

## تأثیر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های آهکی بر واکنش‌های

### جذب و واجذب سطحی بور

عزیز مجیدی<sup>1</sup> و رسول راهنمایی

استادیار مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی آذربایجان غربی؛ Azmajidi@ymail.com

استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه تربیت مدرس؛ rasoul.rahnamaie@modares.ac.ir

دریافت: 93/4/22 و پذیرش: 94/3/26

#### چکیده

شناخت دامنه اثر فرآیندهای کنترل کننده فعالیت بور (B) در محلول خاک برای حفظ کیفیت آب و مدیریت حاصلخیزی خاک مهم است. از آن جا که این فرآیندها متأثر از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک هستند، در این تحقیق، تأثیر این ویژگی‌ها بر واکنش‌های جذب و واجذب سطحی بور و درجه برگشت پذیری آن مطالعه شد. بدین منظور، همدماهای جذب سطحی و واجذب بور در 14 نمونه خاک آهکی اندازه‌گیری گردید. داده‌های جذب سطحی با معادله‌های تجربی و اثر ویژگی‌های خاک بر آن‌ها با رگرسیون چند متغیره بررسی شد. نتایج نشان داد که جذب سطحی بور از معادله لانگمویر با حداکثر جذب سطحی در محدوده 3 تا 14 میلی‌مول بر کیلوگرم پیروی می‌کند. محاسبات نشان داد که ظرفیت تبادل کاتیونی و کربنات کلسیم فعال خاک، مهمترین عوامل ابقای بور در خاک‌های آهکی هستند. کربن آلی، کربنات کلسیم فعال و اکسید آلومینیوم 94% تغییرات ضریب متوسط توزیع بور در خاک را توصیف کردند. ظرفیت تبادل کاتیونی و کربنات کلسیم فعال خاک رابطه مثبتی با درجه برگشت پذیری (بسماند) بور در خاک نشان دادند. توصیف داده‌ها با معادله لانگمویر دوسطحی نشان داد که ضرائب حداکثر جذب سطحی می‌توانند در پیش بینی قابلیت استفاده بور در خاک مفید باشند. بر عکس، ضرائب انرژی پیوندی در هر دو غلظت‌های بالا و پائین بور کاربرد عملی ضعیفی داشتند. مدل رگرسیونی (تابعی از ظرفیت تبادل کاتیونی و ضرائب معادله های جذب سطحی)، امکان استفاده عملی از ضرائب معادله‌های فروندلیچ و لانگمویر برای برآورد بور قابل استفاده را در خاک‌های آهکی تأیید نمود.

واژه‌های کلیدی: فروندلیچ، لانگمویر، قابلیت استفاده بور

<sup>1</sup> نویسنده مسئول، آدرس: استان آذربایجان غربی، شهرستان ارومیه، کیلومتر 3 جاده سلماس، مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی

## مقدمه

کنترل فعالیت بور (B) در فاز محلول خاک، به ویژه از نظر محدوده غلظتی نسبتاً کوچکی که موجب بروز علائم کمبود یا مسمومیت آن در گیاهان می‌شود، حائز اهمیت است. منابع تأمین بور مورد نیاز گیاهان، کانی‌های حاوی بور و فاز تبادل‌ی خاک است. فراوان‌ترین کانی بور در خاک‌ها و رسوبات، سیلیکات بور (تورمالین) است. این کانی به هوازگی فیزیکی و شیمیایی خیلی مقاوم و در نتیجه بسیار کم محلول است (گوپتا، 1985؛ روی و همکاران، 1993). از دیگر کانی‌های شناخته شده بور، بورات‌های سدیم، کزنایت و بوراکس هستند که اغلب در رسوبات تبخیری به طور همزمان حضور دارند و در آب بسیار محلول هستند (کلین و هارلبات، 1985). با توجه به درجه حلالیت، می‌توان دریافت که کانی‌های بور عملاً نقش چندانی در کنترل فعالیت بور در محلول خاک ندارند، لیکن واکنش‌های جذب و واجذب سطحی بور نقش بسیار مهمی در کنترل فعالیت بور در فاز محلول دارند (گلدبرگ، 1997)، زیرا بور جذب سطحی شده به صورت یک بافر، غلظت بور در محلول خاک را کنترل (گوپتا، 1985) و مقادیر واجذب، قابل استفاده و درجه آبشویی آنرا در خاک تعیین می‌نماید.

به دلیل ویژگی‌های ذاتی گونه‌های شیمیایی بور محلول در آب، ویژگی‌های متفاوتی از خاک روی جذب و واجذب سطحی آن تأثیر می‌گذارند. از جمله، تغییر در pH محلول هم موجب تغییر در توزیع گونه‌های شیمیایی بور محلول شده و هم موجب تغییر در دانسیته بار سطحی مواد آلی، اکسیدها و لبه کانی‌های رس می‌گردد (گلدبرگ و گلین، 1985؛ گلدبرگ و گلین، 1986a؛ گلدبرگ و سوارز، 2012؛ کرن و تالپاز، 1984). در یک pH معین، بارهای وابسته به pH کلوتیدها با افزایش قدرت یونی افزایش می‌یابد. بنابراین، افزایش قدرت یونی، جذب سطحی گونه‌های شیمیایی بور را در خاک افزایش می‌دهد (کرن و اوکانر، 1982). همچنین، با افزایش قدرت یونی لایه دوگانه الکتریکی سطح کانی‌ها فشرده می‌شود و لذا جذب سطحی بور افزایش می‌یابد (مجیدی و همکاران، 2010).

کانی‌های رس، مواد آلی، کربنات‌ها، (هیدرو)اکسیدهای آلومینیم و آهن اجزاء مهم فاز جامد خاک هستند که می‌توانند در جذب و واجذب سطحی بور در خاک نقش مهمی داشته باشند. کلسایت ( $\text{CaCO}_3$ ) کانی معمول و مهم خاک‌های مناطق خشک و نیمه خشک است. این کانی نقش مهمی در جذب سطحی بور در خاک‌های آهکی دارد (گلدبرگ و فوستر، 1991).

کانی‌های رس منبع مهم دیگری برای جذب سطحی بور در خاک‌ها هستند (آفائی و راهنمائی، 1393؛ گلدبرگ و همکاران، 1993). بررسی‌ها نشان داده است که بور با گروه‌های سطحی لبه کانی‌های رس واکنش می‌دهد. در مورد نقش مواد آلی خاک بر جذب و واجذب سطحی بور، بعضی از محققین گزارش کرده‌اند که افزایش مواد آلی خاک موجب افزایش جذب سطحی بور می‌گردد (آواد و مکی، 1990؛ شارما و همکاران، 2006)، و بعضی دیگر مشاهده کرده‌اند که حذف مواد آلی خاک موجب افزایش جذب سطحی بور در خاک می‌گردد (سرکار و همکاران، 2012). در عین حال، مقدار مواد آلی خاک تأثیری بر پدیده پسماند واجذب بور ندارد (گلدبرگ و سوارز، 2012). مطالعات مختلف نشان داده است که (هیدرو) اکسیدهای فلزی در جذب سطحی بور از محلول خاک از پتانسیل به نسبت بالائی برخوردار هستند (گلی و همکاران، 2011؛ سرکار و همکاران، 2012). مقایسه اکسیدهای آلومینیم و اکسیدهای آهن نیز نشان داده است که اکسیدهای آلومینیم در مقایسه با اکسیدهای آهن، مقدار بیشتری بور را از محلول خاک جذب سطحی می‌کنند (گلدبرگ و گلوبیگ، 1985) رسوب پی در پی گونه‌های متنوع اکسیدهای فلزی به صورت پوششی روی سطح سایر ذرات معدنی خاک، صرفنظر از اینکه خود جزو اجزای تشکیل دهنده خاک محسوب می‌گردند، به دلیل واکنش پذیری و سطح ویژه بالا اثر قابل ملاحظه‌ای بر ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک‌ها (گلدبرگ و همکاران، 1993b) و آزادسازی بور در خاک دارند (پولات و همکاران، 2004).

