدرال) منجر به آزادسازی پتاسیم بیشتری نسبت به ایلات و فلدسپار شده است. فلوگوپایت به عنوان میکای تری اکتاهیدرال از ساختمان ضعیفی برخوردار است از طرفی با توجه به اینکه پتاسیم در میکاها توسط نیروهای الکترواستاتیک نگهداری می شود لذا آنیون حاصل از اسیدهای آلی تولیدشده قادر به انحلال آلومینیوم ورقه اکتاهیدرال بوده و می تواند پتاسیم بین لایه ای را آزاد نماید. این در حالی است که در فلدسپارها پتاسیم به وسیله پیوند کووالانسی نگهداری می شود و رهاسازی از آن به عوامل مختلفی نظیر خصوصیات ساختمانی، ترکیب شیمیایی، اندازه ذرات و خروج فرآورده های هوادیدگی بستگی دارد. در طی هوادیدگی فلدسپار جایگزینی پتاسیم با یون هیدرونیوم ساختمان فلدسپار را تضعیف کرده و در نتیجه انبساط فلدسپار رخ می دهد. یون های هیدرونیوم جذب سطحی شده، می توانند باعث شکستن پیوندهای AL-O شود و عدد هم آرابی آلومینیوم را از ۴ به ۶ رسانده و در نتیجه از ساختمان فلدسپار بیرون رانده شود (Mousavi et al., 2015; Malakouti et al., 2016). در ارتباط با پایین بودن میزان رهاسازی پتاسیم از ایلات در مقایسه با فلوگوپایت نیز می توان گفت گروه های هیدروکسیل موجود در لایه اکتاهیدرال میکاهای دی اکتا به سمت فضای خالی موجود در این لایه می روند، بنابراین پتاسیم با قدرت زیادی نگهداری می شود. اما در میکاهای تری اکتا به دلیل فاصله کمتری که بین گروه های هیدروکسیل لایه اکتاهیدرال وجود دارد، پتاسیم بین لایه ها دارای پایداری کمی می باشد و سبب آزادسازی پتاسیم بیشتری می شود (Sparks and Huang, 1985).

مقایسات میانگین نشان داد که از نظر میزان رهاسازی پتاسیم، بین تیمارهای تلقیح قارچی و تلقیح باکتریایی هر کانی اختلاف آماری معناداری وجود نداشت. با این حال بیشترین رهاسازی پتاسیم و کمترین pH به تیمار تلقیح قارچی کانی فلوگوپایت مربوط بود (شکل های ۳ و ۴). بین ایلات و فلدسپار نیز از نظر مقدار پتاسیم آزاد شده اختلاف آماری معناداری مشاهده نشد (شکل ۳). بنابراین تفاوت ساختاری کانی ها از یک سو و کاهش بیشتر pH در تیمار تلقیح قارچی از سوی دیگر منجر به رهاسازی بیشتر پتاسیم از تیمار تلقیح قارچی فلوگوپایت شده است.

درصد توسط نرم افزار MSTATC، برازش مدل ها و رسم شکل ها توسط Excel انجام گرفت.

نتایج و بحث

نتایج تجزیه واریانس (جدول ۴) نشان دهنده وجود اختلاف آماری معنادار از نظر مقدار پتاسیم رهاسازی شده و pH بین کانی ها بود ($P \leq 0/001$). تلقیح میکروبی نیز تأثیر معناداری بر مقدار پتاسیم داشت ($P \leq 0/001$). هم چنین اثرات متقابل تلقیح و کانی، تلقیح و زمان، تلقیح و کانی و زمان معنادار بودند ($P \leq 0/001$).

