

## سعة إمتسك بعض الترب العراقية لنويدات السيزيوم-137 ( $Cs^{137}$ )

رمزي محمد شهاب

أستاذ، قسم التربة والموارد المائية، كلية الزراعة، جامعة تكريت، العراق.

### المستخلص

استعمل السيزيوم-137 على نطاق واسع في العالم لتقدير تعرية التربة. وان حركته وانتقاله في الاوساط البيئية تعتمد على سعة امتساكه الى التربة. يعبر عن سعة امتسك التربة للنويدات المشعة (Radionuclides) والملوثات بمعامل التوزيع Kd (نسبة النويدات المشعة الممسوكة للتربة الى النويدات في المحلول السائل) الذي قدر للسيزيوم-137 في بعض ترب العراق. تباينت الترب في محتواها من الطين 24.0-50.5% والمادة العضوية 0.5-1.5% ومعادن الكربونات 28.1-35.0%. قدر معامل التوزيع بالطريقة المختبرية كدالة لتركيز النويده ونسبة السائل الى الصلب ونوع محلول الاتزان. أظهرت النتائج ان جميع عوامل الدراسة قد غيرت من قيم معامل التوزيع. كان متوسط معامل التوزيع 774 للتربة المزيجة (Loam) ازداد الى 4375 لتر كغم<sup>-1</sup> للتربة الطينية (Clay) في الماء خالي من الأيونات. أختزلت هذه القيم الى 402 و 1088 في محلول كلوريد الكالسيوم في حين كانت 146 و 297 لتر كغم<sup>-1</sup> في الماء الجوفي للتربة المزيجة والطينية على الترتيب. بلغت أعلى قيم لمعامل التوزيع في الماء الخالي من الأيونات ولجميع الترب 2378 لتر كغم<sup>-1</sup> ثم انخفضت مع وجود أيونات الكالسيوم حتى وصلت الى أقل قيمة 255 لتر كغم<sup>-1</sup> عند الاتزان مع الماء الجوفي. تظهر زيادة نسبة السائل الى الصلب ميلاً لزيادة معامل التوزيع عند التراكيز الضئيلة المضافة من السيزيوم، إذ لوحظ زيادة في معامل توزيع السيزيوم من 1079 الى 3312 لتر كغم<sup>-1</sup> عند زيادة نسبة السائل الى الصلب من 1:1 الى 1:10 ولمحاليل الاتزان الثلاثة. فسرت الاختلافات في معامل التوزيع على أساس آلية التبادل الأيوني وتشير الى أن ظروف اختبار معينة يجب اعتمادها من قبل الباحثين لغرض التقدير الدقيق لمعامل التوزيع. ان هذه الظروف يجب أن تكون قريبة قدر الامكان من الظروف الحقلية الطبيعية.

**الكلمات المفتاحية:** سيزيوم مشع ( $Cs^{137}$ )، متساقطات مشعة، معامل التوزيع (Kd)، تعرية التربة.

## RETENTION CAPACITY OF SOME IRAQI SOILS FOR CESIUM-137 ( $Cs^{137}$ ) RADIONUCLIDES AND ITS RELATION WITH LEACHING SOLUTION

Ramzi M. Shihab

Prof., Department of Soil and Water Resources, College of Agriculture, Tikrit University, Iraq.

### ABSTRACT

Cesium-137 has been worldwide used for estimation soil erosion. Its movement and transport in the environmental media depend on its retention by soil. Retention capacity of soil for radionuclides and pollutants as expressed by the distribution coefficient Kd (ratio of radionuclides retained by soil to those remained in liquid) that was estimated for  $^{137}Cs$  in some soils of Iraq. The soils were varied in clay 24.0-50.5%, organic mater 0.5-1.5%, and lime content 28.1-35.0%. Results showed that all the factors investigated were found to alter the values of Kd. The mean of Kd was 774 L kg<sup>-1</sup> in the loam soil increased to 4375 L kg<sup>-1</sup> in the clay soil when equilibrated with deionized water. These values were reduced to 402 and 1088 L kg<sup>-1</sup> in chloride solution and 146 and 297 L kg<sup>-1</sup> in groundwater for the loam and clay soils, respectively. The increased liquid to solid ratio showed a tendency to increase the distribution coefficient under the trace concentration of cesium. It was observed that an increase in the distribution coefficient of cesium from 1079 to 3312 L kg<sup>-1</sup> when the liquid to solid ratio increased from 1:1 to 10:1. Differences in Kd were explained on the basis of ion exchange mechanism and indicate that certain test conditions.

Corresponding author.

