

## پیامد هوموسی شدن کاه گندم و سترون‌سازی آن بر نگهداشت و سینتیک رهاسازی سرب جذب‌شده

علی اکبر صفری سنجانی<sup>۱\*</sup>، رقیه باقری<sup>۲</sup>

تاریخ دریافت: ۹۲/۱۲/۱۷ تاریخ پذیرش: ۹۴/۰۲/۱۲

<sup>۱</sup> آستاد گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا

<sup>۲</sup> دانشجوی سابق کارشناسی ارشد گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا

\* مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: aa-safari@basu.ac.ir

### چکیده

جذب زیستی یکی از روش‌های کارا در گردآوری فلزهای سنگین از محلول‌های آبی است. هدف این بررسی، شناخت پیامد هوموسی‌شدن و سترون‌سازی کاه گندم بر رهاسازی سرب جذب‌شده از کاه تازه و هوموسی شده در محلول‌های آبی هست. کاه‌گندم (<2mm) برای ۶۰ روز در رطوبت ۷۰٪ در دمای آزمایشگاه نگهداری شد. در هر یک از روزهای ۱، ۲۰ و ۶۰ روز دو زیرنمونه سترون‌شده و ناسترون با غلظت بالایی از سرب (800 mg/l در 0.001 NaNO<sub>3</sub> نرمال و pH=6) تیمار شد. درصد سرب جذب‌شده بر کاه گندم هوموسی شده و ناسترون (۶۰/۹۶٪) به‌اندازه چشم‌گیری بیشتر از کاه گندم تازه و سترون (۲۶/۹۶٪) بود. رهاسازی سرب جذب‌شده بر کاه گندم تازه و هوموسی‌شده با یک واکنش تند در آغاز و سپس با یک واکنش کندتر به پیش رفت. رهاسازی سرب از کاه‌گندم تازه‌تر در هر دو ریخت سترون و ناسترون بالاتر بود که پس ۴ ساعت به تعادل رسید ولی در نمونه‌های کاه‌گندم بیشتر هوموسی شده (۶۰روزه) رهاسازی به صفر نرسید. این نشان می‌دهد سرب بر مانده‌های گیاهی هوموسی‌شده بیشتر از مانده‌های تازه نگهداری و بی‌جنبش می‌شود. بررسی ضریب تبیین ( $R^2$ ) و خطای معیار تخمین (SE) مدل‌ها نشان داد که داده‌های رهاسازی سرب از مانده‌های گندم تازه ناسترون (که در روز نخست و بیستم نمونه‌برداری شده) و از مانده‌های گندم سترون (نمونه‌برداری شده در همه زمان‌ها) با معادله مرتبه یک همخوانی بهتری داشت. در برابر آن معادله ایلوویج برای داده‌های رهاسازی سرب از مانده‌های هوموسی ناسترون (که در روز ۶۰ نمونه‌برداری شده) شایسته‌تر است. این نشان داد که سازوکار رهاسازی سرب از مانده‌های تازه و هوموسی‌شده ناهم‌اند است. ناهم‌اندی فراسنجه‌های رهاسازی سرب از کاه گندم سترون و ناسترون نشان‌دهنده توانایی ریزجانداران کاه در جذب، نگهداری و بی‌جنبش سازی سرب از محلول‌های آبی است.

واژه‌های کلیدی: انکوباسیون، سترون‌سازی، سینتیک رهاسازی سرب، کاه گندم

## Effect of Wheat Straw Humification and Sterilization on Retention and Release Kinetics of Sorbed Lead

AA Safari Sinigani<sup>\*1</sup>, R Bagheri<sup>2</sup>

Received: 8 March 2014 Accepted: 2 May 2015

<sup>1</sup>- Prof., Dept. of Soil Sci., Faculty of Agric., Univ. of Bu-Ali Sina, Hamadan, Iran

<sup>2</sup>- Former M.Sc. Student, Dept. of Soil Sci., Faculty of Agric., Univ. of Bu-Ali Sina, Hamadan, Iran

\*Corresponding Author, Email: aa-safari@basu.ac.ir

### Abstract

Biosorption is one of the effectively used methods for gathering heavy metals from aquatic solutions. The objective of this study was to assess the effects of wheat straw humification and sterilization on the release of the Pb adsorbed on fresh and humified wheat in aqueous solutions. Wheat straw (< 2mm) was incubated in 70% moisture content and lab temperature for 60 days. After 1, 20 and 60 days, two sterile and unsterile subsamples were prepared and a high concentration of Pb (800 mg kg<sup>-1</sup>) was applied to the subsamples in NaNO<sub>3</sub> solution (0.001 N) at pH 6. The percentages of the Pb adsorbed on humified wheat straw were significantly higher in unsterile condition (60.96%) compared to the sterile fresh wheat straw (26.96%). The release of the Pb adsorbed on the fresh and humified wheat straw was characterized by an initially rapid step followed by a slow step. The release of the Pb adsorbed on the sterile and unsterile fresh wheat straw was high and fast, and reached to a zero amount in 4 h. But the release of the Pb adsorbed on the more humified wheat straw (incubated for 60 days) was not stopped. These result show that more Pb can be retained and immobilized on the humified plant residues compared to the raw plant residues. Comparing R<sup>2</sup> and SE of the tested kinetic models showed that the first order model was suitable for applying to the releasing data of Pb from the unsterile-unfermented plant residues (sampled in first and 20th days) and from the sterile -unfermented plant residues (sampled in first, 20th and 60th days). In contrast, Elovich function model was suitable for the releasing data of Pb from the un-sterile -humified (sampled in 60th day) wheat straw. Results showed that there were different controlling mechanisms in release of Pb from the fresh and humified plant residues. The overall differences in the releasing parameters of Pb between the sterile and un-sterile wheat straw showed the function and ability of the microorganisms in Pb adsorption, retention and immobilization in aqueous solutions.

**Keywords:** Incubation, Lead release kinetic, Sterilization, Wheat straw

خاستگاه آلودگی سرب از اتومبیل‌ها، کارخانه‌های باتری‌سازی، کارخانه‌های نساجی، رنگ، شیشه، چاپ و مانند آن‌ها است. مرز پذیرفتنی سازمان بهداشت عمومی برای این فلز در آب آشامیدنی ۰/۰۵ میلی‌گرم در لیتر است و اندازه‌های بالاتر آن زیان‌های گوناگونی را به همراه دارد. بنابراین نیاز است که پیش از رهاسازی پساب‌های دارای سرب به آب‌های روزمینی یا زیرزمینی و افزودن آن به زیستگاه‌ها، جداسازی این

### مقدمه

گسترش صنایع در سال‌های گذشته مایه افزایش فلزهای سنگین در محیط، به‌ویژه در زیستگاه آبریان شده است و آلودگی آب‌های روزمینی و زیرزمینی با ورود فلزهای سنگین به آن‌ها، نگرانی‌های بسیاری را پدید آورده است (بابارینده و همکاران ۲۰۰۶). سرب همانند فلزی سنگین و استراتژیک به گونه گسترده‌ای در کارهای صنعتی بسیار مهم بکار می‌رود.