نتایج حاصل از بررسی اثر کربنات‌های کلسیم روی جذب سطحی بور در خاک متفاوت است. از طرفی بیان شده است که جذب سطحی بور با مقدار کربنات کلسیم خاک همبستگی ندارد (الرشیدی و اوکانر، 1982) و از طرف دیگر عنوان شده است که جذب سطحی بور در خاک آهکی خیلی مشابه با جذب سطحی آن روی کانی کلسایت است و کربنات کلسیم به صورت مخزنی مهم برای جذب سطحی بور در خاک‌های آهکی عمل می‌کند (گلدبرگ و فوستر، 1991؛ حسنی و راهنمائی، 1389). بخشی از این تفاوت در نتایج ممکن است ناشی از حذف کانی‌های کربناتی از خاک باشد که موجب تغییر در سطح تماس جامدات با فاز محلول می‌شود. به عبارت دیگر، "حذف یک یا تعدادی از اجزای تشکیل دهنده خاک می‌تواند مانع ارزیابی صحیح سهم عوامل تشکیل دهنده خاک در جذب و واجذب سطحی بور گردد. در عوض، تجزیه‌های رگرسیون چند متغیره که اثرات متقابل بیش از

در محدوده صفر تا 5/54 میلی مولار در غلظت 10 میلی مولار نیترات کلسیم در pH ثابت اضافه گردید. نمونه‌ها در دستگاه تکان دهنده رفت و برگشتی در 180 دور در دقیقه به مدت 20 ساعت در درجه حرارت  $25 \pm 1^\circ\text{C}$  به هم زده شدند. پس از سانتریفوژ کردن (4000 دور در دقیقه به مدت 15 دقیقه،  $25^\circ\text{C}$ )، بخشی از مایع صاف رویی با کاغذ صافی 42 واتمن صاف گردید. غلظت تعادلی بور در مایع صاف شده به روش رنگ سنجی آزومتین H اندازه‌گیری شد (پیچ و همکاران، 1982). pH تعادلی در باقیمانده سوسپانسیون اندازه‌گیری شد. غلظت بور جذب سطحی شده از اختلاف غلظت تعادلی بور و غلظت اولیه آن محاسبه گردید.

برای اندازه‌گیری هم دماهای واجذب بور، در ابتدا لوله‌های محتوی نمونه‌های خاک مرحله جذب سطحی توزین شد و سپس 25 میلی لیتر از محلول 10 میلی مولار نیترات کلسیم به آن‌ها اضافه گردید. سپس سوسپانسیون حاصل به مدت 20 ساعت به هم زده شد. پس از سانتریفوژ کردن محلول رویی برداشت گردید. مراحل توزین نمونه‌ها، اضافه کردن نیترات کلسیم، به هم زدن و صاف کردن آنها به طور متوالی چهار مرتبه تکرار شد. غلظت بور در محلول رویی هر مرحله واجذب اندازه‌گیری و غلظت بور باقیمانده به صورت جذب سطحی در خاک در هر مرحله واجذب به وسیله معادله 1 محاسبه شد (مجیدی و همکاران، 2010).

$$\Gamma_i = \Gamma_{i-1} - (c_i - c_{i-1}/n)/w \quad (1)$$

در این معادله  $\Gamma_i$  مقدار بور باقیمانده جذب سطحی شده در خاک در پایان مرحله i ام واجذب ( $\mu\text{mol g}^{-1}$ )،  $\Gamma_{i-1}$  مقدار بور باقیمانده جذب سطحی شده در خاک در پایان مرحله  $i-1$  واجذب ( $\mu\text{mol g}^{-1}$ )؛  $c_i$  غلظت بور در محلول در پایان مرحله  $i-1$  ام واجذب، و  $w$  غلظت فاز جامد در سوسپانسیون ( $\text{g L}^{-1}$ ) و  $n$  ضریب رقت است. ضریب متوسط توزیع بور ( $K_d$ ) از میانگین تقسیم مقادیر بور جذب سطحی شده ( $\mu\text{mol g}^{-1}$ ) بر غلظت‌های تعادلی بور محلول خاک ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) مربوط به تیمارهای غلظتی اولیه بدست آمد.

دو متغیر را هم زمان ارزیابی می‌کنند در روشن ساختن اثر ویژگی‌های خاک روی جذب و واجذب سطحی بور مفیدتر هستند" (داتا و بهادوریا، 1999).

از این رو با توجه به عدم قطعیت نتایج حاصل از بررسی اثر ویژگی‌های خاک بر رفتار شیمیایی بور در خاک‌های آهکی و هم محدودیت اطلاعات موجود در باره رفتار شیمیایی بور در خاک‌های شمال غرب کشور و تغییرات گسترده در قابلیت استفاده بور در این خاک‌ها، از کمبود بور در مناطق به نسبت پرباران تا سمیت آن در مناطق کم باران، در این تحقیق میزان مشارکت اجزاء تشکیل دهنده خاک در جذب و واجذب سطحی بور و تاثیر آن بر قابلیت استفاده بور مورد بررسی قرار گرفت.

## مواد و روشها

### نمونه های خاک

از 14 خاک سطحی (0-25 سانتی متر) اراضی زراعی استان آذربایجان غربی متعلق به رده‌های ایتنی سول، اینسپتی سول، مالی سول و ورتی سول نمونه برداری شد. نمونه‌ها به گونه‌ای انتخاب گردیدند که دارای گستره‌ای از ویژگی‌های فیزیکو شیمیایی باشند. نمونه‌ها هوا-خشک، آسیاب و از الک دو میلیمتری عبور داده شدند. مقدار کربنات کلسیم معادل (CCE) نمونه‌ها به روش تیتراسیون (علی احیائی و بهبهانی زاده، 1373)، بافت خاک به روش هیدرومتری، pH عصاره گل اشباع به روش پتانسیومتری، قابلیت هدایت الکتریکی (EC) عصاره گل اشباع به روش هدایت سنجی، ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) به روش پولیمو و رودز (1977)، بور قابل جذب خاک به روش آب داغ و کربن آلی (OC) به روش دی کرومات پتاسیم اندازه‌گیری شدند (پیچ و همکاران، 1982). مقدار (هیدرو) اکسیدهای آهن و آلومینیم آزاد نمونه‌های خاک به روش کوفین (1963) و درصد آهک فعال ( $\text{CCE}_f$ ) آن‌ها به روش اگزالات آمونیم تعیین گردیدند (علی احیائی، 1376). نتایج اندازه‌گیری ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها در جدول 1 آورده شده است.

### جذب و واجذب سطحی بور

هم دماهای جذب سطحی بور در نسبت خاک به محلول 1 به 2 اندازه‌گیری شد. بدین منظور، به پنج گرم ( $\pm 0/01$ ) خاک، غلظت‌های درجه‌بندی شده‌ای از بور

جدول 1- نتایج حاصل از اندازه‌گیری ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های خاک

شماره خاک	رس	سیلت	کربن آلی	کربنات		اکسید آهن	اکسید آلومینیم	ظرفیت تبادل کاتیونی	pH <sub>s</sub>	بور قابل جذب خاک	بافت خاک
				کلسیم فعال	کلسیم معادل						
%											
(cmol kg <sup>-1</sup> )											
(mg kg <sup>-1</sup> )											
1	46	44	1/00	2/3	1/45	0/54	0/11	37/25	7/83	0/15	SiC
2	45	50	0/91	21/3	1/65	0/53	0/10	33/3	7/79	0/14	SiC
3	35	54	1/05	2/0	0/88	0/13	0/09	30/01	7/8	0/12	SiCL
4	34	50	1/04	16/4	1/78	0/48	0/06	20/00	7/90	0/20	SiCL
5	34	55	1/07	3/0	0/64	0/20	0/08	27/64	7/7	0/12	SiCL
6	32	45	1/13	7/1	1/44	0/59	0/05	17/26	8/0	0/83	CL
7	31	52	2/69	3/8	1/62	0/35	0/10	29/80	7/64	0/15	SiCL
8	30	52	1/07	3/0	0/97	0/41	0/08	34/7	7/43	0/10	SiCL
9	26	47	1/07	3/4	0/48	0/12	0/05	15/50	7/9	0/13	L
10	22	52	0/50	4/6	0/32	0/51	0/04	18/23	8/2	0/22	SiL
11	20	46	0/90	11/4	3/71	0/12	0/06	27/40	7/92	0/24	L
12	20	44	0/93	6/0	2/26	0/13	0/05	16/30	7/84	0/76	L
13	16	22	0/32	13/9	3/39	0/11	0/04	10/11	7/93	0/66	SaL
14	12	25	0/34	16/4	3/39	0/11	0/04	10/12	7/95	0/67	SaL