Email: ramzishihab57@gmail.com

<https://doi.org/10.36531/ijds/20100201>

Received 27 July 2020; Accepted 18 August 2020

could be adopted by researchers for a precise estimate of the Kd. Such conditions should be corresponded as closely as possible to the natural field conditions.

**Keywords:** *Zea mays*, foliar application, potassium concentration, growth characters.

## المقدمة

محدوداً (Bachhuber وآخرون، 1982 و Takahashi وآخرون، 2020). كما طورت نماذج رياضية (Models) لتقييم مصير السيزيوم المشع الذي انطلق في حادث شيرنوبل وانتقاله من التربة الى الانسان والاطواس البيئية والتي تضمنت عدد من برامج انظمة المعلومات الجغرافية (GIS) في المناطق التي تأثرت بالحادث بالاعتماد على خرائط تلوث التربة وانواع الترب واستخدامات الارض (Van der Perk وآخرون، 2000).

يعتمد سلوك النويدات المشعة ومنها السيزيوم-137 في التربة على سرعة ونوع تفاعله مع دقائق التربة والتي تحدد الى درجة كبيرة انتقاله الى الاوساط البيئية الاخرى. ان مثل هذا الانتقال في التربة يتأثر الى حد كبير بخصائص إمتسك هذا الوسط للنويدات المشعة في آليات التبادل الأيونية والترسيب وتكوين المعقدات (Miettinen وآخرون، 1982 و Jinzouh وآخرون، 1998 و Tambeur، 2020). ومن صفات التربة التي تؤثر في نوع الإمتسك، حجوم دقائق التربة (-Reinoso Maset وآخرون، 2020 و de Tambeur، 2020) ومعادن الطين (Bo و Carlson، 1982 و Shihab وآخرون، 2020 و Yusof وآخرون، 2020) والمادة العضوية (Bunzl و Schultz، 1985 و Shihab وآخرون، 2001) و معادن الكربونات (Fahad وآخرون، 1989 و Sutton، 2009 و Shihab، 2014) وأكاسيد الحديد والمنغنيز (Means وآخرون، 1978).

في دراسة لتقييم التغيرات المكانية (Spatial variability) للسيزيوم-137 في جابية والمنطلق في حادث شيرنوبل، وجد أن التلوث السطحي قد تعرض الى تغييرات بسبب الانحلال الفيزيائي والانتقال

يعد السيزيوم-137 من النظائر المشعة الباعثة لاشعة كاما ودقائق بيتا مع عمر نصف طويل نسبياً يصل الى 30.2 سنة وان وجوده في البيئة كان من مصادر متنوعة. ان المصدر الاكبر لتلك النويدات المشعة كان المتساقطات (Fallout) نتيجة اختبارات التفجيرات النووية التي حصلت في الخمسينات والستينات من القرن الماضي والتي انتشرت في انحاء العالم فضلاً عن النشاطات والحوادث النووية كحادث مفاعل تشيرنوبل ومفاعل فوكوشيما وبعض المخلفات الصناعية واستخدامات المستشفيات (U.S. Environmental Protection Agency، 2005 و IAEA، 2015 و Konoplev وآخرون، 2016). استعمل السيزيوم-137 على نطاق واسع في دراسات التربة خصوصاً التعرية (الحت) اذ اشار Mabit و Larerdiere (2002) الى ان افضل الترب في الوقت الحاضر والمستقبل مهددة ليس فقط بالتوسع الحضري بل بفقدان الخصوبة الطبيعية نتيجة التعرية الريحية والمائية. في هذا الصدد جرى تقدير فقدان التربة والرواسب وتوزيعهما المكاني في انحاء مختلفة من العالم خلال العقود الثلاثة الماضية باستعمال السيزيوم-137. اشارت ايضا دراسات عدة (McHenry و Ritchie، 1990 و Sac و Ichedef، 2015 و Boardman و Evans، 2019 و Evrard وآخرون، 2020) الى ان السيزيوم-137 يعد مؤشر مناسب في الدراسات البيئية لتقييم ومسح تعرية وفقدان التربة. من الجدير بالذكر الى ان معظم الدراسات السابقة تضمنت استعمال هذا النظير كانت في الترب المعدنية، إذ يمسك السيزيوم-137 بقوة الى الطبقة العليا من التربة وان انتقاله العمودي يكون

الطريقة تسمح بقياس عدد كبير من العينات وتوفر الأساس لوصف خصائص الإمتسك للتربة. ولكن توقع انتقال النويدات يجب أن يستند على التقدير الكمي لمعامل التوزيع والذي يعتمد بدوره على نوع التربة وظروف التقدير. يهدف العمل الى إيجاد معامل توزيع السيزيوم لعدد من ترب العراق مختلفة في خصائصها الفيزيائية والكيميائية و تحديد تأثير ظروف القياس مثل تركيز السيزيوم ونوع محلول الاتزان ونسبة السائل الى الصلب في مقدار معامل التوزيع.