جدول ۴. تجزیه واریانس پتاسیم رهاسازی شده و pH از کانی های مورد استفاده

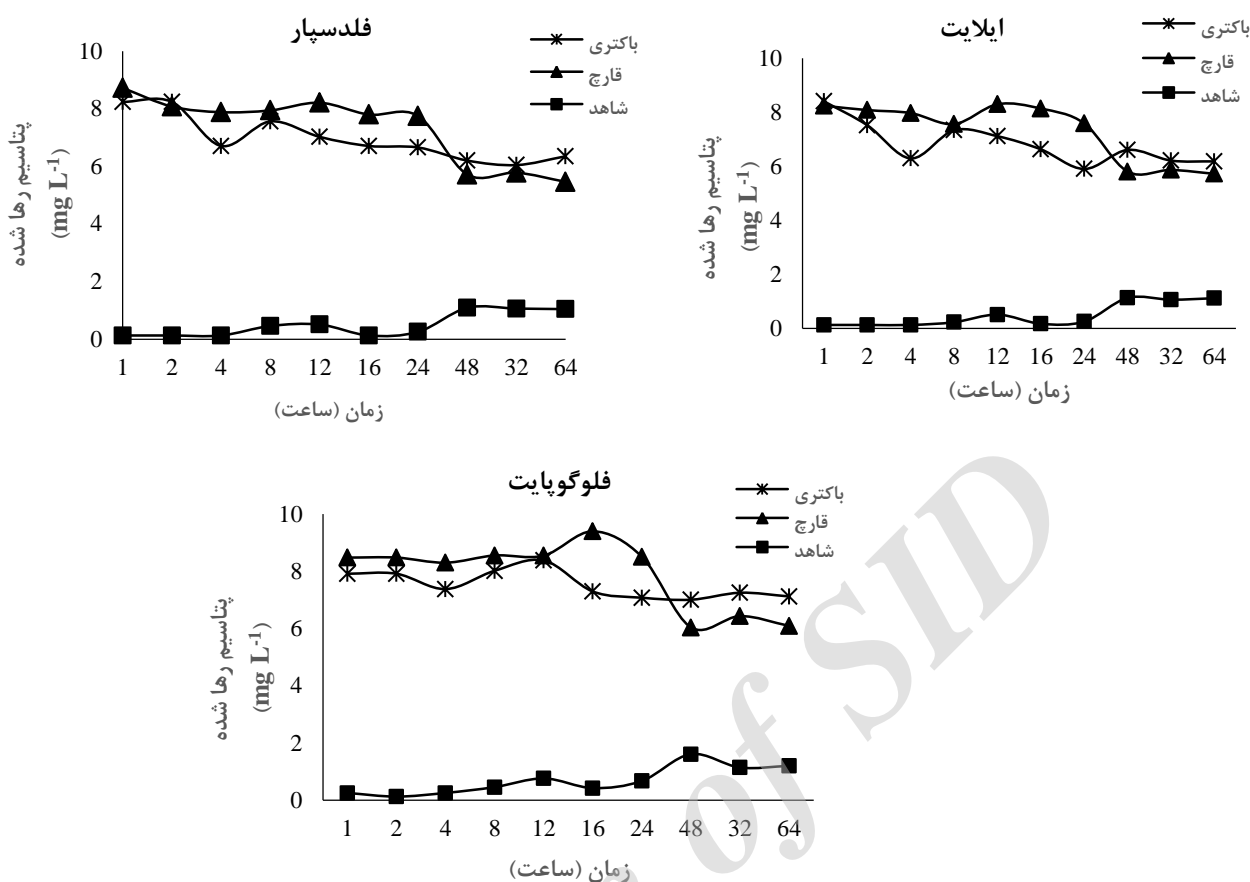
منابع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات (MS)	pH	K
تلقیح میکروبی	۲	۱۳۹۷***	۱۳۱***	۱۳۹۷***
نوع کانی	۲	۹۸۵***	۱/۵۳***	۹۸۵***
تلقیح میکروبی × نوع کانی	۴	۱/۰***	۰/۷۲۳***	۱/۰***
زمان	۹	۵/۱۳***	۱۲/۳۷***	۵/۱۳***
تلقیح میکروبی × زمان	۱۸	۶/۵۷***	۳/۰۷***	۶/۵۷***
نوع کانی × زمان	۱۸	۰/۴۸۴***	۰/۱۱۵ ^{ns}	۰/۴۸۴***
تلقیح میکروبی × نوع کانی × زمان	۳۶	۰/۳۵۶***	۰/۱۶۱***	۰/۳۵۶***
اشتباه آزمایشی	۱۸۰	۰/۱۷۶	۰/۰۸۱	۰/۱۷۶
ضریب تغییرات (%)		۸/۲۵	۵/۱۱	۸/۲۵

*** نشان دهنده وجود اختلاف معنی دار در سطح احتمال ۰/۱ و ns نشان دهنده عدم وجود اختلاف معنادار می باشد.

روند آزادسازی پتاسیم

روند رهاسازی پتاسیم از کانی ها تحت تأثیر تلقیح میکروبی در شکل (۲) نشان داده شده است. در تیمارهای تلقیح یافته هر سه کانی رهاسازی پتاسیم در مراحل اولیه با شیب تندی صورت گرفته و سپس با گذشت زمان شیب رهاسازی پتاسیم کاهش یافته است. رهاسازی با سرعت اولیه بالا می تواند ناشی از آزاد شدن پتاسیم از مناطق لبه ای و گوه ای شکل کانی ها باشد (Goulding, 1984). با پیشروی رهاسازی و افزایش انرژی جذب پتاسیم در بین لایه ها و از طرفی افزایش فاصله پتاسیم از لبه ای کانی ها و افزایش فاصله پخشیدگی، سرعت رهاسازی کاهش می یابد (Mousavi et al., 2015).

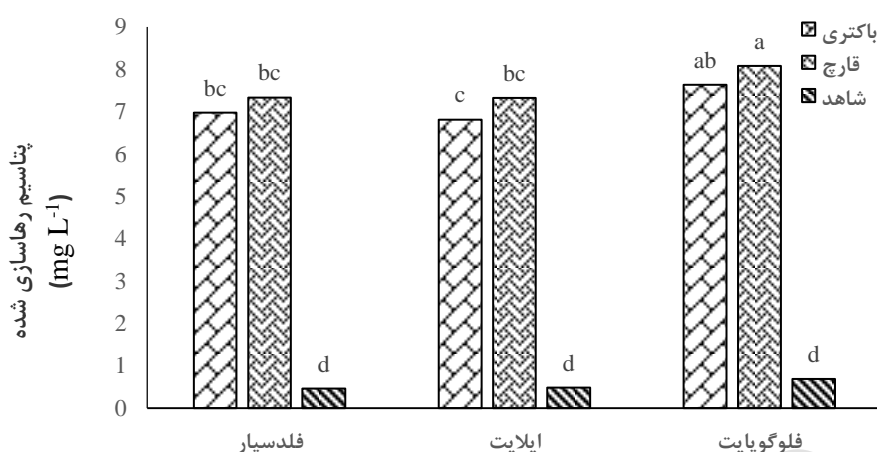
شکل (۲) حاکی از آن است که رهاسازی پتاسیم از