## معادله‌های جذب و واجذب سطحی

به منظور توصیف داده‌های جذب و واجذب سطحی بور از معادله‌های فروندلیچ (معادله 2)، لانگمویر یک سطحی (معادله 3) و لانگمویر دو سطحی (معادله 4) (اسپوزیتو، 1982) استفاده گردید:

$$\Gamma_i = K_{F,i} c_i^{1/n} \quad (2)$$

$$\Gamma_i = \Gamma_{\max,i} \frac{K_{L,i} c_i}{1 + K_{L,i} c_i} \quad (3)$$

$$i = \Gamma_{\max1,i} \frac{K_{L1,i} c_i}{1 + K_{L1,i} c_i} + \Gamma_{\max2,i} \frac{K_{L2,i} c_i}{1 + K_{L2,i} c_i} \quad (4)$$

در این معادلات،  $\Gamma_i$  نشانه مقدار جذب سطحی ( $\text{mmol.kg}^{-1}$ ) و  $\Gamma_{\max,i}$  بیانگر حداکثر جذب سطحی یون یا مولکول  $i$  ( $\text{mmol.kg}^{-1}$ ) است که به وسیله تعداد مکان‌های جذب سطحی تعیین می‌شود.  $c_i$  غلظت تعادلی  $i$  ( $\text{mmol L}^{-1}$ ) و  $K_{L,i}$  و  $K_{F,i}$  معرف میل ترکیبی (انرژی جذب سطحی)  $i$  برای گروه‌های عاملی سطح جاذب است. ضریب  $1/n$  نیز معرف درجه ناهمگونی ماده جاذب است. مقدار بور بومی جذب سطحی شده  $\Gamma_{\text{nat}}$  با استفاده از معادله لانگمویر یک سطحی محاسبه گردید. عوامل  $K_{F,i}$  و  $1/n$  معادله فروندلیچ و  $\Gamma_i$ ،  $\Gamma_{\max,i}$  و  $K_{L,i}$  معادلات لانگمویر با استفاده از نرم افزار Excel و شکل غیر خطی معادله‌های مذکور محاسبه شدند.

## شاخص واجذب

درجه برگشت ناپذیری (پسماند)<sup>1</sup> همدمای واجذب نسبت به همدمای جذب سطحی با استفاده از شاخص واجذب ( $\eta$ ) ارزیابی شد (شیروانی و همکاران، 2006). شاخص مذکور برابر است با نسبت ضرائب  $1/n$  معادله فروندلیچ برای همدمای واجذب سطحی به همدمای جذب سطحی، که به تفکیک برای هر نمونه خاک و هر غلظت اولیه محاسبه گردید.

## تجزیه‌های آماری

از نرم افزار SPSS برای برآورد ضرایب رگرسیون چندمتغیره و همبستگی جزئی بین ویژگی‌های مختلف خاک و پارامترهای جذب-واجذب سطحی بور و قابلیت استفاده آن استفاده شد. میزان همبستگی پارامترها با بور واجذب شده نیز ارزیابی شد. مقدار  $\text{RMSE}^2$  برازش معادله‌های جذب سطحی بر داده‌های آزمایشگاهی از رابطه زیر بدست آمد:

$$\text{RMSE} = \left( \frac{\text{RSS}}{m-n} \right)^{0.5} \quad (5)$$

در این فرمول RSS جمع باقیمانده مربعات،  $m$  تعداد مشاهدات و  $n$  تعداد پارامترهای قابل تنظیم (ضرائب ثابت معادلات جذب سطحی) هستند.

<sup>1</sup> Hysteresis

<sup>2</sup> Residual Mean Square Error

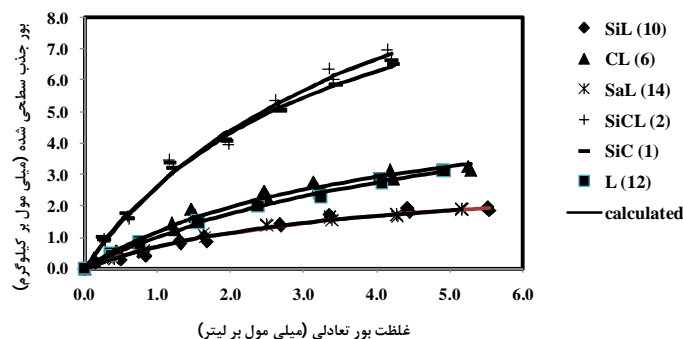
## نتایج و بحث

### جذب سطحی بور در خاک

رفتار جذب سطحی بور تابعی از غلظت تعادلی آن در شش کلاس بافتی در شکل 1 نشان داده شده است. همدماهای جذب سطحی دو رفتار تا حدی متفاوت را نشان می‌دهند: در قسمت اول یعنی در غلظت‌های کم تعادلی، جذب سطحی تقریباً به صورت خطی با افزایش غلظت تعادلی افزایش می‌یابد، و در قسمت دوم با افزایش غلظت بور در محلول، روند افزایشی جذب سطحی به تدریج کاهش می‌یابد. به عبارت دیگر، در غلظت‌های تعادلی تقریباً بیشتر از دو میلی مولار، تمایل سطح برای جذب سطحی بور به تدریج با میل به سوی حداکثر جذب سطحی کاهش می‌یابد. در غلظت‌های تعادلی بالا، نمونه‌های خاک تفاوت نسبتاً زیادی در حداکثر ظرفیت جذب سطحی بور دارند. جذب سطحی بور در خاک 1 با بیشترین مقدار رس حداکثر و در خاک 13 با کمترین مقدار رس حداقل بود. رابطه مثبت بین درصد رس و مقدار جذب سطحی بور در بیشتر نمونه‌های خاک مشاهده شد. بنابراین، می‌توان انتظار داشت که با ریزتر شدن بافت خاک، جذب سطحی بور افزایش یابد (الرشیدی و اوکانر، 1982؛ گلدبرگ 1997؛ مزومان و کرن، 1981). داده‌ها همچنین نشان داد که حداکثر جذب سطحی بور در خاک نیز با افزایش مقدار رس افزایش می‌یابد (گلدبرگ و گلوبیگ، 1986b). همبستگی معنی‌داری نیز بین مقدار کانی‌های رس کائولینایت، مونت موریلونایت، کلرایت با حداکثر جذب سطحی بور بدست آمده است (گلدبرگ و همکاران، 2005). بنابراین، تفاوت

در درصد رس که موجب تفاوت در میزان سطح ویژه و مکان‌های جذب سطحی می‌شود، ممکن است بخش اعظم تفاوت در حداکثر جذب سطحی دو خاک 1 و 13 و همچنین سایر خاک‌ها را توضیح دهد. علاوه بر مقدار رس، pH خاک‌های 1 و 13 نیز کمی متفاوت است. هرچند خاک 1 دارای pH کمتری نسبت به خاک 13 است، اما به نظر می‌رسد میزان تفاوت در pH دو خاک به میزانی نیست که موجب تفاوت قابل ملاحظه‌ای در حداکثر جذب سطحی آنها گردد.