### المواد والطرائق

جمعت عينات تربة سطحية من مواقع جغرافية مختلفة تمثل مدى واسع من المحتوى الطيني: مزيجة (Loam) ومزيجة غرينية طينية (Silty Clay Loam) وغرينية طينية (Silty Clay) وطينية (Clay). بعض الخصائص الفيزيائية والكيميائية لهذه الترب مبينة في الجدول 1.

جففت عينات التربة وطحنت ثم مررت خلال منخل 2 مم واستعملت هذه العينات لتقدير معامل التوزيع للترب الأربع تحت تأثير تراكيز مختلفة من السيزيوم ونوع محلول الاتزان ونسب مختلفة من السائل الى الصلب. وفي جميع القياسات خلطت كتلة التربة والسائل بنسبة 1:1 سائل الى صلب (10 مل + 10 غم تربة) و 1:10 سائل الى صلب (20 مل سائل + 2 غم تربة). كما استعمل مستويين من السيزيوم، الأول: المستوى الضئيل وكان غير حمال (carrier-free) أي باضافة النظير المشع دون وجود الـ Cs المستقر ويكافئ  $10^{-7}$  مول Cs لتر<sup>-1</sup> والثاني: المستوى العالي من نوع حمال (carrier) ويكافئ 1 مول لتر<sup>-1</sup>. أضيف الـ Cs بصيغة كلوريد وتم تحضيره في ماء خالي من الأيونات (deionized water) ومحلول كلوريد الكالسيوم 0.02M والماء الجوفي (توصيل كهربائي 6.5 ديسي سيميتر م<sup>-1</sup> و pH = 7.9 ويحوي Ca

الافقي لدقائق التربة الملوثة الذي أدى ذلك الى انتقال مستمر للسيزيوم المشع الى المياه السطحية والترسبات النهرية ومياه الفيضانات (Van der Perk وآخرون، 2000a,b و 2002). تمخضت تلك الدراسة عن تطوير نماذج رياضية تربط بين اعادة توزيع الترسبات مع تفسيرات مبنية على مفاهيم الاحصاء الجيولوجي لعينات تربة ملوثة بالسيزيوم-137 للتمييز بين التعرية والترسيب من مصادر اخرى تتباين في محتواها من السيزيوم-137 لجابية في سلوفاكيا. وعند مقارنة الترب المحيطة بتشيرنوبل بالترب المحيطة بمفاعل فوكوشيميا تبين ان معامل توزيع السيزيوم المشع في أنهار فوكوشيميا أعلى أساساً 1-2 مرة بقدر القيم المماثلة لها للأنهار والسيح السطحي داخل منطقة تشيرنوبيل. ويمكن أن يرتبط هذا بالنسبة العالية من الطين في التربة والرواسب السائدة في منطقة فوكوشيميا. كما ان الحركة العمودية للسيزيوم المشع في تربة الغابات وترب الاعشاب في الأراضي المتضررة من حادث فوكوشيميا أسرع مما كانت عليه في تربة منطقة قطرها 30 كم في محطة تشيرنوبيل للطاقة النووية للمدة الزمنية نفسها بعد الحادث. فضلاً عن ان معاملات التشتت الفعالة في تربة فوكوشيميا أعلى بمرات عدة من تلك الخاصة بتربة تشيرنوبيل. وقد يكون هذا مرتبطاً بارتفاع هطول الأمطار السنوي بحوالي 2.5 مرة اعلى في فوكوشيميا مقارنة بمنطقة تشيرنوبيل (Konoplev وآخرون، 2016).

تعتمد حركة وانتقال النويدات المشعة في التربة ووصولها الى الانهار والمياه الجوفية على خصائص إمتسك التربة في موقع الانتقال (Simunek و Suarez، 1994 و Shihab، 2014). وغالباً ما توصف بمعامل التوزيع  $K_d$  (Kasar وآخرون، 2019 و Maity وآخرون، 2020). ان مفهوم  $K_d$  يسمح بالقياس السريع للألفة النسبية للنويدات مع الجزء الصلب باستعمال الطريقة المختبرية الدفعات (batch technique). ان هذه

275 =Mg و 314 =Na و 567 =K و 7 و 177 =HCO<sub>3</sub> و 887 =SO<sub>4</sub> و 1525 =Cl ملغم لتر<sup>-1</sup>).