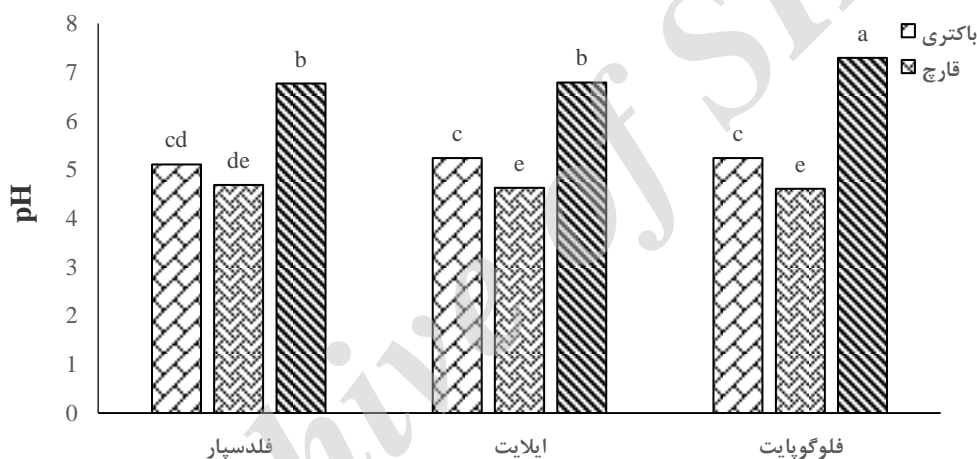
شکل ۲. روند رهاسازی تجمعی پتاسیم از فلدسپار، ایلایت و فلوگوپایت

تولید اسید، اسیدهای آلی که در طول متابولیسم سلولی و یا در اثر تجزیه ضایعات متابولیکی ترشح می‌شوند pH محیط کشت را کاهش می‌دهند. اسیدیته بالا پیوندهای شیمیایی کانی را تضعیف کرده و منجر به رهاسازی عناصری نظیر پتاسیم می‌شود (Banfield *et al.*, 1999; Harley and Gilkes, 2000). (۲) تجزیه، ممکن است لیگاند‌های آلی مستقیماً در سطوح کانی‌ها قرار بگیرند و یا با قارچ کمپلکس تشکیل داده و باعث تخریب کانی شوند. این دو واکنش می‌تواند در ارتباط با تعدادی از ترکیبات آلی مانند اسیدهای استیک، فوماریک، گلیوکسیلیک و ایتاکونیک که بنا به گزارش‌ها با سوخت‌وساز بدن قارچ‌ها در ارتباطند ادامه یابد (Adamo and Violante, 2000; Lian *et al.*, 2007; Sterflinger, 2000). (۳) خرد نمودن مکانیکی ذرات تأمین عناصر غذایی موردنیاز از طریق توسعه هیف وارد ساختار درونی کانی‌ها می‌شوند. به این ترتیب نیروهای فیزیکی وارد شده کانی‌ها را خرد نموده و ضمن کاهش اندازه ذرات سطوحی تازه و با واکنش‌پذیری بالایی را ایجاد می‌نمایند. بنابراین باکتری‌ها و قارچ‌ها از طریق مکانیسم‌های مذکور منجر به افزایش میزان رهاسازی پتاسیم از کانی‌ها می‌شوند.

مطالعات نشان دادند که باکتری‌ها و قارچ‌ها با تجزیه کانی‌های حاوی پتاسیم، فسفر و آهن نظیر میکا و فلدسپار می‌توانند منجر به آزادسازی این عناصر شوند (Styriakova *et al.*, 2003). تجزیه کانی‌ها در اثر کاهش pH محیط کشت (به دلیل تولید اسیدهای آلی)، تشکیل کمپلکس با کاتیون‌های سطحی کانی (به واسطه اسیدهای آلی و سیدروفور تولیدشده) و پلی-ساکاریدهای تولیدشده توسط باکتری‌ها که به‌طور غیرمستقیم در آزادسازی عناصر نقش دارند از مکانیسم‌های اصلی باکتری‌ها در رهاسازی پتاسیم محسوب می‌شوند. پلی ساکاریدها، اسیدهای آلی و سیدروفورها را به شدت جذب کرده و منجر به تشکیل غلظت بالایی از اسیدهای آلی و سیدروفورها در نزدیکی سطح کانی شده و با اکسید سیلیسیم موجود در سطح کانی کمپلکس ایجاد می‌نمایند، به این ترتیب عناصر از سطح کانی آزاد شده و وارد محیط کشت محلول می‌شوند، از طرفی پلی ساکاریدهای موجود در محیط کشت با جذب سیلیسیم باعث به هم خوردن تعادل سیلیسیم بین کانی و فاز مایع می‌شوند و از این طریق منجر به آزاد شدن عناصری نظیر پتاسیم و آهن می‌گردند (Liu *et al.*, 2006; Lian *et al.*, 2007). قارچ‌ها نیز از سه طریق می‌توانند انحلال کانی‌ها و رهاسازی عناصر را افزایش دهند: (۱)