### مواد و روش‌ها آماده کردن نمونه‌ها

از کشتزارهای استان همدان کاه گندم گردآوری، آسیاب و از الک ۲ میلی‌متری گذرانده شد. این مانده در سه تکرار در دمای آزمایشگاه در رطوبت ۷۰٪ برای مدت ۶۰ روز هموموسی شد و در روزهای ۱، ۲۰ و ۶۰ روز پس از انکوباسیون نمونه‌هایی برداشت و ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی آن‌ها اندازه‌گیری شد (جدول ۱). رسانایی الکتریکی در عصاره ۱:۱۰ کاه گندم به آب، به کمک دستگاه هدایت‌سنج در دمای ۲۵ درجه سلسیوس، اندازه‌گیری گردید (رودس ۱۹۹۰) و pH در عصاره ۱:۱۰ کاه به آب، به کمک دستگاه pH متر (مدل ۸۲۷) اندازه‌گیری شد (توماس ۱۹۹۶). همه مواد جامد محلول (TDS)<sup>۱</sup> بر پایه روش استاندارد<sup>۲</sup> (APHA) ارزیابی شد (بی‌نام ۱۹۹۹). برای اندازه‌گیری همه کربن آلی محلول، در آغاز کاه گندم با آب به نسبت ۱:۱۰ آمیخته، سپس سوسپانسیون آن سانتریفوژ شده و کربن آلی محلول در حجم ویژه‌ای از آب‌گونه رویین به‌روش اکسیداسیون با دی‌کرومات ارزیابی شد (نلسون و سامرز ۱۹۹۶). همه کربن آلی کاه گندم به‌روش خشک سوزانی در دمای ۵۷۰ درجه سلسیوس در کوره و سپس وزن کردن خاکستر مانده و کم کردن خاکستر مانده از ۲ گرم کاه بکار رفته بر پایه روش متیسن و همکاران (۲۰۰۵) اندازه‌گیری شد. همه ازت نمونه‌ها به‌روش کج‌دال بررسی شد (بی‌غم ۱۹۹۶).

فراوانی باکتری‌ها به‌روش پرگنه‌شماری<sup>۳</sup> در کشتگاه پایه نوترینت آگار (N.A) که همه نیازهای غذایی رشد باکتری‌ها را دارد، شمارش شد. برای شمارش اکتینومیسست‌ها از روش پرگنه‌شماری در کشتگاه گزینشی و ویژه RBSCN-Agar که دارای نشاسته، کازئین، نترات پتاسیم، کلرید سدیم و کلرید کلسیم، منویدرژن دی‌پتاسیم فسفات، رزبنگال و آگار با pH برابر ۷/۲ هست، بهره‌گیری شد. فراوانی

فلز از پساب‌ها انجام شود (لو و همکاران ۱۹۹۹ و کومار و همکاران ۲۰۰۶).

جذب‌زیستی یک راه آسان و پربازده برای جداسازی است که داری یک فاز جامد (مواد زیستی گیرنده) و یک فاز مایع (پساب دارای فلز) است. در این فرایندها، جداسازی به کمک ریزجانداران نه‌چندان گران‌بها مانند جلبک‌ها، قارچ‌ها و باکتری‌های زنده یا مرده و مواد گرفته‌شده از آن‌ها انجام می‌شود. زی‌توده آن‌ها همانند یک گونه ماده تبادل‌کننده یونی کار می‌کند. این پدیده به‌ویژه به ساختار دیواره یاخته‌ای ریزجاندار وابسته است (تورسیدی و همکاران ۱۹۹۵، سالقادی و همکاران ۱۹۹۶، بیک و همکاران ۲۰۰۲، یان و ویرارواقان ۲۰۰۳، آهایا و همکاران ۲۰۰۳).

سازوکارهای گوناگونی برای جذب‌زیستی فلزهای سنگین در ریزجانداران پیشنهاد شده است. بهره‌گیری از ریزجاندار به ریخت زنده و مرده هر کدام سازوکار ویژه‌ای را دارند. ریزجاندار مرده از راه جذب رویین توانایی گرفتن کاتیون‌های فلزی را از آب و پساب‌ها دارد. یکی از سازوکارهای جذب برای ریزجاندار زنده از راه دادوستد یونی است. کشتن و تیمار ریزجاندار با روش‌های ویژه‌ای انجام می‌گیرد که هر روش برای جذب فلز ویژه‌ای و با نگاه به ویژگی‌های ریزجاندار گزینش می‌شود (کاپور و ویرارواقان ۱۹۹۷ و هالوک و یتیس ۲۰۰۱). روش‌هایی مانند جوشاندن در سود، فرمالدئید و اسید و همچنین اتوکلاو کردن از روش‌های کشتن ریزجانداران می‌باشند (هانگ و همکاران ۱۹۹۰ و پارک و همکاران ۱۹۹۹).

پژوهش‌های اندکی درباره چگونگی رهاسازی آلاینده‌های فلزی جذب‌شده از جذب‌کننده‌های زیستی انجام شده است. درباره سینتیک رهاسازی عناصر از مانده‌های گیاهی هموموسی شده و ریزجانداران آن‌ها هیچ‌گونه گزارشی یافت نشد، بنابراین در این بررسی پیامد هموموسی شدن کاه گندم و همچنین ریزجانداران آن بر توان نگهداری سرب جذب‌شده و سینتیک آزاد شدن سرب از کاه گندم تازه و هموموسی شده آزمایش و گزارش شد.

<sup>۱</sup>- Total dissolved solids

<sup>۲</sup>- American public health association

<sup>۳</sup>- Colony count

روش هر بار محلول پیشین با محلول ۰/۰۰۱ نرمال نیترات سدیم نوینی جایگزین می‌شد.

برازش مدل‌های سینتیک رهاسازی سرب از مانده‌ها هر یک از معادله‌های سینتیک مرتبه صفر، مرتبه یک، ایلوویچ، پخش پارابولیک (نمر ۲۰۰۹) و تابع توانی (سرعت دو ثابت) (کو و میکلسن ۱۹۸۰) برای شناخت چگونگی رهاسازی سرب و سینتیک آن از جذب‌کننده‌ها بهره‌گیری شدند:

مدل مرتبه صفر یا خطی<sup>۲</sup>

$$q=a+bt \quad [1]$$

مدل لگاریتمی یا مرتبه یک مانند<sup>۳</sup>

$$\ln(q_0-q)=a-bt \quad [2]$$

مدل ایلوویچ<sup>۴</sup>

$$q= a+blnt \quad [3]$$

مدل تابع توانی<sup>۵</sup> (سرعت دو ثابت)

$$\ln q= \ln a+blnt \quad [4]$$

پخش میان دانه‌ای (پخش پارابولیک)<sup>۶</sup>

$$q=a+b(t)^{1/2} \quad [5]$$

که  $q_0$  نشانگر اندازه سرب رهاسازنده (میلی‌گرم بر گرم) در ۴ ساعت،  $q$  سرب رهاسازنده (میلی‌گرم بر گرم) در زمان  $t$ ،  $t$  زمان بر حسب ساعت،  $a$  و  $b$  ثابت-های معادله‌ها هستند.

ارزیابی معادله‌های یادشده برای گزینش بهترین معادله توصیف‌کننده آزاد شدن سرب با مقایسه ضرایب تبیین ( $R^2$ ) و خطاهای معیار تخمین<sup>۷</sup> (SE) برای هر معادله انجام گرفت. خطای معیار تخمین به گونه زیر محاسبه گردید:

$$S= [\sum(q_t - q^*)^2/(n-2)]^{1/2} \quad [6]$$

که در آن  $q_t$  و  $q^*$  به ترتیب مقادیر اندازه‌گیری شده در آزمایشگاه و محاسبه‌شده با هر کدام از

یگان‌های سازنده کلنی (CFU<sup>۱</sup>) قارچ‌ها در زیستگاه کشت بهبودیافته سیب‌زمینی، دکستروز آگار (MPDA) شمارش شد (آلف و نانی پیری ۱۹۹۵، صفری سنجانی و همکاران ۱۳۸۹). جدول ۱ برخی از ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی گاه‌گندم بکار رفته در این پژوهش را نشان می‌دهد.

هر یک از مانده‌های ۱، ۲۰ و ۶۰ روز هموسی شده به دو زیر نمونه بخش شد. یکی از زیرنمونه‌ها برای ۱۵ دقیقه در دمای ۱۲۱ درجه سلسیوس در فشار ۱/۵ اتمسفر درون اتوکلاو سترون‌شده و دیگری به ریخت ناسترون آزمایش شد.