$$K_d = \frac{q}{c} = \frac{R \left( \frac{A_0}{R-A_1} \right)}{A_1} \quad (1)$$

إذ أن:

- Kd = معامل التوزيع (لتر كغم<sup>-1</sup>).
- q = مول نويدات مشعة كغم<sup>-1</sup> تربة.
- c = مول نويدات مشعة لتر<sup>-1</sup> سائل.
- R = نسبة الصلب الى السائل.
- A<sub>0</sub> = تركيز النويدات المشعة المضافة (معدل عد Count rate).
- A<sub>1</sub> = تركيز النويدات المشعة المتبقية في المحلول (معدل عد)

استعمات الطرائق القياسية في تحضير عينات التربة والماء وفي التحاليل (Klute وآخرون، 1986 و Page وآخرون، 1982). استعملت طريقة الماصة لتحليل حجوم دقائق التربة وجهاز اللهب الضوئي لتقدير الصوديوم والبوتاسيوم والتسحيح مع الفيرسنت لتقدير الكالسيوم والمغنسيوم.

ان جميع المحاليل التي حضرت لنسب مختلفة من السائل الى الصلب والتراكيز المختلفة للسيزيوم قد تم تعليمها باضافة 37 كيلو بكريل من <sup>137</sup>Cs (1.0 مايكروكيوري). حسب معامل التوزيع (Kd) للسيزيوم بتطبيق المعادلة الآتية:

جدول 1. بعض الخصائص الفيزيائية والكيميائية لترب الدراسة.

نسجة التربة				الخاصية
طينية (Clay)	غرينية طينية (Si. Clay)	مزيجة غرينية طينية (Si.C.Loam)	مزيجة (Loam)	
50.5	46.4	31.4	24.0	الطين (%)
29.8	43.4	49.1	42.0	الغرين (%)
19.7	10.2	19.5	34.0	الرمل (%)
6.6	2.0	2.6	2.3	التوصيل الكهربائي (dS m <sup>-1</sup> )
8.2	8.1	8.3	8.0	pH
27.4	35.0	29.9	28.1	معادن الكاربونات (%)
0.5	0.7	1.9	1.9	المادة العضوية (%)
19.1	16.9	16.3	15.0	السعة التبادلية (cmol kg <sup>-1</sup> )
الايونات الذائبة (mg kg <sup>-1</sup> )				
521.0	131.7	329.2	1321	Ca <sup>++</sup>
317.3	81.7	129.1	1304	Mg <sup>++</sup>
699.9	177.3	201.7	1921	Na <sup>+</sup>
15.2	18.7	34.7	344	K <sup>+</sup>
354.6	230.5	620.0	2943	Cl <sup>-</sup>
573.6	103.2	249.1	685	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>

الاختلافات الكبيرة جداً في معامل التوزيع بين التراكيز الضئيلة (carrier-free) والتراكيز العالية للسيزيوم (carrier) لجميع الترب ومحاليل الاتزان وقد تصل الزيادة عند التراكيز الضئيلة إلى عدد من