شکل ۳. میانگین غلظت پتاسیم رهاسده از کانی‌ها در تیمارهای تلقیح یافته و شاهد



شکل ۴. pH در تیمارهای تلقیح یافته و شاهد

مقایسه میانگین اثرات متقابل تلقیح میکروبی و زمان حاکی از آن است که توانایی قارچ در رهاسازی پتاسیم در مقایسه با باکتری بیشتر است. در تیمارهای مایه‌زنی شده با باکتری و قارچ بیشترین رهاسازی در زمان‌های نخست انکوباسیون صورت گرفت. با گذشت ۲۴ ساعت از شروع انکوباسیون رهاسازی پتاسیم در تیمارهای تلقیح یافته به‌طور معناداری کاهش یافت (جدول ۵). محدوده بهینه pH برای اکثر قارچ‌ها و باکتری‌ها به ترتیب ۵ تا ۶ و ۵ تا ۷ است (Dix and

Webster, 1995). با افزایش زمان انکوباسیون میزان pH در تیمارهای تلقیح‌یافته به دلیل تولید اسیدهای آلی به تدریج کاهش یافته و به حدود ۴ رسید. لذا با گذشت زمان به دلیل تخلیه منبع کربن و انرژی، کاهش pH به کمتر از آستانه تحمل ریزجانداران و همچنین تجمع مواد متابولیتی سمی در محیط کشت رشد میکروب‌ها متوقف می‌شود و به این ترتیب رهاسازی پتاسیم کاهش می‌یابد (Lian et al., 2007).

جدول ۵. اثرات متقابل تلقیح میکروبی و زمان بر میزان رهاسازی پتاسیم

تیمار تلقیح میکروبی		میانگین پتاسیم آزادشده (mg L ⁻¹)										
		زمان انکوباسیون (ساعت)										
		۶۴	۴۸	۳۲	۲۴	۱۶	۱۲	۸	۴	۲	۱	
باکتری		۶/۵۵ ^{gh}	۶/۸۳ ^{fg}	۶/۶۰ ^g	۶/۵۴ ^{gh}	۶/۸۷ ^{fg}	۷/۵۰ ^{def}	۷/۶۳ ^{cde}	۶/۷۹ ^{fg}	۷/۸۸ ^{bcd}	۸/۱۸ ^{abcd}	
قارچ		۵/۰۹ ⁱ	۷/۰۲ ^{efg}	۵/۸۵ ^h	۷/۹۴ ^{bcd}	۸/۷۷ ^a	۸/۳۵ ^{abc}	۸/۰۲ ^{abcd}	۸/۰۵ ^{abcd}	۸/۲۱ ^{abcd}	۸/۴۸ ^{ab}	
شاهد		۱/۳۴ ^{kl}	۱/۰۸ ^{jk}	۰/۹۵ ^j	۰/۵۹ ^{klm}	۰/۳۹ ^{lm}	۰/۲۴ ^{klm}	۰/۳۸ ^{klm}	۰/۱۷ ^m	۰/۱۲ ^m	۰/۱۷ ^m	

* میانگین‌های با حروف مشابه بر اساس آزمون دانکن اختلاف معناداری ($P \leq 0.05$) ندارند.

تدریج افزایش یافته و به مقدار ثابت برسد، در مورد کانی‌های فلدسپار و ایلیت در زمان ۱۲ ساعت، بیشتر از ۲ روز بود. در ارتباط با فلوگوپایت نیز بیشینه رهاسازی در ۱۶ ساعت صورت گرفته است. وجود این تناقض را می‌توان به جذب و یا تثبیت دوباره پتاسیم رهاشده از کانی‌ها در زمان‌های کوتاه مدت نسبت داد (Norouzi *et al.*, 2012).

در زمان‌های اولیه انکوباسیون از نظر رهاسازی پتاسیم بین کانی‌ها اختلاف معناداری مشاهده نشد؛ اما ۱۶ ساعت پس از شروع انکوباسیون میزان آزادسازی پتاسیم از فلوگوپایت به ترتیب ۱/۱۶ و ۱/۰۶ برابر نسبت به فلدسپار و ایلیت بیشتر بود (جدول ۶). در حالیکه انتظار می‌رود با گذشت زمان و افزایش دوره انکوباسیون، میزان پتاسیم رهاشده از کانی‌ها به