### بررسی سینتیک آزاد شدن سرب جذب‌شده

پیش از بررسی سینتیک رهاسازی، در آغاز غلظت ۸۰۰ میلی‌گرم در لیتر سرب از نمک نیترات سرب در محلول ۰/۰۰۱ نرمال نیترات سدیم در pH برابر ۶ ساخته شد و بر یک گرم از سوسپانسیون هر یک از مانده‌های نمونه برداری شده در سه تکرار به حجم ۲۰۰ میلی‌لیتر بکار رفت. یادآور می‌شود که pH بیش از ۶ مایه ته‌نشینی سرب به گونه هیدروکسید شده و از آنجا غلظت یون‌ها در محلول کاهش یافته و سرب جذب‌شده بیشتر برآورد می‌گردد. از سوی دیگر در pH کمتر نیز رویارویی  $H^+$  و یون فلز برای جذب شدن در جایگاه-های جذب، جذب سرب را کاهش می‌دهد (لو و همکاران ۱۹۹۹). پس از تکان دادن محلول در دمای آزمایشگاه و رسیدن به تعادل (۱ ساعت) اندازه سرب جذب‌شده بر مانده‌ها با پالایش سوسپانسیون مانده بر کاغذ صافی به کمک دستگاه جذب اتمی مدل واریان برآورد گردید (قیصر و همکاران ۲۰۰۹a,b، سنگی و همکاران ۲۰۰۸).

پس‌از آن تندی رها شدن سرب جذب‌شده از هر یک از مانده‌های گیاهی سترون و ناسترون در زمان‌های ۲۰، ۴۰، ۶۰، ۸۰، ۱۰۰، ۱۲۰، ۱۴۰، ۱۶۰، ۱۸۰، ۲۰۰ و ۲۴۰ دقیقه بررسی شد. برای این کار سرب جذب‌شده به کمک محلول ۰/۰۰۱ نرمال نیترات سدیم با pH برابر ۶ با هر ۲۰ دقیقه تکان دادن (شیک کردن) تا زمان ۴ ساعت جداسازی و اندازه‌گیری شد. در این

2 - Linear or Zero-order model

3 - Pseudo first-order model

4 - Elovich model

5 - Power function model

6 - Parabolic diffusion model

<sup>۷</sup> Standard error of the estimation

1 - Colony forming units

کامل تصادفی و به کمک نرم افزارهای SAS و Excel پردازش شدند تا پیامد زمان نمونه برداری (هوموسی شدن) و سترون سازی بر پارامتر یا فراسنجه های رها سازی سرب جذب شده بر مانده های کاه گندم نمایان شود.

معادله ها در زمان  $t$  و  $n$  اندازه گیری است که در این پژوهش ۱۲ بار رها سازی سرب از هر نمونه اندازه گیری شده است (چین و همکاران ۱۹۸۰، اسپارک ۱۹۹۸، اسپارکس و جاردين ۱۹۸۴). داده های این پژوهش هر یک دارای سه تکرار بوده و در قالب طرح

جدول ۱- برخی از ویژگی های فیزیکی، شیمیایی و زیستی کاه گندم نمونه برداری شده در زمان های مختلف.

زمان نمونه برداری (روز)			یکا	ویژگی
۶۰	۲۰	۱		
۸/۰۲	۸/۰۱	۶/۹۴	-	pH
۰/۰۱۱	۰/۰۴۹	۰/۱۲۳		انحراف معیار
۶/۸۵	۵/۶۵	۴/۳۲	$\text{dS m}^{-1}$	رسانایی الکتریکی
۰/۰۹۴	۰/۰۶۳	۰/۰۵۷		انحراف معیار
۵۲۲/۹۶	۵۲۸/۴۸	۵۳۱/۵۸	$\text{g kg}^{-1}$	همه کربن
۳/۰۲	۰/۲۹	۰/۳۳		انحراف معیار
۵/۷۴	۵/۷۸۶	۵/۷۸۶	$\text{g kg}^{-1}$	همه ازت
۰/۴۲	۰/۲۹	۰/۲۹		انحراف معیار
۱۰۶/۳۳	۸۷/۰۰	۶۶/۳۳	$\text{g kg}^{-1}$	ماده جامد محلول
۲/۳۰	۰/۰۰۰۱	۰/۵۷		انحراف معیار
۹/۲۷	۱۴/۳۱	۱۹/۲۱	$\text{g kg}^{-1}$	کربن آلی محلول
۰/۴۶	۰/۳۹	۰/۲۳		انحراف معیار
۹/۰۹	۹/۷۱۲	۹/۲۹۲	(مانده $\text{g}^{-1} \text{CFU}^*$ )	لگاریتم فراوانی باکتری ها
۰/۰۲	۰/۰۱۷	۰/۰۳۴		انحراف معیار
۶/۵۸۳	۶/۷۱	۶/۵۹۸	(مانده $\text{g}^{-1} \text{CFU}$ )	لگاریتم فراوانی قارچ ها
۰/۰۰۶	۰/۰۱۲	۰/۰۰۶		انحراف معیار
۷/۴۱۸	۸/۵۸۳	۸/۰۲۷	(مانده $\text{g}^{-1} \text{CFU}$ )	لگاریتم فراوانی اکتینومیسیت ها
۰/۱۰۱	۰/۰۱۷	۰/۰۲۳		انحراف معیار

\* CFU - یگان های سازنده کلنی

درصد بود که در اینجا نیز با افزایش هموموسی شدن درصد سرب جذب شده افزایش یافت. همان گونه که دیده می شود جذب سرب بر کاه گندم سترون و ناسترون ناهمانندی چشم گیری دارد و جذب سرب در نمونه های ناسترون بسیار بیشتر است. این یافته توانایی و کارکرد سودمند ریزجانداران در جذب سرب را در جذب کننده های زیستی نشان می دهد. افزون بر آن انکوباسیون کاه گندم با دگرگونی ویژگی های شیمیایی، فیزیکی و زیستی آن، توان جذب سرب را بهتر می کند. به گونه ای که با گذشت زمان انکوباسیون گنجایش جذب و جایگاه های جذب سرب افزایش می یابد. از این رو بالاترین اندازه سرب جذب شده در کاه گندم ۶۰ روز هموموسی شده و ناسترون به دست آمد (جدول ۲).

### جذب سرب بر کاه گندم تازه و هموموسی شده در دو ریخت سترون و ناسترون

بررسی راندمان جذب سرب محلول با غلظت ۸۰۰ میلی گرم بر لیتر بر کاه گندم سترون و ناسترون که در زمان های مختلف از انکوباسیون آن برداشت شده اند نشان داد که ناهمانندی چشم گیری میان راندمان جذب بر کاه تازه و هموموسی شده و در دو ریخت دیده می شود. در نمونه های سترون ۱، ۲۰ و ۶۰ روز هموموسی شده راندمان جذب به ترتیب برابر ۲۶/۹۶، ۳۲/۴۶ و ۴۱/۴۲ درصد بود که با افزایش هموموسی شدن درصد سرب جذب شده افزایش یافت. راندمان جذب سرب در نمونه های ناسترون ۱، ۲۰ و ۶۰ روز هموموسی شده به ترتیب برابر ۳۲/۲۱، ۴۳ و ۶۰/۹۶

جدول ۲- درصد جذب سرب بر کاه گندم سترون و ناسترون در زمان‌های مختلف انکوباسیون.