### النتائج والمناقشة

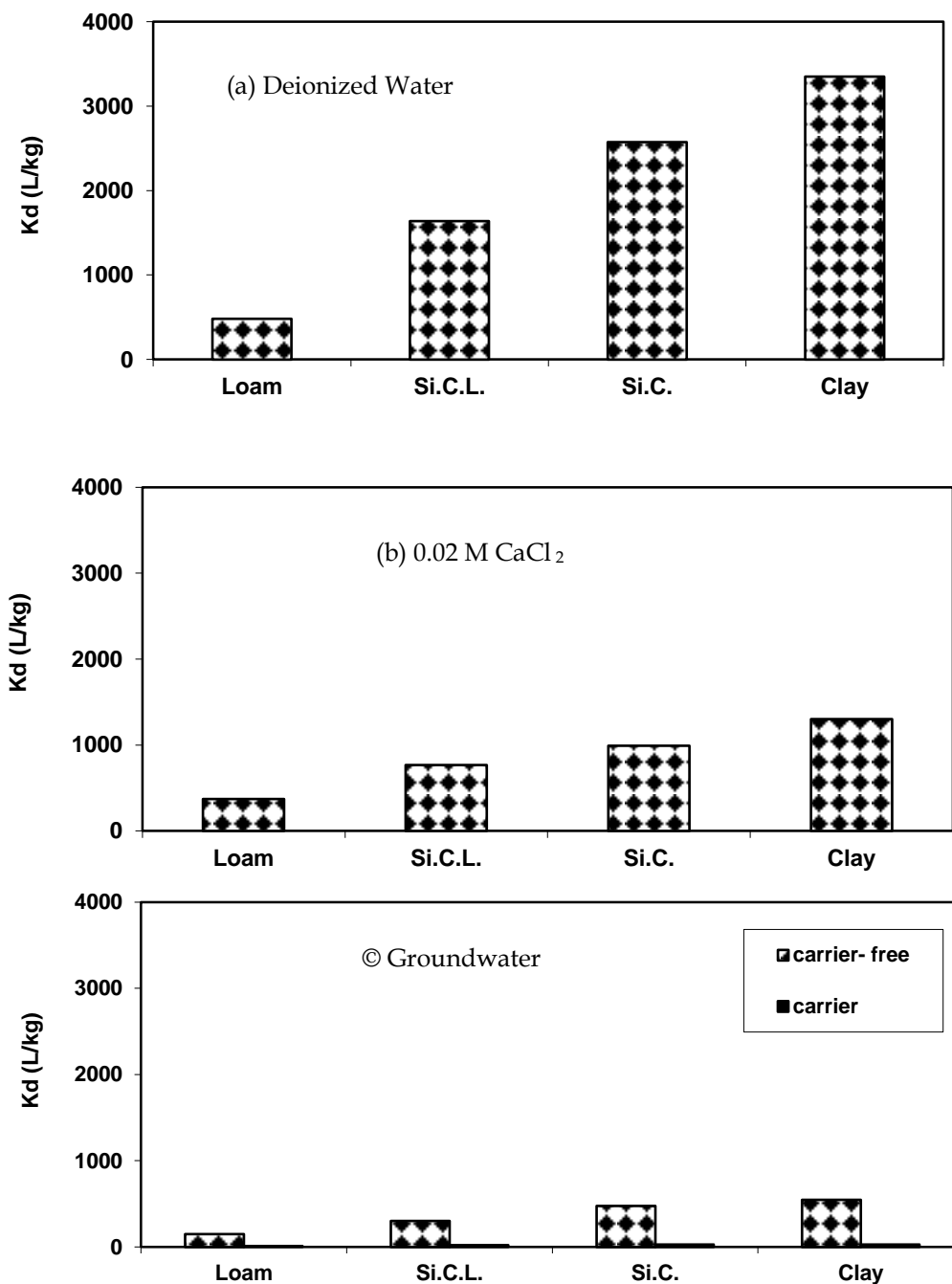
أظهرت الترب الأربع اختلافات كبيرة في سعتها لإمتسك السيزيوم وانعكس ذلك في قيم معامل التوزيع Kd (شكل 1). في الوقت نفسه تلاحظ

التربة عند التراكيز الضئيلة يكون بالترسيب على سطوح معادن المايكا أو الدخول في البناء البلوري ويختلف من حيث الأساس عن تلك العملية السائدة عند تثبيت الـ Cs في التراكيز العالية. لوحظ امتزاز غير عكسي (irreversible sorption) أو التثبيت للـ  $^{137}\text{Cs}$  من المتساقطات في ترب المجموعة الأوروبية (Frissel و Pennders، 1982). من الجهة الثانية افترض Bunzl و Schultz (1985) ان التبادل الأيوني هي الآلية الرئيسية في نمذجة إمتسك الـ  $^{137}\text{Cs}$  و  $^{85}\text{Sr}$  في مزيج الطين والدبال (الهيوميك).

يبين جدول 2 تأثير زيادة التركيز الألكتروليتي لمحلول الاتزان في معامل توزيع السيزيوم وللترب الأربع. اذ يلاحظ ان أعلى قيمة لمعامل التوزيع في الماء الخالي من الأيونات ولجميع الترب بلغت 2378 لتر كغم<sup>-1</sup> ثم انخفضت مع وجود أيونات الكالسيوم حتى وصلت الى أقل قيمة (255 لتر كغم<sup>-1</sup>) عند الاتزان مع الماء الجوفي. إذ انخفض متوسط معامل التوزيع بمقدار 70% من قيمته في الماء الخالي من الأيونات عند الاتزان مع كلوريد الكالسيوم واستمر بالانخفاض بمقدار 90% عند الاتزان مع الماء الجوفي. تظهر هذه النتائج أهمية تركيز الأملاح في محلول التربة وخصوصاً الكالسيوم في إمتسك السيزيوم والمنافسة على سطوح التبادل، وان التبادل الأيوني هي الآلية الرئيسية التي تحكم إمتسك السيزيوم في التربة. فقد أشارت عدد من الدراسات ان السيزيوم يتعرض الى التثبيت في البناء البلوري لمعادن الطين (Sawhney، 1965 و Yusof وآخرون، 2020) أو الى الامتزاز في مواقع محددة (Charles و Prime، 1983).