جدول ۶. اثرات متقابل نوع کانی و زمان بر میزان رهاسازی پتاسیم

میانگین پتاسیم آزاد شده (mg L ⁻¹)										نوع کانی
زمان انکوباسیون (ساعت)										
۶۴	۴۸	۳۲	۲۴	۱۶	۱۲	۸	۴	۲	۱	
۳/۷۸ ⁱ	۴/۶۲ ^{efgh}	۴/۴۰ ^{ghi}	۴/۸۸ ^{bcdefg}	۴/۸۷ ^{bcdefg}	۵/۲۴ ^{abcdef}	۵/۳۲ ^{abcdef}	۴/۹۰ ^{bcdefg}	۵/۴۸ ^{abcd}	۵/۶۹ ^{ab}	فلدسپار
۴/۰۰ ^{hi}	۴/۷۱ ^{defgh}	۴/۵۱ ^{fghi}	۴/۵۷ ^{fgh}	۴/۹۷ ^{bcdefg}	۵/۳۰ ^a ^{bcdef}	۵/۰۴ ^{bcdefg}	۴/۷۹ ^{cdefg}	۵/۲۳ ^{bcdef}	۵/۵۸ ^{abc}	ایلیت
۴/۸۰ ^{cdefg}	۵/۶۱ ^{abc}	۴/۸۸ ^{bcdefg}	۵/۴۲ ^{abcde}	۶/۰۳ ^a	۵/۸۹ ^a	۵/۶۷ ^{ab}	۵/۳۱ ^{abcdef}	۵/۵۰ ^{abcd}	۵/۵۵ ^{abc}	فلوگوپایت

* میانگین‌های با حروف مشابه بر اساس آزمون دانکن اختلاف معناداری (P ≤ ۰/۰۵) ندارند.

رهاسازی پتاسیم شناخته می‌شود (Mousavi *et al.*, 2015).

ضرایب تبیین و خطای استاندارد مدل‌های سینتیکی مختلف در جدول (۷) نشان داده شده است. بر اساس معیارهای ذکر شده، چهار معادله تابع توانی، پخشیدگی سهموی، ایلویج و مرتبه اول رهاسازی پتاسیم را توصیف می‌کنند ولی در این بین، معادله تابع توانی به دلیل داشتن بالاترین R² و پایین‌ترین SEE بهترین معادله برای توصیف رهاسازی پتاسیم می‌باشد (شکل ۵). با توجه به اینکه معادلات مرتبه صفر و مرتبه دوم در این مطالعه قادر به توصیف رهاسازی پتاسیم نبودند لذا در ادامه مورد بحث قرار نگرفته‌اند.

برازش معادلات سینتیکی

به منظور ارزیابی سرعت آزادسازی پتاسیم از کانی‌های مورد مطالعه شش مدل سینتیکی شامل معادله مرتبه صفر، مرتبه اول، مرتبه دوم، پخشیدگی سهموی، ایلویج و تابع توانی مورد برازش قرار گرفتند. با توجه به اینکه گاهی چند معادله قادر به توصیف داده‌های سینتیکی می‌باشند انتخاب بهترین معادله بر اساس بالاترین ضریب تبیین صورت می‌گیرد. این عامل شرط لازم برای انتخاب بهترین مدل می‌باشد ولی شرط کافی نیست. معادله‌ای که بیشترین ضریب تبیین و کمترین خطای معیار تخمین را دارد، به عنوان بهترین معادله در توجیه

جدول ۷. ضرایب تبیین (R²) و خطای معیار برآورد (SEE) معادلات سینتیکی انتخابی

کانی	تلقیح میکروبی	مرتبه اول		تابع توانی		ایلوویج		پخشیدگی پارابولی	
		SEE	R ²	SEE	R ²	SEE	R ²	SEE	R ²
فلدسپار	باکتری	۳/۳۶	۰/۹۷	۰/۱۲۶	۰/۹۶	۲/۷۳	۰/۹۸	۲/۶۱	۰/۹۶
	قارچ	۱/۷۹	۰/۹۶	۰/۱۲۹	۰/۹۶	۳/۱۱	۰/۹۸	۲/۷۵	۰/۹۸
	شاهد	۰/۱۴۳	۰/۹۶	۰/۱۱۷	۰/۹۹	۰/۷۳۸	۰/۸۱	۱/۵۹	۰/۸۴
ایلیت	باکتری	۳/۰۰	۰/۹۷	۰/۱۱۰	۰/۹۷	۲/۹۲	۰/۹۷	۲/۶۰	۰/۹۶
	قارچ	۴/۵۷	۰/۹۶	۰/۱۲۵	۰/۹۶	۳/۲۴	۰/۹۸	۲/۷۴	۰/۹۸
	شاهد	۰/۲۰۶	۰/۹۴	۰/۱۲۷	۰/۹۸	۰/۸۳۵	۰/۷۵	۱/۲۲	۰/۹۶
فلوگوپایت	باکتری	۳/۱	۰/۹۷	۰/۱۲۴	۰/۹۷	۲/۰۹	۰/۹۷	۲/۶۱	۰/۹۵
	قارچ	۴/۹۲	۰/۹۶	۰/۱۳۵	۰/۹۶	۶/۷۰	۰/۹۸	۱/۳۱	۰/۹۷
	شاهد	۰/۴۰۴	۰/۹۷	۰/۰۹۷	۰/۹۹	۱/۰۵	۰/۸۲	۱/۵۱	۰/۹۷
میانگین		۲/۳۸	۰/۹۶۲	۰/۱۲۱	۰/۹۷۱	۲/۶۰	۰/۸۰۶	۲/۱۰	۰/۹۵۲
دامنه تغییرات	حداکثر	۴/۹۲	۰/۹۷	۰/۱۳۵	۰/۹۹	۶/۷۰	۰/۹۸	۲/۷۵	۰/۹۸
	حداقل	۰/۱۴۳	۰/۹۴	۰/۰۹۷	۰/۹۶	۰/۷۳۸	۰/۷۵	۱/۲۲	۰/۸۴