کاه گندم	زمان (day)	غلظت نخستین سرب ( $\text{mg L}^{-1}$ )	غلظت نهایی سرب ( $\text{mg L}^{-1}$ )	جذب سرب ( $\text{mg g}^{-1}$ )	درصد جذب	رهاسازی سرب ( $\text{mg g}^{-1}$ )	درصد رهاسازی سرب
سترون	۱	۸۰۰	۵۸۴/۳۳	۴۳/۱۳	۲۶/۹۶d	۲۶/۶۴	۶۱/۷۷a
	۲۰	۸۰۰	۵۴۰/۳۳	۵۱/۹۳	۳۲/۴۶c	۱۸/۹۵	۳۶/۵۰c
	۶۰	۸۰۰	۴۶۸/۶۷	۶۶/۲۶	۴۱/۴۲b	۲۰/۶۳	۳۱/۱۳d
ناسترون	۱	۸۰۰	۵۴۲/۳۳	۵۱/۵۳	۳۲/۲۱c	۲۳/۴۴	۴۵/۴۸b
	۲۰	۸۰۰	۴۵۶	۶۸/۸۰	۴۳/۰۰b	۲۲/۶۸	۳۲/۹۷d
	۶۰	۸۰۰	۳۱۲/۳۳	۹۷/۵۳	۶۰/۹۶a	۲۴/۵۹	۲۵/۲۱e

میانگین‌های دارای دست‌کم یک حرف یکسان در پایه آماری ۵٪ ناهمانندی چشم‌گیری ندارند.

روند آزاد شدن سرب از نمونه‌های کاه گندم ناسترون در شکل ۲ نشان داده شده است. مانند رهاسازی سرب در نمونه‌های سترون، رهاسازی سرب از کاه گندم ناسترون نیز به گونه دوفازی بود. در زمان‌های آغازین (۲۰ دقیقه نخست) اندازه رهاسازی سرب از نمونه‌های انکوباسیون شده ۱، ۲۰ و ۶۰ روز به ترتیب برابر ۱۹/۵۶٪، ۱۷/۴۶٪ و ۳۳/۳۸٪ از کل سرب آزاد شده بود که با داده‌های رهاسازی سرب از نمونه‌های سترون در این زمان (۲۰ دقیقه نخست) ناهمانند بوده و از آن‌ها بسیار کمتر است (جدول ۲).

ناهمانندی داده‌های رهاسازی آغازین سرب از نمونه‌های سترون و ناسترون بار دیگر نشان از توانایی ریزجانداران در نگهداری سرب دارد که در نمونه‌های ۲۰ و ۶۰ روزه نمایان‌تر است.

رهاسازی سرب جذب شده از نمونه‌های کاه تازه (۱ روزه) و ناسترون پس از ۱۶۰ دقیقه و در نمونه‌های ۲۰ روزه و ناسترون پس از ۲۰۰ دقیقه به پایان خود نزدیک شد و به تعادل رسید. ولی در نمونه هوموسی شده کاه گندم (۶۰ روزه) و ناسترون پس از گذشت ۴ ساعت آزادسازی همچنان ادامه داشت و رهاسازی سرب در آن‌ها به تعادل نرسید. رهاسازی در هر دو ریخت سترون و ناسترون از کاه گندم برداشت شده در زمان‌های انکوباسیون ۱ و ۲۰ روزه تا پایان آزمایش به صفر رسید ولی در نمونه‌های هوموسی شده در هر دو ریخت سترون و ناسترون رهاسازی به تعادل نرسید که این کند رها شدن سرب جذب شده از

بررسی درصد رهاسازی سرب جذب شده از هر یک از مانده‌های سترون و ناسترون که در زمان‌های مختلفی از انکوباسیون آن برداشت شده‌اند، نشان داد که ناهمانندی چشم‌گیری میان درصد رهاسازی از کاه تازه و هوموسی شده و در هر دو ریخت سترون و ناسترون دیده می‌شود. رهاسازی سرب جذب شده از نمونه‌های سترون ۱، ۲۰ و ۶۰ روز هوموسی شده به ترتیب برابر ۶۱/۷۷٪، ۳۶/۵۰٪ و ۳۱/۱۳ درصد بود که با افزایش هوموسی شدن درصد رهاسازی سرب جذب شده به اندازه چشم‌گیری کاهش یافت.

رهاسازی سرب جذب شده از نمونه‌های ناسترون ۱، ۲۰ و ۶۰ روز هوموسی شده به ترتیب برابر ۴۵/۴۸٪، ۳۲/۹۷٪ و ۲۵/۲۱ درصد بود که با افزایش هوموسی شدن درصد رهاسازی سرب جذب شده از نمونه‌های ناسترون نیز به اندازه چشم‌گیری کاهش یافت. از سوی دیگر درصد رهاسازی سرب جذب شده از کاه گندم ناسترون به اندازه چشم‌گیری کمتر از نمونه‌های سترون آن است و کمترین سرب رهاسازی از نمونه‌های کاه گندم ۶۰ روز هوموسی شده و ناسترون اندازه‌گیری شد. روی هم رفته ناهمانندی رهاسازی سرب جذب شده از نمونه‌های کاه گندم سترون و ناسترون توانایی و کارکرد سودمند ریزجانداران در نگهداری سرب بر جذب کننده‌های زیستی را نشان می‌دهد. از سوی دیگر با انکوباسیون کاه گندم و دگرگونی ویژگی‌های شیمیایی، فیزیکی و زیستی آن، توان نگهداری سرب جذب شده بر آن بهتر می‌شود (جدول ۲).

نمونه‌های ناسترون نمایان‌تر است (شکل ۲).

### برازش مدل‌های سینتیکی بر داده‌های رهاسازی سرب

بهترین معادله سینتیکی که می‌تواند تندی آزاد شدن سرب را از کاه گندم با درجه گوناگونی از هموموسی شدن در دو ریخت سترون و ناسترون نشان دهد، با نگاه به ضرایب تبیین ( $R^2$ ) و خطای استاندارد برآورد (SE) گزینش شد (جدول ۳). همان‌گونه که در جدول ۳ دیده می‌شود داده‌های آزمایش در نمونه‌های ۱ و ۲۰ روزه سترون با معادله‌های مرتبه صفر (خطی)، ایلوویج، تابع توانی و پارابولیک به خوبی برازش نشد و با نگاه به  $R^2$  بالا و SE پایین معادله مرتبه یک مانند، دیده می‌شود که این معادله توان بهتری برای توصیف چگونگی آزاد شدن سرب از نمونه‌های تازه و کمتر هموموسی شده (۱ و ۲۰ روزه) کاه گندم و سترون داشت (جدول ۳ و شکل ۳-ا). این نشان می‌دهد که یک فرایند پخشیدگی و یک مدل "تک مکانی" یک مدل "دو مکانی" احتمالاً یک توصیف مبتنی بر مکانیسم معتبر برای رهاسازی سرب از مانده‌های تازه‌تر (۱ و ۲۰ روزه) کاه گندم و سترون هست (جوینی و یانگ ۱۹۸۷). شاید در زمان‌های آغازین مکانیزمی ناهمانند رهاسازی سرب را کنترل می‌کند، زیرا معادله سینتیکی مرتبه یک دروغی در زمان‌های کوتاه توانایی توصیف رهاسازی سرب از مانده‌ها را ندارد. به هر گونه داده‌های به‌دست‌آمده از رهاسازی سرب از نمونه‌های هموموسی شدن و سترون به گونه چشم‌گیر از معادله مرتبه یک مانند دور شده و خطای برآورد این معادله افزایش می‌یابد ولی آن‌ها به معادله ایلوویج نزدیک می‌شوند و در میان مدل‌های بررسی‌شده این مدل پاسخ بهتری دارد (جدول ۳ و شکل ۳-ب).