برای توصیف داده‌های جذب سطحی، از معادله‌های جذب سطحی فروندلیچ و لانگمویر استفاده شد. هر دو معادله توصیف به نسبت خوبی از داده‌ها ارائه دادند، ولی با توجه به پایه ترمودینامیکی معادله لانگمویر، از این مدل برای توصیف داده‌ها استفاده شد. دامنه تغییرات مقدار پارامترهای مدل‌های لانگمویر و فروندلیچ، حاصل از برازش بر داده‌های جذب سطحی برای نمونه‌های خاک 1 تا 14 در جدول 3 و چگونگی توصیف داده‌ها به وسیله مدل لانگمویر به تفکیک کلاس‌های بافتی خاک در شکل 1 آورده شده است. غلظت تعادلی بور در نمونه‌های شاهد کمتر از 0/05 میلی مولار بود. محاسبه مقدار بور جذب سطحی شده به صورت بومی،  $\Gamma_{nat}$ ، با استفاده از معادله لانگمویر پارامتریک شده نشان داد که مقدار بور جذب سطحی شده بومی خاک خیلی کم، و از نظر عددی نزدیک به غلظت‌های تعادلی آن در نمونه‌های شاهد است (جدول 2). بنابراین، در محاسبه میزان جذب سطحی، غلظت بور در نمونه‌های شاهد صفر فرض شد و داده‌ها بر مبنای این فرض تصحیح شدند.



شکل 1- هم‌دماهای جذب سطحی بور در نمونه‌های خاک (علامت‌ها) و پیش‌بینی داده‌های آزمایشی به وسیله مدل لانگمویر (خط‌ها)

جدول 2- دامنه، میانگین و انحراف معیار پارامترهای جذب-واجذب سطحی بور در نمونه‌های خاک

پارامتر	دامنه	میانگین	انحراف معیار
بور بومی جذب سطحی شده در خاک ( $\text{mmolkg}^{-1}$ )	0/01 - 0/18	0/05	$\pm 0/05$
بور جذب سطحی شده* ( $\text{mmolkg}^{-1}$ )	0/48 - 1/60	0/94	$\pm 0/34$
بور واجذب شده (%)	19/63 - 88/14	42/08	$\pm 18/10$

\* بور جذب سطحی شده مربوط به غلظت 0/92 مولار بور اولیه در 0/01 مولار نیترات کلسیم

\*\* بازیافت تجمعی بور جذب سطحی شده در چهار مرحله به صورت درصدی از بور جذب

سطحی شده برای 0/92 میلی مولار بور اولیه

سطحی در غلظت‌های تعادلی بیشتر آن است. تفاوت بین مقادیر  $\Gamma_{\max}$  و  $K_L$  در سطوح I و II معادله لانگمویر، نشان می‌دهد که ممکن است جذب سطحی بور در خاک یک واکنش ساده نبوده و مقدار آن در تمامی حالات ممکن بطور قابل توجهی تحت تاثیر مقدار بور جذب سطحی شده قرار گیرد.

#### رابطه بین پارامترهای جذب سطحی بور و ویژگی‌های خاک

محاسبات نشان داد که 73 درصد تغییرات بور جذب سطحی شده به صورت بومی در خاک را می‌توان به ذرات رس، کربن آلی، کربنات کلسیم معادل و اکسید آلومینیم، که ضریب همبستگی جزئی ( $r$ ) آنها به ترتیب 0/75، 0/59، 0/70 و 0/78 است، نسبت داد (جدول 4 و 5). بر این اساس، مشخص می‌گردد که ذرات رس، کربن آلی، کربنات کلسیم و اکسید آلومینیم نقش مهمی در ابقاء بور جذب سطحی شده در خاک داشته و با استناد به معادله رگرسیون چند گانه (جدول 4)، می‌توان نتیجه‌گیری نمود که با افزایش مقادیر رس، کربن آلی و کربنات کلسیم معادل در خاک، بور جذب سطحی شده افزایش یابد. نتایج مذکور مشابه یافته‌های الرشیدی و اوکانر (1982) در ارتباط با تأثیر رس خاک روی بور بومی جذب سطحی شده است.

محاسبه جزء مولی بور جذب سطحی شده، یعنی  $\theta = \frac{\Gamma}{\Gamma_{\max}}$  نشان داد که در حدود 0/21 (خاک 1) تا 0/41 (خاک 10) مکان‌های جذب سطحی قابل دسترس، به‌وسیله بور اشغال شده‌اند. این مطلب با نتایج مندرج در شکل 1 که حداکثر جذب سطحی به ازای واحد جرم خاک ( $\Gamma_{\max}$ ) برای خاک 1 بدست آمد، مطابقت دارد. بدین مفهوم که خاک 1 دارای مقادیر نسبتاً بالایی از ذرات واکنش دهنده به ازای واحد جرم خاک است و ظرفیت بالاتری نسبت به سایر خاک‌ها برای جذب سطحی بور دارد، بنابراین در یک غلظت تعادلی مشخص از کمترین مقدار  $\theta$  برخوردار می‌باشد.

به دلیل تنوع در نوع گروه‌های عاملی روی سطح کانی‌ها، احتمال زیادی وجود دارد که بور با انرژی متفاوتی جذب سطحی گروه‌های مختلف روی سطوح ذرات معدنی خاک شود. به منظور بررسی اثر ناهمگونی سطح<sup>4</sup>، معادله دو سطحی لانگمویر بر اساس روش اسپوزیتو (1982) روی داده‌های آزمایشی نمونه‌های خاک برازش داده شد. بر مبنای مدل مذکور، جذب سطحی عناصر روی دو نوع سطح صورت می‌گیرد: سطح نوع اول دارای (قدرت پیوندی) بالاتر ( $K_1$ ) ولی حداکثر جذب سطحی ( $\Gamma_{1\max}$ ) کمتر است و سطح نوع دوم دارای انرژی پیوندی کمتر ( $K_2$ ) ولی حداکثر جذب سطحی ( $\Gamma_{2\max}$ ) بیشتر است. نتایج برازش مدل دو سطحی لانگمویر نشان داد که میانگین قدرت پیوندی بور روی سطح با انرژی بالا ( $K_{1L}$ ) در حدود چهار مرتبه بیشتر از سطح با انرژی کمتر ( $K_{2L}$ ) است (جدول 3).

بر این اساس می‌توان پیش‌بینی کرد که در صورت افزایش غلظت بور در محلول، در ابتدا مقدار جذب سطحی آن در سطح کانی‌های خاک افزایش و سپس به تدریج مقدار پتانسیل سطح برای جذب سطحی آن کاهش می‌یابد. به عبارت دیگر، میزان انرژی جذب سطحی در غلظت‌های پائین بور بیشتر از انرژی جذب

<sup>4</sup> heterogenaty

جدول 3- مقادیر میانگین، دامنه و ضریب تبیین پارامترهای معادله‌های فروندلیچ، لانگمویر یک

سطحی و لانگمویر دوسطحی حاصل از برهمکنش جذب سطحی بور با خاک				
معادله	پارامتر	RMSE	R <sup>2</sup>	
فروندلیچ	1/n			
دامنه	0/53 - 0/72	0/34 - 0/07	0/85 - 0/97	
میانگین	(0/64±0/05)	(0/18)	(0/94)	
لانگمویر	$\Gamma_{max,i}$ (mmol kg <sup>-1</sup> )			
دامنه	3/70 - 13/74	0/04 - 0/28	0/97 - 1/00	
میانگین	(0/26±0/06)	(0/15)	(0/99)	
لانگمویر دو سطحی				
سطح I	$K_{1L}$ (L mmol <sup>-1</sup> )			
دامنه	0/23 - 2/03		0/48 - 0/95	
میانگین	(1/07±0/52)		(0/74)	
سطح II	$K_{2L}$ (L mmol <sup>-1</sup> )			
دامنه	0/15 - 0/39		0/75 - 0/94	
میانگین	(0/27±0/08)		(0/87)	

جدول 4- معادلات رگرسیون چند متغیره پارامترهای جذب سطحی در ارتباط با ویژگی‌های خاک