جدول ۸. رابطه بین مقدار پتاسیم آزاد شده اندازه گیری شده و پیش بینی شده توسط مدل های سینتیکی انتخاب شده

کانی	تلقیح میکروبی	مرتب اول	تابع توانی	الووچ	پخشیدگی پارابولی
	باکتری	$\ln(q_0 - q_t) = -0.001t + 4.1862$	$\ln q_t = 0.4851 \ln t + 0.3734$	$q_t = 14.851 \ln t - 56.334$	$q_t = 1.1167 t^{0.5} + 5.4869$
فلدسپار	قارچ	$\ln(q_0 - q_t) = -0.001t + 4.2263$	$\ln q_t = 0.4942 \ln t + 0.3822$	$q_t = 16.109 \ln t - 61.458$	$q_t = 1.204 t^{0.5} + 5.821$
	شاهد	$\ln(q_0 - q_t) = -0.0005t + 1.5545$	$\ln q_t = 0.875 \ln t - 5.6184$	$q_t = 1.0493 \ln t - 5.037$	$q_t = 0.0864 t^{0.5} - 0.902$
	باکتری	$\ln(q_0 - q_t) = -0.001t + 4.1714$	$\ln q_t = 0.4808 \ln t + 0.3748$	$q_t = 14.466 \ln t - 54.976$	$q_t = 1.0916 t^{0.5} + 5.1202$
ایلات	قارچ	$\ln(q_0 - q_t) = -0.001t + 4.2376$	$\ln q_t = 0.505 \ln t + 0.2944$	$q_t = 16.16 \ln t - 62.257$	$q_t = 1.2096 t^{0.5} + 5.1797$
	شاهد	$\ln(q_0 - q_t) = -0.0004t + 1.6355$	$\ln q_t = 0.862 \ln t - 5.6258$	$q_t = 1.0128 \ln t - 4.9285$	$q_t = 0.0853 t^{0.5} - 0.998$
	باکتری	$\ln(q_0 - q_t) = -0.001t + 4.344$	$\ln q_t = 0.5192 \ln t + 0.1853$	$q_t = 16.559 \ln t - 65.158$	$q_t = 1.2547 t^{0.5} + 3.469$
فلوگوپایت	قارچ	$\ln(q_0 - q_t) = -0.001t + 4.3717$	$\ln q_t = 0.5229 \ln t + 0.2455$	$q_t = 21.139 \ln t - 93.577$	$q_t = 1.3515 t^{0.5} + 4.21$
	شاهد	$\ln(q_0 - q_t) = -0.0005t + 1.9881$	$\ln q_t = 0.8312 \ln t - 4.9013$	$q_t = 1.5481 \ln t - 7.4015$	$q_t = 0.1273 t^{0.5} - 1.2974$

پتاسیم در فلوگوپایت به عنوان میکای تری اکتاهیدرال ۱/۱۲ برابر فلدسپار و ایلات بود. صرف نظر از نوع کانی، میزان رهاسازی بسته به نوع میکروارگانیزم تلقیح شده نیز متفاوت است. به طوری که تلقیح قارچی منجر به رهاسازی پتاسیم بیشتری نسبت به تلقیح باکتریایی می شود. میزان این رهاسازی در تیمار تلقیح یافته با قارچ ۵/۸ درصد بیشتر از تیمار تلقیح باکتریایی بود (اگرچه از نظر آماری اختلاف معناداری با هم نداشتند). بررسی سرعت آزادسازی پتاسیم نیز نشان داد که در زمان های اولیه انکوباسیون، رهاسازی با سرعت بیشتری صورت می گیرد و سپس به تدریج از میزان آن کاسته می شود.

برازش ۶ مدل سینتیکی شامل مرتبه صفر، مرتبه اول، مرتبه دوم، تابع توانی، ایلووچ و پخشیدگی سهموی نشان داد که معادلات مرتبه صفر و مرتبه دوم قادر به توصیف رهاسازی پتاسیم نیستند ولی چهار معادله دیگر برای توصیف رهاسازی پتاسیم از کانی ها مناسب می باشند و در این بین معادله تابع توانی به دلیل دارا بودن بیشترین ضریب تبیین و کمترین خطای معیار به عنوان بهترین مدل انتخاب شد. بنابراین به دلیل تطبیق نتایج این مطالعه با معادلات توانی، پخشیدگی، مرتبه اول و ایلووچ فرآیند رهاسازی پتاسیم از کانی ها توسط پخشیدگی کنترل می شود. در کل فعالیت میکروبی می تواند نقش موثری در تأمین پتاسیم مورد نیاز گیاه ایفا نماید. البته لازم است نتایج این تحقیق با انجام آزمون های گلخانه ای و مزرعه ای با کشت گیاهان مختلف تأیید گردد و ارزیابی اقتصادی آزادسازی میکروبی پتاسیم انجام بگیرد. به هر حال استفاده از روش های زیستی تأمین عناصر غذایی ضروری برای گیاهان در راستای کشاورزی پایدار و حفظ محیط زیست، در مقایسه با کاربرد کودهای شیمیایی امیدوار کننده است.