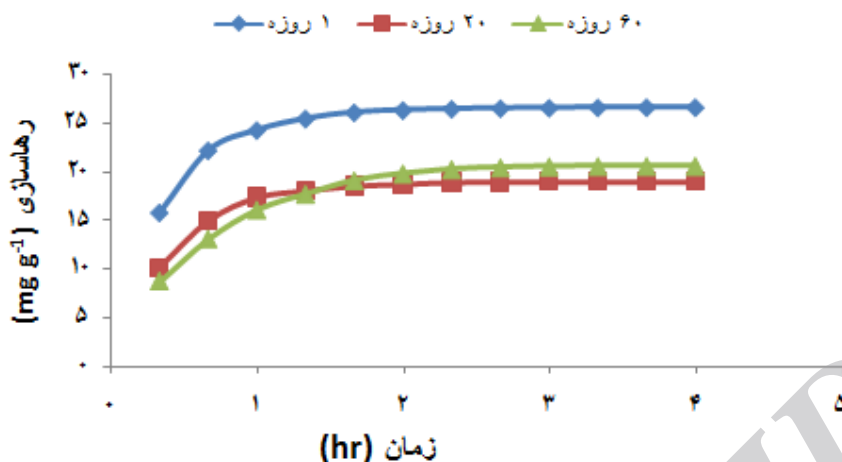
داده‌های رهاسازی سرب از نمونه‌های ۱ و ۲۰ روزه و ناسترون با معادله‌های مرتبه صفر (خطی)، ایلوویج، تابع توانی و پخش پارابولیک با نگاه به ضرایب

تبیین ( $R^2$ ) و خطای استاندارد برآورد (SE)، به خوبی برازش نشد. در میان آن‌ها معادله مرتبه یک با  $R^2$  بالا و SE پایین توان بهتری برای توصیف چگونگی آزاد شدن سرب از نمونه‌های کاه گندم تازه‌تر (۱ و ۲۰ روزه) و ناسترون داشت (جدول ۳ و شکل ۳-ا). این نشان می‌دهد که آزاد شدن سرب از مانده‌های تازه‌تر و ناسترون کاه گندم نیز شاید تنها با فرایند پخشیدگی کنترل گردد. به سخن دیگر بیشتر فرایند پخشیدگی سرب کنترل‌کننده تندی آزاد شدن سرب از کاه گندم تازه‌تر (۱ و ۲۰ روزه) بوده است. افزون بر آن می‌توان دریافت که جابجایی میان دانه‌ای در مانده‌های تازه‌تر تنها گام کاهنده سرعت نیست.

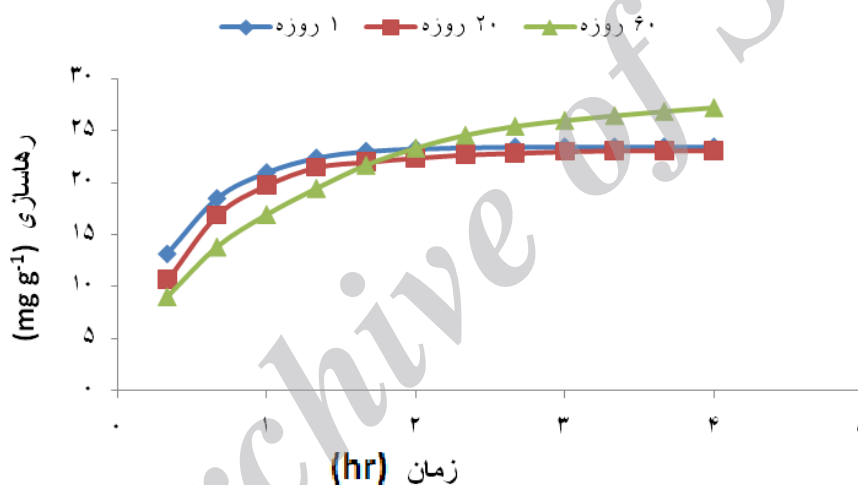
به هر گونه گذشته از معادله مرتبه یک مانند، همه معادله‌ها در زمان بیش از سه ساعت رهاسازی سرب از مانده‌های آزمایش‌شده را بیشتر برآورد می‌کنند که چندان درست نیست. در برابر معادله‌های دیگر، معادله مرتبه یک مانند توان توصیف رهاسازی سرب در زمان‌های بلند را دارد و رهاسازی سرب از مانده‌ها را به‌ویژه در زمان‌های پایانی آزمایش بهتر نشان می‌دهد. این می‌تواند وابسته به یک مکانیزم ناهمانند رهاسازی در زمان‌های آغاز و پایان آزمایش و یا تغییر ثابت سرعت ظاهری واکنش رهاسازی با گذشت زمان باشد (شکل‌های ۳ و ۴).

داده‌های به‌دست‌آمده از رهاسازی سرب از کاه گندم هموموسی شده (۶۰ روزه) و ناسترون نیز مانند آن‌ها در نمونه‌های هموموسی شده و سترون به گونه چشم‌گیر از معادله مرتبه یک مانند دور شد و خطای برآورد این معادله برای آن‌ها افزایش یافت. داده‌های به‌دست‌آمده از رهاسازی سرب از نمونه‌های هموموسی و ناسترون به خوبی به معادله ایلوویج نزدیک شد و در میان مدل‌های بررسی‌شده این مدل بهترین پاسخ را داشت (جدول ۳ و شکل ۳-ب).





شکل ۱- روند رهاسازی سرب جذب شده از مانده های کاه گندم نسترون نمونه برداری شده در زمان های مختلف.



شکل ۲- روند رهاسازی سرب جذب شده از مانده های کاه گندم نسترون نمونه برداری شده در زمان های مختلف.

پخش رویه ای (پوسته ای)<sup>۲</sup> و توده ای (دانه ای)<sup>۳</sup> شایسته شایسته دانسته اند.

از آنجایی در روش بکار رفته دانه های کاه گندم در محلول نیترات سدیم ۰/۰۰۱ نرمال به گونه پیوسته تکان داده می شوند، فرایند پخش پوسته ای در رهاسازی سرب چندان کارایی ندارد و رها شدن آن از نمونه های هوموسی شده کاه گندم و به ویژه نسترون وابسته به پخش دانه ای و فرایندهای زیستی می تواند باشد. در نمونه های هوموسی شده دانه ها ناهمگن تر بوده و

بسیاری از پژوهشگران برآزش خوب داده ها با معادله ایلوویچ را وابسته به واکنش های واجذب و رهاسازی کنترل شده با فرایند پخشیدگی<sup>۱</sup> دانسته اند (پاولاتون و پولی زوپولوس ۱۹۸۸، آهارونی و سوزین ۱۹۸۲، غلامی و همکاران ۱۳۹۰، شریعتمداری و همکاران ۲۰۰۶) ولی روپا و همکاران (۲۰۰۰) بهره گیری از معادله ایلوویچ برای فرایندهایی که تنها با پخش کنترل می شوند را چندان درست ندانسته و این معادله را برای داده های رهاسازی با فرایندهای دیگری مانند

<sup>۲</sup> - Film diffusion

<sup>۳</sup> - Particle diffusion

<sup>۱</sup> - Diffusion-controlled-desorption reactions



برخی از پژوهشگران شکستگی یا پاره‌خط‌های چندگانه در نمودار سرب رها شده (q) در برابر لگاریتم زمان (Int) در معادله ایلوویچ را نشانگر تغییر از یک جایگاه پیوندی به جایگاه دیگر دانسته‌اند (چین و کلیتون ۱۹۸۰).

چنین شکستگی‌هایی نمی‌تواند ساخته تیمارهای سینتیکی باشد، بلکه نمودار غیرخطی ایلوویچ می‌تواند نشانگر واکنشگری ناهمانند جایگاه‌های رهاسازی یون-ها بر یک‌رویه نامنظم باشد (اتکین و همکاران ۱۹۷۰). این ناهمانندی‌ها بار دیگر نشان‌دهنده کارایی یاخته‌های زنده در جذب، نگهداری و رهاسازی سرب است.