المراتب الآسية. تمثل القيم تأثير اختلاف تركيز الـ Cs المضاف لثلاثة أنواع من محاليل الاتزان عند نسبة السائل الى الصلب 1:1، إذ أن هذه النسبة تكون قريبة من الظروف الحقلية من حيث المحتوى المائي بعد عملية الري أو بعد سقوط الأمطار. فقد بلغ معامل التوزيع 482 لتر كغم<sup>-1</sup> للتربة المزيجة ارتفع مع زيادة نعومة التربة (مع زيادة نسبة الطين) حتى وصل الى أعلى قيمة له 3353 لتر كغم<sup>-1</sup> للتربة الطينية عند التركيز الضئيل وفي الماء الخالي من الأيونات. فمن الواضح ان قيم معامل التوزيع قد ارتبطت مع نسبة الطين بالدرجة الرئيسية (جدول 1). في نتائج متوافقة اشار Sheppard و Thibault (1990) الى ان قيم معامل التوزيع تميل الى الارتفاع عندما يكون السيزيوم-137 بتراكيز واطئة جداً كمقننات (carrier-free tracer) حيث يعكس سلوك غير نقال (immobile) في التربة السطحية ولا يتعرض عندها للامتصاص من قبل النبات او الغسل بعيداً عن السطح. وفي دراسة قام بها Fahad وآخرون (1989) و Shihab (2014) وجدوا ان التراكيز الضئيلة من  $^{137}\text{Cs}$  المضافة الى التربة قد توزعت بين الطين بالدرجة الرئيسية ثم الغرين وأكاسيد الحديد والكاربونات. كما ان زيادة تركيز أيونات الكالسيوم في التربة المزيجة قد يكون عامل آخر في خفض معامل التوزيع. ان إضافة السيزيوم بالتركيز العالي قد أدى الى اختزال جوهري في قيم معامل التوزيع اذ وصلت قيم معامل التوزيع عند التركيز العالي الى حوالي 3 - 5% من قيم معامل التوزيع عند تركيز السيزيوم الضئيل وللترب الأربع (شكل 1a).

استنتج الباحثون Schulz وآخرون (1960) و Yin وآخرون (2020) ان تثبيت الـ  $^{137}\text{Cs}$  في



شكل 1. معامل توزيع السيزيوم في أربعة أنواع من التربة تحت تأثير اختلاف تركيز السيزيوم المضاف ولثلاثة أنواع من محاليل الاتزان ولنسبة 1:1 سائل الى صلب.

(جدول 2)، إذ جاءت المتوسطات مختلفة حسب أنواع الترب وعكست تأثير نسبة الطين. ان أوطأ قيمة لمعامل التوزيع كانت في التربة المزيجة

ان اختلاف محلول الاتزان أو تركيز السيزيوم المضاف أو نسبة السائل الى الصلب لم يغير من اتجاه معامل توزيع السيزيوم لأنواع ترب الدراسة

السائل الى الصلب في نماذج صخرية وماء جوفي. كما وجد Fahad وآخرون (1990) اختزالاً كبيراً في حركة نويدات الـ  $^{137}\text{Cs}$  و  $^{60}\text{Co}$  (إمتساکاً أكبر الى التربة) الموجودة في النفايات المشعة السائلة عند تخفيفها. وأعزى السبب الى أن التخفيف يقلل من منافسة الأيونات على سطوح أو مواقع الإمتساک ويزيد من مقدار الإمتساک الذي ينعكس في القيم العالية لمعامل التوزيع.

### الاستنتاجات

نستنتج من هذه الدراسة ان حركة وانتقال نويدات السيزيوم من مواقع الترسيب أو التلوث يمكن أن نستدل بها من قيم معامل التوزيع. حيث ان القيم العالية تشير الى سعة الإمتساک العالية وبالتالي صعوبة الانتقال والحركة. كما نستنتج أيضاً ان مقدار هذه القيم للسيزيوم يعتمد على التركيز الموجود ونوع التربة ونوع محلول الاتزان ونسبة السائل الى الصلب. وان التوقع الحقيقي لمقدار الإمتساک والانتقال يجب أن يعتمد على اختيار ظروف القياس القريبة من الظروف الطبيعية والحقلية.

(440.6 لتر كغم<sup>-1</sup>) وارتفعت بمقدار 120 و 160 و 340% للتربة المزيجة الغرينية الطينية والغرينية الطينية والطينية على الترتيب. في هذا الصدد اشار Van der perk وآخرون (2000a,b) الى ان الترب التي تلوثت بالسيزيوم-137 بتأثير حادث تشيرنوبل اظهرت نمطاً لتوزيع السيزيوم اعتمد على الانحلال الفيزيائي واعادة توزيعه بسبب التعرية والترسيب ووجد ان معظم السيزيوم ارتبط مع معادن الطين. في الوقت نفسه كان السيزيوم المترسب في الترب الرملية والعضوية بصورة جاهزة لامتصاص النبات والانتقال في السلسلة الغذائية.