معادله های رگرسیون چند گانه	R <sup>2</sup>	F
$\Gamma_{nat}(\text{mmol kg}^{-1}) = -14/73 + 1/72(\text{clay}\%) + 0/63(\text{OC}\%) + 0/35(\text{CCE}_r\%) - 1/974(\text{Al}_2\text{O}_3\%)$	0/73	6/29**
$\Gamma_i(\text{mmol kg}^{-1}) = -1/788 + 0/514(\text{CEC}\%) + 0/182(\text{CCE}_r\%)$	0/58	7/44**
$\bar{K}_d = -2/957 + 0/18(\text{OC}\%) + 0/184(\text{CCE}_r\%) + 1/076(\text{Al}_2\text{O}_3\%)$	0/94	53/50**
<b>فروندلیچ</b>		
$K_{F,i} = -0/008 + 0/01(\text{Fe}_2\text{O}_3\%) - 0/25(\text{Al}_2\text{O}_3\%) + 0/001(\text{CEC})$	0/59	4/87*
$1/n = 1/012 - 0/106(\text{Fe}_2\text{O}_3\%) - 1/006(\text{pH}_s) + 0/138(\text{Clay}\%)$	0/65	6/20*
<b>لانگمویر یک سطحی</b>		
$\Gamma_{max}(\text{mmol kg}^{-1}) = -2/311 + 0/167(\text{CCE}_r\%) / 2/76 - 0/255(\text{Fe}_2\text{O}_3\%) + 1/236(\text{CEC})$	0/86	20/46**
<b>لانگمویر دو سطحی</b>		
$\Gamma_{1max} = -6/482 + 0/373(\text{CCE}_r\%) + 0/817(\text{CEC}) + 2/254(\text{pH}_s)$	0/84	18/07**
$K_{1L} = -7/678 + 1/477(\text{clay}\%) - 0/572(\text{OC}\%) - 0/474(\text{CEC}) - 1/271(\text{Al}_2\text{O}_3\%)$	0/63	3/81
$\Gamma_{2max} = -3/547 + 0/36(\text{CCE}_r\%) - 0/32(\text{Fe}_2\text{O}_3\%) + 1/456(\text{CEC})$	0/78	11/64**
$K_{2L} = -0/303 - 0/010(\text{CCE}_r\%) + -0/211(\text{Fe}_2\text{O}_3\%) + 0/003(\text{CEC})$	0/28	1/28

\*\* معنی‌دار در سطح یک درصد و \* معنی‌دار در سطح پنج درصد

کاتیونی بر جذب سطحی بور نسبت به کربنات کلسیم خاک بیشتر است (جدول 5) مشابه با نتایج رازا و همکاران (2002) و ماتولا (2009). همبستگی نسبتاً بالای کربنات کلسیم معادل در معادله فوق، دلالت بر نقش مثبت آن در خاک‌های آهکی بر جذب سطحی بور دارد که توسط حسنی و راهنمائی (1389) و گلدبرگ و فوستر (1991) نیز گزارش گردیده است. همچنین نتایج (جدول 4) نشان داد که کربن آلی، کربنات کلسیم فعال و اکسید آلومینیم بیشترین تاثیر را روی ضریب متوسط توزیع بور

معادلات رگرسیون چند گانه نشان داد که 0/58 تغییر در مقدار بور جذب سطحی شده ناشی از عوامل ظرفیت تبادل کاتیونی و کربنات کلسیم فعال خاک است (جدول 4). مقادیر ماتریس همبستگی جزئی بین بور جذب سطحی شده و ویژگی‌های خاک (جدول 5) برای ظرفیت تبادل کاتیونی معادل 0/69 و برای کربنات کلسیم فعال 0/57 بودند که نشان می‌دهند که این دو ویژگی خاک نقشی مهم در جذب سطحی بور در خاک‌های آهکی دارند. بر اساس نتایج حاصله، تاثیر ظرفیت تبادل

عوامل ظرفیت تبادل کاتیونی خاک و pH در رتبه‌های بعدی از نظر اهمیت قرار دارند (جدول 4 و 5). تفاوت‌های مشاهده شده در رفتار اکسید آهن در سطح 1 معادله دو سطحی لانگمویر و غلظت تعادلی بالاتر بور در سطح 2، می‌تواند ناشی از میل ترکیبی بیشتر سایر اجزای خاک در مدل رگرسیون غلظت پائین‌تر (سطح 1) بوده که باعث بی اثر کردن نقش اکسید آهن شده است. با این وجود، در غلظت‌های بالاتر بور احتمالاً در نتیجه اشباع نسبی سایر اجزاء خاک، اکسید آهن نقش موثرتری در جذب بور، ایفا نماید. وجود روابط ضعیف رگرسیونی پارامترهای  $K_L$ ،  $K_{1L}$  و  $K_{2L}$  معادله‌های لانگمویر با ویژگی‌های خاک (جدول 4)، شک و تردید را در استفاده این پارامترها برای نمایش میل ترکیبی اجزای خاک نسبت به بور (هم در غلظت‌های پائین و هم در غلظت‌های بالای بور) تقویت می‌کند.

( $K_d$ ) در خاک داشته به طوریکه این سه ویژگی 94 درصد تغییرات آن را در خاک توصیف می‌کنند. در این رابطه نقش اکسید آلومینیم بیشتر از کربنات کلسیم فعال و آنهم بیشتر از کربن آلی ارزیابی گردید (جدول 5).

بررسی ارتباط بین حداکثر جذب سطحی بور در معادله‌های لانگمویر و ویژگی‌های خاک با استفاده از معادلات رگرسیون چندگانه نشان داد که کربنات کلسیم فعال، اکسید آهن و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک، 86 درصد تغییرات حداکثر جذب سطحی مدل لانگمویر را توصیف می‌کنند (جدول 4). همچنین 59 درصد تغییرات ضریب  $K_F$  در مدل فروندلیچ متأثر از اجزای اکسید آهن، اکسید آلومینیم و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک است (جدول 4). نتایج همچنین نشان داد که در غلظت‌های پائین بور محلول در خاک، کربنات کلسیم فعال مهم‌ترین خصوصیت خاک در کنترل جذب سطحی بور بوده و

جدول 5- ماتریس همبستگی جزئی (r) برای روابط بین پارامترهای جذب سطحی بور با ویژگی‌های خاک

متغیر وابسته	رس	سیلت	کربن آلی	کربنات کلسیم فعال (%)	اکسید آهن	اکسید آلومینیم	ظرفیت تبادل کاتیونی	pH <sub>s</sub>	متغیر مستقل	
									cmol kg <sup>-1</sup>	
	0/75	-	0/59	0/70	-	0/78	-	-		
$\Gamma_i$	-	-	-	0/57	-	-	0/69	-		
فروندلیچ $K_{F,i}$	-	-	-	0/79	-	0/94	-	-		
فروندلیچ 1/n	0/60	-	-	-	0/29	0/58	0/72	-		
لانگمویر $\Gamma_{max}$	-	-	-	0/61	0/75	-	-	0/39		
لانگمویر $K_L$	-	-	-	-	0/62	-	0/92	-		
لانگمویر $\Gamma_{1max}$	-	-	-	0/87	0/47	-	0/32	0/25		
لانگمویر $K_{1L}$	0/66	-	0/52	-	-	0/60	0/71	0/21		
لانگمویر $\Gamma_{2max}$	-	-	-	0/37	0/56	-	0/73	-		
لانگمویر $K_{2L}$	-	-	-	0/36	0/48	-	0/32	-		

واجذب تجمعی و بور قابل استفاده خاک بررسی شد (جدول 6). هیچکدام از پارامترهای معادله فروندلیچ رابطه معنی داری با بور قابل استفاده و بور واجذب تجمعی در خاک نشان ندادند.  $\Gamma_{max}$  لانگمویر رابطه منفی و معنی داری با بور واجذب شده و بور قابل استفاده خاک نشان داد ولی رابطه  $K_L$  لانگمویر با خصوصیات مذکور معنی دار نبود. نتایج حاصله بطور آشکاری مفید بودن پارامتر  $\Gamma_{max}$  لانگمویر برای ارزیابی قابلیت استفاده و ظرفیت واجذب بور را در خاک بیان می‌کند. همچنین نتایج نشان می‌دهند که  $\Gamma_{2max}$  لانگمویر دو سطحی با هر دوی متغیرهای مستقل مورد مطالعه همبستگی منفی و معنی داری

استفاده از پارامترهای معادله جذب سطحی برای برآورد قابلیت استفاده بور در خاک

مقدار بور واجذب شده به فاز محلول، در واقع تابعی معکوس از دو عامل ظرفیت و میل ترکیبی خاک نسبت به بور است. بنابراین، می‌توان انتظار داشت که قابلیت استفاده بور در خاک، تابعی معکوس از این دو ویژگی خاک باشد. بدیهی است که با افزایش میل ترکیبی خاک ها برای جذب بور، غلظت بور در محلول خاک کاهش می‌یابد (الرشیدی و اوکانر، 1982؛ گلدبرگ و همکاران، 2005). بنابراین در این تحقیق، همبستگی پارامترهای معادلات فروندلیچ و لانگمویر با مقادیر بور



در این ارتباط به نظر می‌رسد که ضرائب انرژی پیوندی هم در غلظت‌های پائین و هم در غلظت‌های بالا کاربرد عملی ضعیفی داشته باشند.