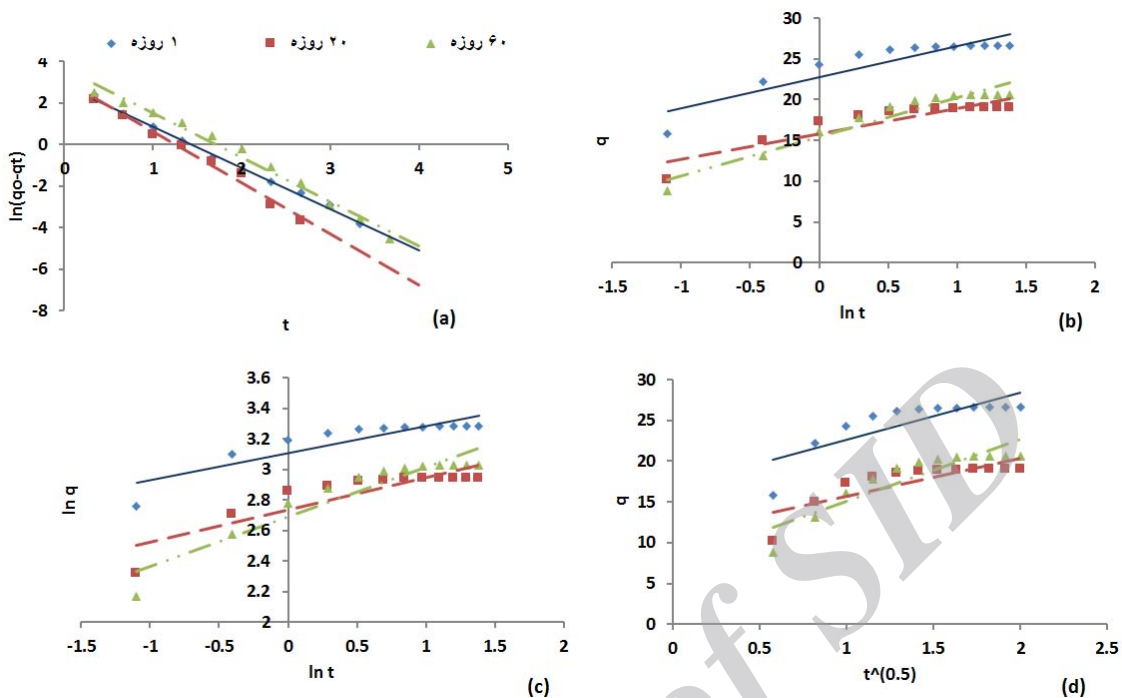
دانه‌هایی با توان نگهداری ناهمانند پدید می‌آید که این ناهمانندی در نمونه‌های ناسترون بیشتر است زیرا ریزجانداران درون نمونه با دانه‌های تازه و هوموسی شده کاه بسیار ناهمانند بوده و آن‌ها می‌توانند سرب جذب‌شده را با آهستگی بیشتری رها کنند.

همان‌گونه که دیده شد، داده‌های رهاسازی سرب از نمونه هوموسی شده و ناسترون با معادله ایلوویچ بهتر از همه برازش شد. لائو (۱۹۶۰) با توصیف جذب شیمیایی گازها بر رویه‌های جامد گوناگون پیشنهاد کرد که شکستگی نمودارهای رهاسازی سرب (q) در برابر لگاریتم زمان (Int) می‌تواند نشانگر مکانیسم‌های گوناگونی باشد که کنترل‌کننده فرایندهای سرعت است.

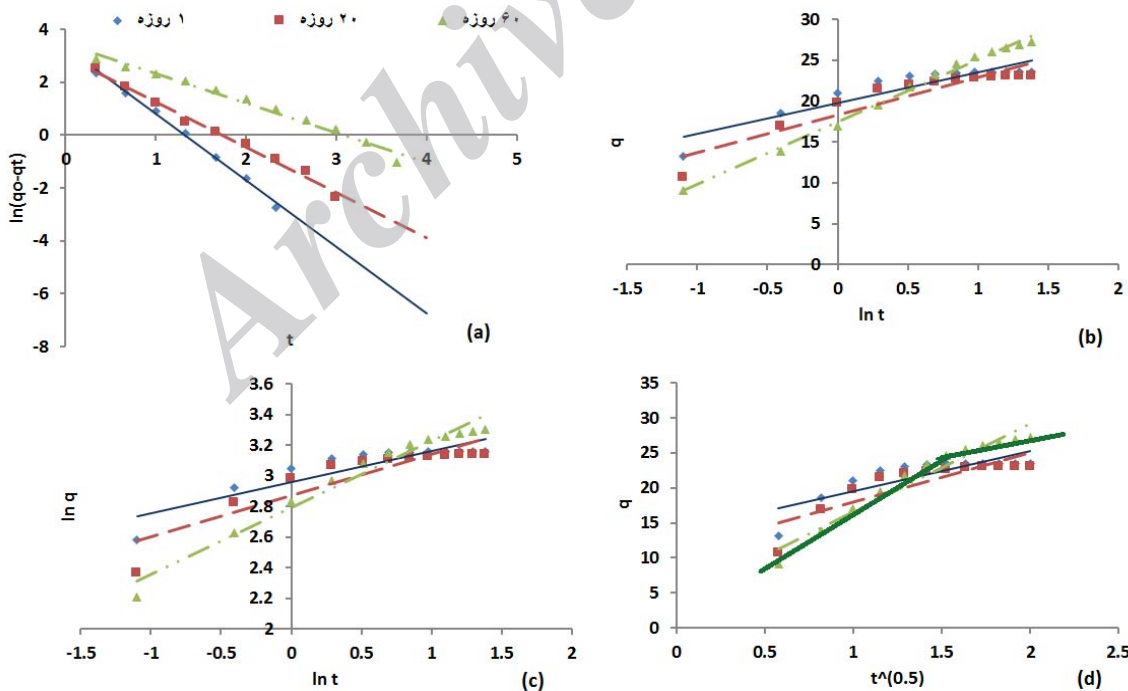
جدول ۳- ویژگی سینتیک آزاد شدن سرب جذب‌شده از کاه گندم سترون و ناسترون نمونه‌برداری شده در روزهای مختلف انکوباسیون.

نوع سینتیک	پارامترهای سینتیک	کاه گندم سترون			کاه گندم ناسترون		
		زمان (day)	۱	۲۰	زمان (day)	۱	۲۰
مرتبه صفر یا خطی	B	-	-	-	-	-	-
	A	-	-	-	-	-	-
	R <sup>2</sup> *	۰/۵۲۳	۰/۵۲۱	۰/۶۹۱	۰/۵۴۴	۰/۵۹	۰/۸۶۲
	**SE	۲/۳۱۳	۱/۸۹۷	۲/۱۹۱	۲/۲۰۳	۲/۴۹۱	۲/۲۵۵
مرتبه یک مانند	B	۱/۹۸۶	۲/۴۵۷	-	۲/۵۱۱	۱/۷۱	-
	A	۲/۸۵۶	۳/۰۷۶	-	۳/۳۰۴	۲/۹۷۶	-
	R <sup>2</sup> *	۰/۹۹۵	۰/۹۸۷	۰/۹۸۴	۰/۹۹۵	۰/۹۹۱	۰/۹۸۲
	SE	۰/۶۰۷	۰/۲۷۱	۲/۲۸۸	۰/۴۸۱	۰/۴۴۶	۱/۳۴۶
ایلوویچ	B	-	۴/۸۰۹	-	-	-	۷/۶۵۶
	A	-	۱۵/۴۲۷	-	-	-	۱۷/۴۰۹
	R <sup>2</sup> *	۰/۸۱۶	۰/۸۱۶	۰/۹۲۳	۰/۸۳۶	۰/۸۶۹	۰/۹۹۲
	SE	۱/۴۳۶	۱/۱۷۶	۱/۰۲۲	۱/۳۱۹	۱/۴۰۸	۰/۵۱۵
تابع توانی (سرعت دو ثابت)	B	-	-	-	-	-	-
	A	-	-	-	-	-	-
	R <sup>2</sup> *	۰/۷۹۳	۰/۸۱۴	۰/۸۸۷	۰/۸۱۸	۰/۸۴۶	۰/۹۶۷
	SE	۱/۷۵۷	۱/۶۵۹	۱/۵۳۵	۱/۶۷۸	۲/۲۴۱	۱/۳۴۶
پخش میان دانه‌ای (پارابولیک)	B	-	-	-	-	-	-
	A	-	-	-	-	-	-
	R <sup>2</sup> *	۰/۶۶۴	۰/۶۶۴	۰/۸۲۲	۰/۶۸۷	۰/۷۳	۰/۹۴۹
	SE	۱/۹۴۰	۱/۵۸۹	۱/۶۶۵	۱/۸۲۳	۲/۰۲۳	۱/۳۶۸

\* همگی R<sup>2</sup> ها در پایه آماری یک درصد چشم‌گیر هستند.  
\*\* خطاهای معیار برآورد بر پایه میلی‌گرم بر گرم می‌باشند.