تظهر زيادة نسبة السائل الى الصلب ميلاً لزيادة معامل التوزيع عند التراكيز الضئيلة المضافة من السيزيوم carrier-free (جدول 3)، اذ حصلت زيادة في معامل توزيع السيزيوم تزيد عن الضعف عند زيادة نسبة السائل الى الصلب من 1:1 الى 1:10 ولمحالييل الاتزان الثلاثة، إذ ارتفعت من 1079 الى 3312 لتر كغم<sup>-1</sup> عند زيادة نسبة السائل الى الصلب من 1:1 الى 1:10. وجد Meier وآخرون (1987) سلوكاً مشابهاً بزيادة معامل التوزيع لنويدات Ra و U و Pa و Ac بزيادة نسبة

جدول 2. متوسط معامل التوزيع للسيزيوم للترب العراقية في الماء الخالي من الايونات ومحلول كلوريد الكالسيوم والماء الجوفي.

المتوسط	معامل توزيع السيزيوم (لتر كغم <sup>-1</sup> )			الترب
	Ground water	0.02 M CaCl <sub>2</sub>	Deionized	
440.6	145.8	401.9	774.0	مزيجة (loam)
959.1	218.5	485.5	2173.9	مزيجة غرينية طينية (Si. C. Loam)
1150.4	359.6	900.2	2191.3	غرينية طينية (Si. Clay)
1920.3	297.4	1088.4	4375.0	طينية (Clay)
	255.3	719.07	2378.4	المتوسط

جدول 3. متوسط معامل التوزيع للتربة تحت تاثير اختلاف نسبة السائل إلى الصلب وتركيز السيزيوم في الماء الخالي من الايونات ومحلول كلوريد الكالسيوم والماء الجوفي.

المتوسط	معامل توزيع السيزيوم (لتر كغم <sup>-1</sup> )			نسبة السائل الى الصلب
	Ground water	0.02 M CaCl <sub>2</sub>	Deionized	
<b>Carrier-free</b>				
1079	368	858	2012	<b>1:1</b>
3312	618	1978	7339	<b>10:1</b>
<b>Carrier</b>				
39.9	22.6	25.4	71.8	<b>1:1</b>
38.9	12.2	13.9	90.5	<b>10:1</b>
	255.2	718.8	2378.8	المتوسط