داشت. پارامتر مذکور با ضریب  $\Gamma_{\max}$  لانگمویر یک سطحی هماهنگی داشت. برعکس  $\Gamma_{\max}$  و  $\Gamma_{2\max}$  پارامترهای  $K_L$  و  $K_{2L}$  معادلات لانگمویر یک و دوسطحی رابطه ضعیفی با متغیرهای مستقل نشان دادند.

جدول 6- ضرائب همبستگی ساده (r) پارامترهای معادله‌های جذب سطحی با پارامترهای واجذب تجمعی و بورقابل استفاده

متغیر وابسته	متغیر مستقل	بور واجذب شده تجمعی (%)	بور قابل استفاده در خاک ( $\text{mg kg}^{-1}$ )
عوامل معادله فروندلیچ			
		-0/256	-0/238
1/n		-0/198	-0/279
لانگمویر یک سطحی			
$\Gamma_{\max}$		-0/569*	-0/497*
$K_L$		0/384	0/087
لانگمویر دوسطحی			
$\Gamma_{1\max}$		-0/525*	0/31
$K_{1L}$		-0/139	-0/114
$\Gamma_{2\max}$		-0/644**	-0/464*
$K_{2L}$		0/274	-0/024

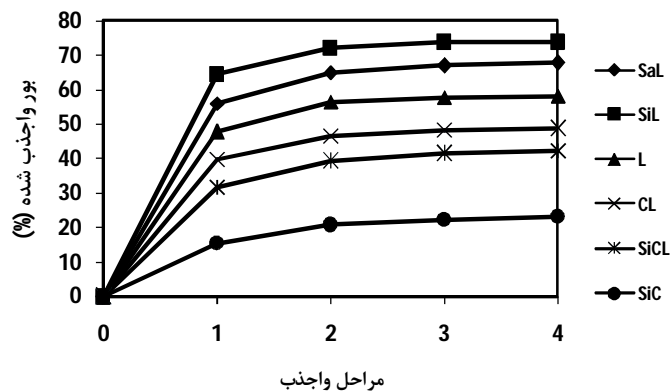
\*\* معنی دار در سطح یک درصد و \* معنی دار در سطح پنج درصد

#### واجذب بور از خاک

مقدار واجذب تجمعی بور جذب سطحی شده (در غلظت اولیه 0/92 میلی مولار بور) در 4 مرحله واجذب از 16/4 تا 66/3 درصد برای نمونه‌های مختلف خاک متفاوت بود (داده‌ها نشان داده نشده اند). به لحاظ اینکه تغییرات به نسبت گسترده‌ای در باز یافت تجمعی بور حتی در یک کلاس بافت خاک وجود داشت، مقادیر میانگین بور واجذب شده در کلاس‌های بافت خاک یکسان برآورد شد (شکل 2). شیب منحنی‌ها در تمامی کلاس‌های بافت خاک بطور مشخصی با پیشرفت مراحل واجذب کاهش یافت. منحنی‌های مذکور در طی مراحل سوم و چهارم واجذب به یک وضعیت خطی رسیدند. این وضعیت بیانگر این واقعیت است که بخش عمده بور جذب سطحی شده در مراحل اول و دوم واجذب می‌شوند. با ریزتر شدن بافت خاک از لوم شنی به رس سیلتی، نه تنها شیب منحنی‌ها کاهش می‌یابد بلکه، درصد تجمعی بور واجذب شده نیز کاهش نشان می‌دهد. نتایج مذکور به این نکته اشاره دارد که کمبود بور در خاک‌های درشت بافت می‌تواند اتفاق افتد زیرا، بیشتر بور اضافه شده به چنین خاک‌هایی از طریق آبشویی از دسترس گیاه خارج خواهد شد. برعکس، در دراز مدت خاک‌های ریز

بافت از ظرفیت بالاتری برای تأمین بور مورد نیاز گیاه (به دلیل آبشویی کمتر و ذخیره جذب سطحی بالاتر) برخوردارند.

هم دماهای واجذب بور در تمامی نمونه‌های خاک برای پنج غلظت اولیه بور شامل صفر، 0/92، 1/85، 3/69 و 5/54 میلی مولار اندازه‌گیری گردید. مقایسه داده‌های آزمایشی و توصیف معادله فروندلیچ برای داده‌های جذب و واجذب سطحی بور در نمونه‌های مختلف خاک دو روند متفاوت را نشان داد. در خاک‌های با بافت سبک، همدماهای جذب و واجذب سطحی بور از یکدیگر انحراف بسیار کمی داشتند، در حالی‌که، در خاک‌های با بافت سنگین، داده‌های واجذب انحراف قابل توجهی از هم دماهای جذب سطحی نشان دادند. به عبارت دیگر، واجذب بور در خاک‌های با بافت سنگین دارای پسماند بود. برگشت‌پذیری و پسماند جذب و واجذب سطحی بور به ترتیب در خاک 13 با بافت لوم شنی و خاک 1 با بافت رس سیلتی در شکل 3 نشان داده شده است. فرآیند برگشت‌پذیری واجذب بور توسط سایر محققین گزارش گردیده است (داتا و بهادوریا، 1999؛ مجیدی و همکاران، 2010).



شکل 2- واجذب تجمعی بور جذب سطحی شده در کلاس‌های بافتی نمونه‌های خاک

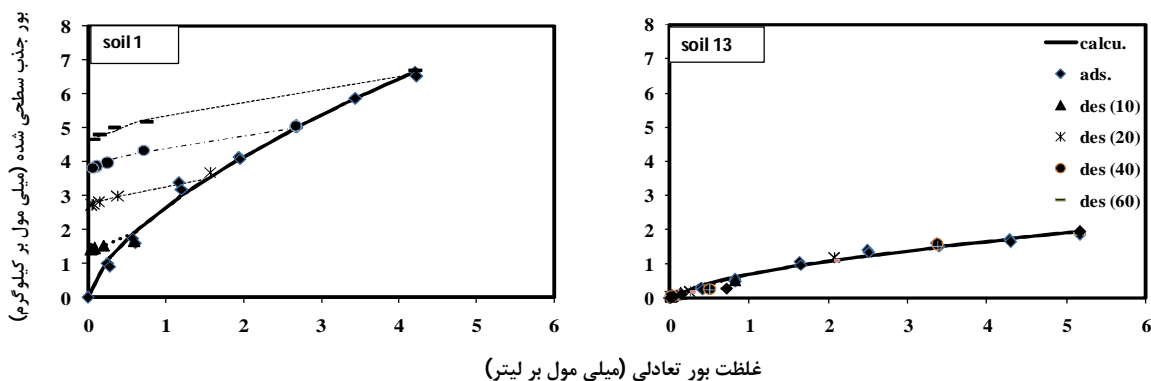
### اثر ویژگی‌های خاک روی واجذب بور

مقدار بور واجذب شده در طی چهار مرحله عصاره‌گیری با رگرسیون چندگانه از روی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های خاک طبق معادله 6 برآورد گردید.

$$B_d = 0/736 - 6/052(\text{clay } \%); R^2 = 0/50, F = 11/98^{**} \quad (6)$$

در این معادله  $B_d$  درصد تجمعی بور واجذب شده است. ضرائب همبستگی جزئی رابطه فوق نشان داد که رس خاک می‌تواند بطور انفرادی به میزان 71 درصد تغییرات بور واجذب شده را توصیف کند. ضرائب این معادله نشان می‌دهد که افزایش درصد رس خاک رابطه منفی با مقدار بور واجذب شده دارد. نتایج پیشنهاد می‌کنند که مقدار رس خاک یک عامل بسیار مهم در واجذب بور در خاک است. بنابراین، می‌توان نتیجه گرفت که بر اساس رابطه بدست آمده، هرچه بافت خاک سبک‌تر باشد مقدار بور واجذب شده در خاک نیز بیشتر خواهد بود.