شکل ۳- چگونگی آزاد شدن سرب از نمونه‌های ۱، ۲۰ و ۶۰ روزه گندم سترون بر پایه معادله‌های a- مرتبه یک دروغی، b- ایلوویچ، c- تابع توانی و d- پخش پارابولیکی که در آن‌ها  $t$  زمان (ساعت)،  $q_0$  و  $q$  سرب ره‌اشده (میلی‌گرم بر گرم) در زمان ۴ ساعت و زمان  $t$  است.



شکل ۴- چگونگی آزاد شدن سرب از نمونه‌های ۱، ۲۰ و ۶۰ روزه گندم ناسترون بر پایه معادله‌های a- مرتبه یک دروغی، b- ایلوویچ، c- تابع توانی و d- پخش پارابولیکی که در آن‌ها  $t$  زمان (ساعت)،  $q_0$  و  $q$  سرب ره‌اشده (میلی‌گرم بر گرم) در زمان ۴ ساعت و زمان  $t$  است.

صفر رسید، ولی در مانده‌های ۶۰ روزه کاه گندم سترون و ناسترون رهاسازی کمتر بود و پس از ۴ ساعت به صفر نرسید که این نشان از توان بالای نگهداری سرب در مانده‌های هموموسی شده دارد.

در هر دو ریخت سترون و ناسترون با گذشت زمان انکوباسیون و هموموسی‌تر شدن نمونه‌ها، تندی رهاسازی سرب جذب‌شده بر آن‌ها کاهش یافت.

ارزیابی ضرایب تبیین ( $R^2$ ) و خطای استاندارد برآورد (SE) معادله‌های سینتیک گوناگون نشان داد که داده‌های رهاسازی سرب از مانده‌های سترون و ناسترون تازه‌تر که در روزهای ۱ و ۲۰ برداشت شدند با معادله مرتبه یک مانند بهتر همخوانی داشتند و از آن می‌توان برداشت کرد که آزاد شدن سرب از این نمونه‌ها بیشتر یک فرایند پخشیدگی است، به سخن دیگر بیشتر فرایند پخشیدگی سرب کنترل‌کننده تندی آزاد شدن سرب از مانده‌ها بوده است. افزون بر آن شاید یک مدل "تک مکانی" یا یک مدل "دو مکانی" بتوانند توصیف معتبری برای رهاسازی سرب از این مانده‌ها باشند.

معادله ایلوویج بهترین معادله سینتیکی برای داده‌های آزاد شدن سرب از نمونه کاه گندم هموموسی شده (۶۰ روزه) و به‌ویژه ناسترون بود که این می‌تواند نشانگر مکانیسم‌های گوناگونی باشد که کنترل‌کننده فرایندهای رهاسازی از مانده‌های هموموسی و ناسترون است. شاید برای واکنش‌هایی که پخشیدگی کنترل‌کننده رهاسازی است، معادله ایلوویج بهتر نشان‌دهنده تندی فرایندهای جذب و واجذب باشد.

روی هم‌رفته از این پژوهش می‌توان دریافت که کاه گندم هموموسی شده توان بالاتری برای نگهداری سرب دارد و رهاسازی و آلاینده‌گی سرب جذب‌شده بر آن کمتر است. از سوی دیگر سترون کردن نمونه‌ها بر رفتار آن‌ها پیامد چشم‌گیری دارد و توان جذب و نگهداری سرب جذب‌شده بر مانده‌های کاه گندم را کاهش می‌دهد. از این رو با انکوباسیون کاه گندم و با کمک ریزجانداران آن می‌توان جذب‌کننده زیستی یا زیست‌گیرنده‌ای<sup>۱۵</sup> کارآمدتر برای فلز سرب به‌دست آورد که آلاینده‌گی محیطی آن کمتر است.

در آغاز رهاسازی سرب از مانده‌ها تند بوده و سپس با یک واکنش کندتر به‌ویژه در نمونه‌های هموموسی و ناسترون به‌پیش می‌رود. بزرگ‌ترین ضرایب تبیین ( $R^2$ ) و کوچک‌ترین خطای استاندارد برآورد (SE) برای معادله پخش پارابولیک در برآورد داده‌های به‌دست‌آمده از رهاسازی سرب از نمونه‌های کاه گندم هموموسی شده و ناسترون به‌دست آمد (جدول ۳).

از سوی دیگر دو گامه بودن رهاسازی سرب از این نمونه‌ها که تا ۴ ساعت هم به پیش رفت می‌تواند نشان‌دهنده کارایی معادله پخش پارابولیک دوگانه<sup>۱۴</sup> برای این مانده باشد.

پس از رسم داده‌های رهاسازی سرب بر پایه معادله پخش پارابولیکی، یک شکستگی در نمودار خطی آن پدید می‌آید (شکل ۴-d) که می‌توان از آنجا هر نمودار را به دو بخش خطی جدا شکست و بررسی نمود. شکستگی به‌دست‌آمده می‌تواند دست‌کم نشانگر بودن دو جایگاه ناهمانند جذب باشد که کنترل‌کننده فرایندهای رهاسازی با تندی‌های ناهمانند باشد. آشکار است که اگر این دو خط رهاسازی در معادله پخش پارابولیک برای رهاسازی نمونه‌های هموموسی شده و ناسترون بررسی شود، ضرایب تبیین ( $R^2$ ) بالا و خطای استاندارد برآورد (SE) پایینی خواهد داد و شیب خط به‌دست‌آمده برای بخش نخست (کم‌تر از ۲ ساعت) به‌اندازه چشم‌گیری بیشتر از بخش دوم (بیش‌تر از ۲ ساعت) خواهد شد.

### نتیجه‌گیری کلی

این بررسی نشان داد که اندازه سرب آزادشده پس از ۴ ساعت عصاره‌گیری پی‌درپی از نمونه‌های کاه گندم سترون و ناسترون با درجه پوسیدگی و تجزیه ناهمانند یکسان نیست. الگوی آزاد شدن سرب از همه نمونه‌های کاه گندم بدین گونه بود که یک واکنش تند آغازی با یک واکنش کندتر انجام می‌شد. در آزمون رهاسازی سرب جذب‌شده بر مانده‌ها دیده شده که در همه نمونه‌ها پس از گذشت زمان آزمایش (۴ ساعت) به