نتایج مشابهی در مطالعات مختلف گزارش شده است. Mousavi *et al* (2015) نشان دادند که معادلات توانی، پارابولی و مرتبه اول قادر به توصیف رهاسازی پتاسیم هستند. Abdi *et al* (2015) نیز معادلات ایلووچ، تابع توانی، پخشیدگی و مرتبه اول را به عنوان معادلات مناسب در توصیف رهاسازی پتاسیم از خاک های آهکی استان فارس پیشنهاد نمودند. با توجه به اینکه سرعت رهاسازی پتاسیم از معادلات توانی، پخشیدگی، مرتبه اول و ایلووچ پیروی می کند، لذا آزادسازی پتاسیم تحت تأثیر فرآیند پخشیدگی می باشد (Jardin and Sparks, 1984). Havlin *et al* (1985) نشان دادند که معادله توانی نشان دهنده کنترل فرآیند پخشیدگی است. در تحقیقات دیگری نیز، نشان داده شده در خاک هایی که سرعت آزاد شدن پتاسیم غیرتبادلی از معادلات مرتبه اول و پخشیدگی تبعیت کند، آزاد شدن پتاسیم از فرآیند پخشیدگی تبعیت می کند (Jalali, 2007; Martin and Sparks, 1983). ایلووچ نشان دهنده سرعت رهاسازی پتاسیم بین لایه ای و عرض از مبدأ آن بیانگر سرعت اولیه رهاسازی پتاسیم است (Mengel *et al.*, 1998). بر این اساس در این مطالعه، صرف نظر از نوع کانی برای تلقیح قارچی و صرف نظر از نوع تلقیح، برای کانی فلوگوپایت عرض از مبدأ بیشترین مقدار است. به این معنی که تأثیر تیمار تلقیح قارچی بر سرعت اولیه رهاسازی و سرعت رهاسازی بین لایه ای مؤثرتر از تلقیح باکتریایی در کانی فلوگوپایت می باشد.

نتیجه گیری

به طور کلی رهاسازی پتاسیم توسط عوامل مختلفی از جمله نوع کانی تحت تأثیر قرار می گیرد. در این بررسی میزان رهاسازی

REFERENCES

- Abdi, S. Ghasemi-Fasaei, R. Karimian, N. and Feizian, M. (2015). Availability and Release Kinetics of Nonexchangeable Potassium in Some Calcareous Soils of Fars Province. *Journal of Water and Soil*. 28, 766-777. (In Farsi)
- Adamo, P. and Violante, P. (2000). Weathering of rocks and neogenesis of minerals associated with lichen activity. *Applied Clay Science*. 16, 229-256.
- Ademola, O. A. and Geoffrey, M. G. (2005). Fungal degradation of calcium, lead, and silicon-bearing minerals. *BioMetals*. 18, 269-281.
- Aleksandrov V.G. Blagodyr, R.N. and Iiiev, I.P. (1967). Liberation of phosphoric acid from apatite by silicate bacteria. *Journal of Microbiological Methods*. 29, 111-114.
- Avakyan, Z. A. (1984). Silicon compounds in solution bacteria quartz degradation. *Microbiology*. 54, 301-307.
- Badr, M.A. Shafei, A.M. and Sharaf, E.L. Deen, S.H. (2006). The dissolution of K and P-bearing minerals by silicate dissolving bacteria and their effect on sorghum growth. *Research Journal of Agriculture and Biological Sciences*. 2, 5-11.
- Baker, W.W. Welch, S.C. and Banfield, F. (1998). Experimental observation of the effects of bacteria on aluminosilicate weathering. *American Mineralogist*. 83, 1551-1563.
- Banfield, J. F. Barker, W.W. Welch, S. A. and Taunton, A. (1999). Biological impact on dissolution: application of the lichen model to understanding mineral weathering in the rhizosphere. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 96, 3404-3411.
- Chen, H. and Chen, T. (1960). Characteristics of morphology and physiology and ability to weather mineral bearing phosphorus and potassium of silicate bacteria. *Microorganism*. 3, 104-112.
- Dix, N. J. and Webster, J. (1995). *Fungal Ecology*. Cahpman & Hall, Cambridge, UK, p. 57.
- Dordipour, E. Farshadi-Raad, A. and Arzanesh, M. (2010). *Azospirillum lipoferum* and *Azotobacter chroococum* impact on soil potassium release in pot cultivation of soybean (*Glycine max* var. Williams). *Journal of Agroecology*. 2, 593-599. (In Farsi)
- Ebrahimi Karim-Abad R. and Rasouli-Sadaghiani, M.H. (2014). Isolation of phosphate solubilizing microorganisms from wheat rhizosphere and evaluation of their solubilization potential in vitro and greenhouse conditions. MSc. dissertation, University of Urmia, Iran.
- Goulding, K.W.T. (1984). The availability of potassium in soils to crops as measured by its release to calcium saturated cation exchange resin. *Journal of Agricultural Science*. 103, 265-275.
- Groudev, S.N. (1987). Use of heterotrophic microorganisms in mineral biotechnology. *Acta Biotechnologica*. 7, 299-306.
- Harley, A. D. and Gilkes, R. J. (2000). Factors influencing the release of plant nutrient elements from silicate rock powders: a geochemical overview. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 56, 11-36.
- Havlin, J. L. Westfall, D. G. and Olsen, S.R. (1985). Mathematical models for potassium release kinetics in calcareous soils. *Soil Science Society of America Journal*. 49, 371-376.
- Hu, X.F. Chen, J. and Guo, J.F. (2006). Two phosphate and potassium solubilizing bacteria isolated from Tiannu Mountain, Zhejiang, China. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*. 22, 983-990.
- Jardin, P.M. and Sparks, D.L. (1984). Potassium-calcium exchange in a multireactive soil system: 1. Kinetics. *Soil Science Society American Journal*. 47, 39-45.
- Jongmans, A. Van Breemen, G. Lundstrom, N. Van Hees, U. Finlay, P. A. W. Srinivasan, R. D. Unestam, M. Giesler, T. Melkerud, R. and Olsson, M. (1997). Rock-eating fungi. *Nature*. 389,682-683.
- Lian, B. (1998). A study on how silicate bacteria GY92 dissolves potassium from illite. *Acta Mineralogica Sinica*. 18, 234-238.
- Lian, B. Fu, P. Q. Mo, D. M. and Liu, C. Q. (2002) A comprehensive review of the mechanism of potassium releasing by silicate bacteria. *Acta Mineralogica Sinica*. 22, 179-183.
- Lian, B. Wang, B. Pan, M. Liu, C. and Teng, H.H. (2007). Microbial release of potassium from K-bearing minerals by thermophilic fungus *Aspergillus fumigatus*. *Geochimical et Cosmochimica Acta*. 72, 87-98.
- Liu, W. Xu, X. Wu, X. Yang, Q. Luo, Y. and Christie, P. (2006). Decomposition of silicate minerals by *Bacillus mucilaginosus* in liquid culture. *Environmental Geochemistry and Health*. 28, 133-140.
- Malakouti, M.J. Shahabi, A. and Bazargan, K. (2006). *Potassium in Iran agriculture*. Sana publication. Tehran. (In Farsi)
- Memon, Y.M. Fergus, I.F. Hughes, J.D. and Page, D.W. (1988). Utilization of non-exchangeable soil potassium in relation to soil type, plant species and stage of growth. *Australian of Soil Research*. 26, 489-496.
- Mousavi, A. Khiamim, F. and Shariatmadari, H. (2015). The kinetics of potassium release from K-feldspar, compared with muscovite under the influence of different extractants. *Journal of Sciences and Technology of Agriculture and Natural Resources*. 67, 229-240. (In Farsi)
- Norouzi, S. Khademi, H. and Shirvani, M. (2012). The kinetics of K release from muscovite and phlogopite with organic acids. *Journal of Soil and Water Research*. 42, 163-173. (In Farsi)