پدیده پسماند که در خاک 1 به صورت انحراف همدماهای واجذب بور از هم دماهای جذب سطحی مشاهده شد، ممکن است ناشی از تفاوت در مکانیسم جذب سطحی بور باشد (شکل 3). بر اساس داده‌های حاصل از مطالعات اسپکتروسکوپی، دو نوع مکانیسم برای جذب سطحی بور روی کانی‌های مختلف شناسائی شده است: یکی تشکیل کمپلکس درون کره‌ای با میل ترکیبی زیاد و دیگری تشکیل کمپلکس برون کره‌ای با میل ترکیبی کم (گلدبرگ، 2005؛ پیک و همکاران، 2003؛ ایکسیو و همکاران، 2006). با توجه به توزیع گونه‌های بور در فاز محلول و توزیع گونه‌های جذب سطحی آن، می‌توان استدلال کرد که در خاک‌های مورد مطالعه با pH 7 تا 8 اساساً بور به صورت کمپلکس برون کره‌ای جذب سطحی می‌شود. بنابراین، در اولین مرحله واجذب بخش اعظم آن از سطح ذرات جدا می‌شود و باقی‌مانده آن که به طور اختصاصی جذب سطحی گردیده است به آرامی واجذب می‌گردد. علاوه بر این تشکیل رسوب بور در سطح کانی‌ها نیز، دلیلی بر پدیده پسماند ادعا گردیده است (الرشیدی و اوکانر، 1982).



شکل 3- همدماهای جذب و واجذب سطحی بور (فروندلیچ)

### شاخص واجذب

مقادیر شاخص واجذب بور در نمونه های خاک به تفکیک غلظت اولیه بور در جدول 7 ارائه شده است. نتایج این محاسبه روندی نزولی در مقادیر شاخص واجذب ( $\eta$ ) با افزایش غلظت اولیه بور را نشان می‌دهد. هر چه مقدار میانگین  $\eta$  به عدد یک نزدیک‌تر باشد بیانگر برگشت پذیر بودن بیشتر واکنش جذب سطحی و هرچه بزرگتر از یک باشد نشان دهنده پسماند بیشتر واکنش

واجذب است. رابطه  $\eta$  با ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک با استفاده از مدل رگرسیون چندگانه نیز مورد بررسی قرار گرفت که در معادله 7 آورده شده است.

$$\eta = -9/728 + 1/283(\text{CCE}\%) + 5/325(\text{CEC}) ; R^2 = 0/52, F = 5/84^{**}$$

جدول 7- شاخص واجذب ( $\eta$ ) نمونه های خاک

شاخص واجذب ( $\eta$ )	شماره خاک													
	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
$\eta$ (0/92)	1/76	4/52	10/27	11/37	4/52	6/62	12/67	8/82	8/56	8/35	5/91	10/31	16/36	14/29
$\eta$ (1/85)	1/16	2/70	9/34	6/39	2/70	3/71	16/40	8/66	4/50	7/97	5/07	10/88	19/3	16/67
$\eta$ (3/69)	1/07	1/10	6/84	7/00	1/10	4/58	13/02	5/34	3/16	6/15	3/62	5/62	15/90	13/85
$\eta$ (5/54)	1/04	1/63	5/75	5/36	1/63	4/50	8/19	1/55	4/65	4/75	2/81	5/17	8/98	7/55
میانگین	1/26	2/49	8/05	7/53	2/49	4/85	12/57	6/09	5/22	6/80	4/36	8/00	11/75	13/09

\* شماره های داخل پرانتز به غلظت بور ( $\text{mmol L}^{-1}$ ) اضافه شده اولیه در فرآیند جذب اشاره دارد.

فروندلیج و لانگمویر به خوبی توصیف گردیدند، ولی معادله لانگمویر به دلیل داشتن پایه ترمودینامیک معادله بهتری برای توصیف داده‌ها تشخیص داده شد. داده‌های آزمایشی و پیش بینی معادله لانگمویر نشان داد که جذب سطحی بور در خاک به طور نسبی ضعیف است، به طوری که کمتر از 30 درصد از بور اضافه شده، جذب سطحی ذرات خاک گردید. حداکثر جذب سطحی ( $\Gamma_{\text{max}}$ ) بور در نمونه‌های خاک در حدود 3 تا 14 میلی مول بر کیلوگرم خاک محاسبه شد. همچنین محاسبات نشان داد که جذب سطحی بور در خاک احتمالاً با دو نوع مکانیزم متفاوت انجام می‌گیرد: بخش کوچکی با انرژی زیاد و بخش بزرگی با انرژی کم جذب سطحی ذرات خاک می‌شود که احتمالاً متناظر با دو مکانیزم جذب سطحی درون و برون کره‌ای است. تفاوت در میل ترکیبی بور با این دو نوع مکانیزم در حدود چهار برابر بدست آمد.

بررسی رابطه بین حداکثر جذب سطحی بور با ویژگی‌های خاک نشان داد که حداکثر جذب سطحی بور تابع ساده‌ای از ویژگی‌های خاک نیست، بلکه میزان آن برآیندی از ویژگی‌های خاک شامل ظرفیت تبادل کاتیونی، کربنات کلسیم فعال و اکسید آهن موجود در خاک است و این سه ویژگی 86 درصد تغییرات آنرا توصیف می‌کنند. نتایج همچنین نشان داد که بخش اعظم بور جذب سطحی شده در مراحل اول و دوم واجذب، رها می‌گردد و درصد تجمعی واجذب بور در خاک‌های درشت بافت بیشتر از

تجزیه همبستگی جزئی با استفاده از رابطه فوق نشان داد که کربنات کلسیم فعال و ظرفیت تبادل کاتیونی به ترتیب به میزان 43 و 68 درصد تغییرات شاخص واجذب را توصیف می‌کنند. نقش مثبت کربنات کلسیم فعال در پسماند واجذب بور به تشکیل پیوندهای شیمیایی در سطح کانی‌های کلسایت ارتباط داده شده است (مجیدی، 1393).

یافته‌های حاضر احتمالاً بعضی از تناقضاتی را که در مورد نقش کربنات‌های کلسیم در واجذب بور وجود دارد، روشن می‌کند. مشارکت مثبت ظرفیت تبادل کاتیونی در پسماند واجذب بور به احتمال قوی به وابستگی ظرفیت تبادل کاتیونی به مقدار رس خاک‌ها مربوط می‌شود. از طرفی تعدادی از محققین بر این باورند که مقداری از بور جذب سطحی شده ممکن است در فضاهای بین لایه‌ای رس‌ها تثبیت شده و بخش کوچکی از آن در طی مراحل واجذب، خیلی به آرامی در محلول خاک رها شود که این فرآیند می‌تواند در فرآیند پسماند مؤثر باشد (گریفین و بوراو، 1974؛ شارما و همکاران، 2006).

### نتیجه گیری

بطور کلی نتایج این تحقیق نشان داد که با افزایش غلظت تعادلی بور در محلول خاک (تا حدود 2 میلی مولار)، جذب سطحی بور تقریباً به طور خطی افزایش می‌یابد و سپس شیب آن به تدریج کاهش می‌یابد. هر چند که داده‌های جذب سطحی بور با هر دو مدل

خاک‌های ریز بافت است به عبارت دیگر، مقدار رس  
خاک نقش تعیین کننده‌ای در پدیده پسماند بور جذب  
سطحی شده در خاک داشته و هر چه مقدار آن در خاک  
کمتر باشد مقدار واجذب بور نیز بیشتر خواهد بود.