<sup>15</sup> - Biosorbent

<sup>14</sup> - Parabolic double diffusion equation

## منابع مورد استفاده

- بیابانکی ف و حسین پورع ا، ۱۳۸۶. سینتیک آزاد شدن فسفر و همبستگی ضرایب مدل‌های سینتیک با برخی ویژگی‌های خاک و شاخص‌های گیاهی در تعدادی از خاک‌های همدان. علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، شماره ۴۲، صفحه‌های ۴۹۱ تا ۵۰۳.
- غلامی م، بارانی مطلق م، دردی پور ا، و علمایی م، ۱۳۹۰. شبیه‌سازی سینتیک آزاد شدن روی از خاک‌های مختلف استان گلستان با استفاده از دی اتیلن تری آمین پنتا استیک اسید (DTPA). مجله پژوهش‌های حفاظت آب و خاک، شماره ۱۸، صفحه‌های ۱۲۳ تا ۱۳۹.
- صفری سنجانی ع، شریفی ز، و صفری سنجانی م، ۱۳۸۹. روش‌های آزمایشگاهی در میکروبیولوژی. انتشارات دانشگاه بوعلی سینا. ۵۲۵ صفحه.
- فرشادی راد ا، دردی پور ا و خرمالی ف، ۱۳۹۲. سرعت رهاسازی پتاسیم غیرتبادلی با استفاده از کلرید کلسیم در خاک-ها و اجزای آن. مجله مدیریت خاک و تولید پایدار، شماره ۳، صفحه‌های ۱۱۳ تا ۱۲۹.
- Ahalya N, Ramachandra TV and Kanamadi RD, 2003. Biosorption of heavy metals. Research Journal of Chemistry and Environment 7: 71-79.
- Aharoni C, and Suzin Y, 1982. Application of Elovich equation to the kinetics of chemisorption. Part 3: Heterogeneous microporosity. Journal of Chemical Society Faraday Transduction 78: 2329-2336.
- Alef K and Nannipieri P, 1995. Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Academic Press Inc. Pp. 576.
- Anonymous, 1999. Total Solids. American Public Health Association (APHA), Water Environment Federation and American Water Works Association, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th edition, American Public Health Association Washington, USA. Pp.541.
- Atkinson RJ, Hingston FJ, Posner AM, and Quirk JP, 1970. Elovich equation for the kinetics of isotopic exchange reactions at solid-liquid interfaces. Nature 226: 148-149.
- Babarinde NAA, Babalola JO and Sanni RA, 2006. Biosorption of lead ions from aqueous solution by maize leaf. International Journal of Physical Sciences 1: 23- 26.
- Baik WY, Bae JH, Cho KM and Hartmeier W, 2002. Biosorption of heavy metals using whole mold mycelia and parts thereof. Bioresource Technology 81: 167-170.
- Bigham JM, 1996. Methods of Soil Analysis. Part 3: Chemical Methods. (Sssa Book Series No 5). Soil Science Society of America Madison Wisconsin USA. Pp. 1390.
- Chien SH, Clayton WR and Mc Clellan GH, 1980. Kinetics of dissolution of phosphate rock in soils. Soil Science Society of America Journal 44: 260-264.
- Chien SH and Clayton WR, 1980. Application of Elovich equation to kinetics of phosphate release and sorption in soils. Soil Science Society American Journal 44: 265-268.
- Dang YP, Dalal RC, Edwards DG and Tiller KG, 1994. Kinetics of zinc desorption from vertisols. Soil Science Society of America Journal 58: 1392-1399.
- Haluk CI and Yetis U, 2001. Biosorption of Ni and Pb by *Phanerochaete chrysosporium* from a binary metal system – Kinetics. Water SA 27: 15 – 20.
- Huang, C-Chuang C-P, Morehart AL, 1990. The removal of Cu. From dilute aqueous solutions by *Saccharomyces cerevisiae* Trans II. Water Research 24: 433-439.
- Jopony M and Young SD, 1987. A constant potential titration method for studying the kinetics of copper desorption from soil and clay minerals. Journal of Soil Science 38: 219-228.
- Kapoor A and Viraraghavan T, 1997. Biosorption of heavy metals on *Aspergillus niger*: Effect of pretreatment. Bioresource Technology 63: 109 – 113.
- Kumar YP, King P and Prasad VSRK 2006. Zinc biosorption on tectona grandis L.f. leaves biomass: Equilibrium and kinetic studies. Journal of Chemical Engineering 124: 63-70.
- Kuo S and Mikkelsen, 1980. Kinetics of zinc desorption from soils. Plant and Soil 56: 355- 364.
- Lehmann RG and Harter RD, 1984. Assessment of copper-soil bond strength by desorption kinetics. Soil Science Society of America Journal 48: 769-772.
- Lo W, Chua H, Lam KH and Bi SP, 1999. A comparative investigation on the biosorption of lead by filamentous fungal biomass. Chemosphere 39: 2723-2736.
- Low MJD, 1960. Kinetics of chemisorption of gases on solids. Chemistry Review 60: 267-312.
- Matthiessen MK, Larney FJ, Selinger LB and Olson AF, 2005. Influence of loss-on-ignition temperature and heating time on ash Content of compost and manure. Soil Science and Plant Analysis 36: 2561–2573.

- Nelson DW and Sommers LE, 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. Pp. 961-1010. In: Bigham JM (ed). Methods of Soil Analysis Part 3: Chemical Methods, (Sssa Book Series No 5). Soil Science Society of America Madison Wisconsin USA.
- Nemr AE, 2009. Potential of pomegranate husk carbon for Cr (VI) removal from wastewater: kinetic and isotherm studies. Journal of Hazardous Material 161:132-41.
- Park JK, Jin YB and Chang HN, 1999. Reusable biosorbents in capsules from *Zooglea ramigera* cells for cadmium removal. Biotechnology and Bioengineering 63: 116-121.
- Pavlatou A, and Polyzopoulos NA, 1988. The role of diffusion in the kinetics of phosphate desorption. The relevance of the Elovich equation. Journal of Soil Science 39: 425-436.
- Qaiser S, Saleemi AR, and Umar M, 2009a. Biosorption of lead (II) and chromium (VI) on groundnut hull: Equilibrium, kinetics and thermodynamics study. Electronic Journal of Biotechnology 12: 2-17.
- Qaiser S, Saleemi AR, and Umar M, 2009b. Biosorption of lead from aqueous solution by *Ficus religiosa* leaves: Batch and column study. Journal of Hazardous Materials 166: 998-1005.
- Roades JD, 1990. Salinity electrical conductivity and total dissolved solids. Pp. 417 – 436. In: Sparks DL (ed). Methods of Soil Analysis Part 3: Chemical Methods. Soil Science Society of America Madison Wisconsin USA.
- Rupa TR, Tomar KT, Damodar D Reddy and Subba Rao A, 2000. Time-dependent zinc desorption in soils. Communications in Soil Science and Plant Analysis 31: 2547-2563.
- Salgado PR, Aguilar SC, Herrera AO, Luna, LS, Lopez FA, Diaz GM, and Corona FG, 1996. Copper resistance and accumulation in the zygomycete *Mucor rouxii*. Current Microbiology 33: 163-166.
- Sangi MR, Shahmoradi A, Zolgharnein J, Azimi GH and Ghorbandoost M, 2008. Removal and recovery of heavy metals from aqueous solution using *Ulmus carpinifolia* and *Fraxinus excelsior* tree leaves, Journal of Hazardous Materials 155: 513-522.
- Shariatmadari H, Shirvani M, and Jafari A, 2006. Phosphorus release kinetics and availability in calcareous soils of selected arid and semiarid toposequence. Geoderma 132: 261-272.
- Sparks DL, 1998. Kinetics of sorption/release processes on natural surfaces. Pp. 413-448. In: Huang PM, Senesi N and Buffle J (Eds). Structure and Surface of Soil Particles. Vol 4. John Wiley and Sons, New York, NY.
- Sparks DL and Jardine PM, 1984. Comparison of kinetic equations to describe potassium-calcium exchange in pure and in mixed systems. Soil Science 138: 115-122.
- Steffens D and Sparks DL, 1997. Kinetics of nonexchangeable ammonium release from soils. Soil Science Society American Journal 61: 455-462.
- Thomas GW, 1996. Soil pH and soil activity. Pp. 475 – 490. In: Bigham JM (ed). Methods of Soil Analysis Part 3: Chemical Methods, (Sssa Book Series No 5). Soil Science Society of America Madison Wisconsin USA.
- Torresdey JLG, Aguilera IC, Tiemann KJ, Webb R, and Corona FG, 1995. Copper binding by inactivated cells of *Mucor indicus*. Proceedings of the 10th Annual Conference on Hazardous Waste Research, Chemistry Department, University of Texas at El Paso.
- Yan G and Viraraghavan T, 2003. Heavy-metal removal from aqueous solution by fungus *Mucor rouxii*. Water Research 37: 4486-4496.