- Parmer, P. and Sindhu, S.S. (2013). Potassium solubilization by rhizosphere bacteria: influence of nutritional and environmental conditions. *Journal of Microbiological Research*. 3, 25-31.
- Saber, M.S.M. and Zanaty, M.R. (1981). Effectiveness of inoculation with silicate bacteria in relation to the potassium content of plants using the intensive cropping technique. *Research Journal of Agriculture and Biological Science*. 59(4), 280-289.
- Sparks, D. L. and Huang, P. M. (1985). Physical chemistry of soil potassium. In: R.D. Munson. (Ed.), Potassium in Agriculture. ASA, CSSA, SSSA. Madison. WI. PP, 201-276.
- Sparks, D.L. (1987). Potassium dynamics in soils. *Advances in Soil Science*. 6, 1-63.
- Sterflinger, K. (2000). Fungi as geologic agents. *Geomicrobiology Journal*. 17, 97-124.
- Styriakova, I. Styriak, I. Nandakumar, M.P. and Mattiasson, B. (2003). Bacterial destruction of mica during bioleaching of kaolin and quartz sand by *Bacillus cereus*. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*. 19 (6), 583-590.
- Tisdale, S.L. Nelson, W.L. Beaton, J.D. and Havlin, J.L. (2003). *Soil Fertility and Fertilizers*. (5th Ed). Prentice-Hall of India, New Delhi, India.
- Ulman, W.J. Krichman, D.L. and Welch, W.A. (1996). Laboratory evidence by microbioally mediated silicate mineral dissolution in nature. *Chemical Geology*. 132, 11-17.
- Vandeviver, P. Welch, S.A. Ulman, W.J. and Kirchman, D.J. (1994). Enhanced dissolution of silicate minerals by bacteria at near neutral pH. *Microbial Ecology*. 27, 241-251.
- Verrecchia, E. P. and Dumont, J. L. (1996). A biogeochemical model for chalk alteration by fungi in semiarid environments. *Biogeochemistry*. 35, 447-470.
- Yuan, L. Fang, D. H. Wang, Z. H. Shun, H. and Huang, J. G. (2000) Bio-mobilization of potassium from clay minerals: I. By ectomycorrhizas. *Pedosphere*. 10, 339-346.
- Yuan, L. Huang, J. G. Li, X. L. and Christie, P. (2004). Biological mobilization of potassium from clay minerals by ectomycorrhizal fungi and eucalypt seedling roots. *Plant and Soil*. 262, 351- 361.

Archive of SID