### فهرست منابع:

1. آقایی، م. و ر. راهنمایی. 1393. بررسی اثرات pH و قدرت یونی بر جذب سطحی بور (B) روی کائولینایت. مجله پژوهش‌های خاک، (پذیرش برای چاپ).
2. علی احیائی، م. و ع. ا. بهبهانی زاده. 1372. شرح روش های تجزیه شیمیائی خاک. جلد (1)، نشریه 893. موسسه تحقیقات خاک و آب، تهران، ایران.
3. علی احیائی، م. 1376. شرح روش های تجزیه شیمیائی خاک. جلد (2)، نشریه شماره 1024. موسسه تحقیقات خاک و آب، تهران، ایران.
4. حسینی، ا.، ر. راهنمایی و م. ج. ملکوتی. 1389. اثر کربنات کلسیم و قدرت یونی بر جذب سطحی بور در خاک های آهکی. مجله پژوهش های خاک، جلد 24، شماره 2، صفحه 117-126.
5. مجیدی، ع.، ر. راهنمایی، و م. ج. ملکوتی. 1393. هم دماهای جذب سطحی و رهاسازی بور روی کلسایت: اثر قدرت یونی و pH محلول. مجله تحقیقات آب و خاک ایران، (پذیرش برای چاپ).
6. مجیدی، ع. و م. ج. ملکوتی. 1387. عارضه مسمومیت بور در باغ های حاشیه دریاچه ارومیه. دانشگاه تربیت مدرس، دانشکده کشاورزی، گروه علوم خاک. انتشارات سنا، نشریه شماره 002.
7. Awad, K. M., and A. K. Maki. 1990. Boron adsorption by calcareous soils as related to soil properties. *Mesopotamia J. Agri.*, 22: 44-56.
8. Coffin, D. E. 1963. A method for the determination of free iron in soils and clays. *Can. J. Soil Sci.*, 42: 7-17.
9. Datta, S. P., and P. B. S. Bhadoria. 1999. Boron adsorption and desorption in some acid soils of West Bengal, India. *J. Plant Nutri. Soil Sci.*, 162:183-191.
10. Elrashidi, M. A., and G. A. O'Connor. 1982. Boron Sorption and Desorption in Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46: 27-31.
11. Goldberg, S. 1997. Reactions of boron with soils. *Plant Soil*, 193: 35-48.
12. Goldberg, S. 2005. Inconsistency in the triple layer model description of ionic strength dependent boron adsorption. *J. Colloid Interf. Sci.*, 285: 509-517.
13. Goldberg, S., and R. A. Glaubig. 1985. Boron adsorption on aluminum and iron oxide minerals. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 49: 1374-1379.
14. Goldberg, S., and R. A. Glaubig. 1986a. Boron adsorption and silicon release by the clay minerals Kaolinite, Montmorillonite, and Illite. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50: 1442-1448.
15. Goldberg, S., and R. A. Glaubig. 1986b. Boron adsorption on California soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50: 1173-1176.
16. Goldberg, S., and H. S. Forster. 1991. Boron sorption on calcareous soils and reference calcites. *Soil Sci.*, 152: 304-310.
17. Goldberg, S., and D. L. Suarez. 2012. Role of organic matter on boron adsorption-desorption hysteresis of soils. *Soil Sci.*, 177: 417-423.
18. Goldberg, S., H. S. Forster, and E. L. Heick. 1993. Boron adsorption mechanisms on oxides, clay-minerals, and soils inferred from ionic-strength effects. *Soil Sci. Soc. of Am. J.*, 57:704-708.
19. Goldberg, S., D. L. Corwin, P. J. Shouse, and D. L. Suarez. 2005. Prediction of boron adsorption by field samples of diverse textures. *Soil Sci. Soc. of Am. J.*, 69: 1379-1388.
20. Goli, E., R. Rahnemaie, T. Hiemstra, and M. J. Malakouti. 2011. The interaction of boron with goethite: experiments and CD-MUSIC modeling. *Chemosphere.*, 82:1475-1481.

21. Griffin, R. A., and R. G. Burau. 1974. Kinetic and equilibrium studies of boron desorption from soil. *Soil. Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 38: 892-897.
22. Gupta, U. C., Y. W. Jame, C. A. Campbell, A. J. Leyshon and W. Nicholaichuk. 1985. Boron toxicity and deficiency: a review. *Can. J. Soil Sci.*, 65: 381-409.
23. Keren, R., and G.A. O'Connor. 1982. Effect of exchangeable ions and ionic strength on boron sorption by montmorillonite and illite. *Clay. Clay Miner.*, 30:341-346.
24. Keren, R., and H. Talpaz. 1984. Boron Adsorption by Montmorillonite as Affected by Particle Size. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48:555-559.
25. Klein, C., and C. S. Hurlbut. 1985. *Manual of mineralogy*. 20<sup>th</sup> ed. John Wiley and Sons. New York, NY.
26. Majidi, A., R. Rahnemaie, A. Hassani, and M. J. Malakouti. 2010. Adsorption and desorption processes of boron in calcareous soils. *Chemosphere.*, 80:733-9.
27. Matula, J. 2009. Boron sorption in soils and its extractability by soil tests (Mehlich 3, ammonium acetate and water extraction). *Plant Soil Environ.*, 55:42-49.
28. Mezuman, U., and R. Keren. 1981. Boron Adsorption by Soils using a phenomenological adsorption equation. *Soil Sci. Soc. Am J.*, 45:722-726.
29. Page, A.L., R.H. Miller, and D.R. Keeney. 1982. *Methods of Soil Analysis, part 2, chemical and microbiological properties*. Am. Soc. of Agron., Inc. Soil Sci. of Am., Madison, WI, USA.
30. Peak, D., G. W. Luther, and D. L. Sparks. 2003. ATR-FTIR spectroscopic studies of boric acid adsorption on hydrous ferric oxide. *Geochim. Cosmochim. Act.*, 67:2551-2560.
31. Polat, H., A. Vengosh, I. Pankratov, and M. Polat. 2004. A new methodology for removal of boron from water by coal and fly ash. *Desalination.*, 164:173-188.
32. Polemio, M., and J. D. Roades. 1997. Determination of cation exchange capacity: A new procedure for calcareous and gypsiferous soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41:524-528.
33. Raza, M., A.R. Mermut, J.J. Schoenau, and S.S. Malhi. 2002. Boron fractionation in some Saskatchewan soils. *Can. J. Soil Sci.*, 82:173-179.
34. Roy, R.N., L.N. Roy, M. Lawson, K.M. Vogel, C. Porter Moore, W. Davis, and F.J. Millero. 1993. Thermodynamics of the dissociation of boric acid in seawater at S = 35 from 0 to 55°C. *Marine Chemist.*, 44: 243-248.
35. Sarkar, D., D.K. De, R. Das, and B. Mandal. 2012. Removal of organic matter and oxides of iron and manganese from soil influences boron adsorption in soil. *Geoderma.*, 214-215:213-216.
36. Sharma, K. R., P. C. Srivastava, P. Srivastava, and V. P. Singh. 2006. Effect of farmyard manure application on boron adsorption-desorption characteristics of some soils. *Chemosphere.*, 65:769-777.
37. Shirvani, M., M. Kalbasi, H. Shariatmadari, F. Nourbakhsh, and B. Najafi. 2006. Sorption-desorption of cadmium in aqueous palygorskite, sepiolite, and calcite suspensions: Isotherm hysteresis. *Chemosphere.*, 65:2178-2184.
38. Sposito, G. 1982. On the use of the Langmuir equation in interpretation of "adsorption" phenomena: 2. The "two-surface" Langmuir equation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 1147-1152.
39. Xu, N., C. Christodoulatos, and W. Braidia. 2006. Modeling the competitive effect of phosphate, sulfate, silicate, and tungstate anions on the adsorption of molybdate onto goethite. *Chemosphere.*, 64:1325- 1333.