## REFERENCES

- Bachhuber, H., K. Bunzl, and W. Schimmack. 1982. The migration of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr in multilayered soils: results from batch, column, and fallout investigations. *Nuclear Technol.* 59:291-301.
- Boardman, J., and R. Evans. 2019. The measurement, estimation and monitoring of soil erosion by runoff at the field scale: Challenges and possibilities with particular reference to Britain. *Prog. Phys. Geog.* 44(1): 31-49.
- Bunzl, K. and W. Schultz. 1985. Distribution coefficients of <sup>137</sup>Cs and <sup>85</sup>Sr by mixtures of clay and humic material. *J. Radioanal. Nucl. Chem., Articles*, 90: 23-29.
- Carlsen, L. and P. Bo. 1982. Sorption of radionuclides on clay materials. In: *Proc. Symp. Environmental Migration of Long-Lived Radionuclides*, IAEA, Vienna, pp. 97-109.
- Charles, D. and D. Prime. 1983. Desorption behavior of artificial ruthenium-106, (II) Zirconium-95 and niobium-95. *Environ. Poll., Series B.* 5: 273-295.
- de-Tombeur, F., S. Cornu, D. Bourles, A. Duvivier, J. Pupier, T. Aster, M. Brossard, and O. Evarard. 2020. Retention of <sup>10</sup>Be, <sup>137</sup>Cs and <sup>210</sup>Pb<sub>xs</sub> in soils: Impact of physico-chemical characteristics. *Geoderma.* 367: 114242
- Evard, O., P. A. Chaboche, R. Ramon, A. Foucher, and J. P. Lacey. 2020. A global review of sediment source fingerprinting research incorporating fallout caesium (<sup>137</sup>Cs), *Geomorphology.*
- Fahad, A. A., A. W. Ali, and R. M. Shihab. 1989. Mobilization and fractionation of <sup>137</sup>Cs in calcareous soils. *J. Radioanal. Nucl. Chem., Articles*, 30: 195-201.
- Fahad, A. A., I. B. Razaq, R. M. Shihab, A. W. Ali, H. A. Tawfeek, and J. Sh. Mahmood. 1990. Migration of liquid waste <sup>137</sup>Cs and <sup>60</sup>Co in calcareous soils. *Waste Manag.* 10: 117-124.
- Frissel, M. J. and R. Pennders. 1982. Models for the migration of <sup>90</sup>Sr, <sup>137</sup>Cs, <sup>239,240</sup>Pu and <sup>241</sup>Am in the top layer of soils. *In: Proc. Symp. Environmental Migration of Long-Lived Radionuclides*, IAEA, Vienna, pp. 689-694.
- IAEA, 2015. The Fukushima Daiichi Accident. STI/PUB/1710 978-92-0-107015-9. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- Jinzahou, D., D. Wenming, W. Xiangke, L. Heng, and T. Zuyi. 1998. Sorption and desorption of radiocesium on calcareous soil and its solid components. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 231(1-2): 183-185.
- Kasar, S., S. Mishra, Y. Omori, S.K., Sahoo, N. Kavasi, H.Arae, A. Sorimachi, and T. Aono. 2019. Sorption and desorption studies of Cs and Sr in contaminated soil samples around Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *J. Soils Sed.* 20: 392-403.
- Kitayama, R., J. Yanal, and A. Nakao. 2020. Ability of micaceous minerals to adsorb and desorb caesium ions: Effects of mineral type and degree of weathering. *Eur. J. Soil Sci.* 71:641–653.
- Klute, A., R.C. Dinauer, D.R. Buxton, and J.J. Mortvedt. 1986. *Method of Soil Analysis, Agron. 9, Part 1, Physical Properties*, 2<sup>nd</sup> Edition, Am. Soc. Agron., Inc., Madison, Wisconsin, USA.
- Konoplev, A., V. Golosov, G. Laptev, K. Nanba, Y. Onda, T. Takase, Y. Wakiyama, and K.



- Yushimura. 2016. Behavior of accidentally released radiocesium in soil-water environment: Looking at Fukushima from a Chernobyl perspective, *J. Environ. Radioactivity*. 151:568-578.
- Mabit, L, C. Bernard, and M.R. Laverdiere. 2002. Quantification of soil redistribution and sediment budget in Canadian watershed from fallout caesium-137 ( $^{137}\text{Cs}$ ) data. *Can. J. Soil Sci.* 82: 423-431.
- Maity, S., P. Sandeep, S. K. Sahu, and A. V. Kumar. 2020. Experimental and modeling investigation of cesium adsorption on soil samples around DAE facility, India. *World Sci. News*. 139(2): 201-220.
- Means, J. L., D. A. Crerar, M. P. Borcsik, and J. O. Duguid. 1978. Radionuclide adsorption by manganese oxides and implications for radioactive waste disposal. *Nature* 274: 44-47.
- Meier, H., E. Zimmerhacki, G. Zeitler, P. Menge P., and W. Hecker. 1987. Influence of liquid/solid ratios in radionuclide migration studies. *J. Radioanal. Nucl. Chem., Articles*, 109: 139-147
- Miettinen, J. K., A. Nikula, and S. Leskinen. 1982. Distribution coefficients of radionuclides between Finish soils and groundwater. *In: Proc. Symp. Environmental Migration of Long-Lived Radionuclides*, IAEA, Vienna, pp. 153-158.
- Page, A.L., R.H. Miller, and D.R. Keeney. 1982. *Method of Soil Analysis*, Agron. 9, Part 2, Chemical and Biological Properties, 2<sup>nd</sup> Edition, Agron. 9. Am. Soc. Agron., Inc., Madison, Wisconsin, USA.
- Reinoso-Maset, E., J. Brown, M.N. Pettersen, F. Steenhuisen, A. Tetteh, T. Wada, T.J. Hinton, B. Salbu, and O.C. Lind. 2020. Linking heterogeneous distribution of radiocaesium in soils and pond sediments in the Fukushima Daiichi exclusion zone to mobility and potential bioavailability. *J. Environ. Radioactivity*. 211: 1-11.
- Ritchie, J.C., and J.R. McHenry. 1990. Application of radioactive fallout cesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: A review. *J. Environ. Qual.* 19: 215-233.
- Sac, M. M., and M. Ichedef. 2015. Application of  $^{137}\text{Cs}$  technique for evaluation of erosion and deposition rates within cultivated fields of Salihli region, Western Turkey. *J. Radiat. Res. Appl. Sci.* 8:477-482.
- Sawhney, B. L. 1965. Sorption of cesium from diluted solution. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 29: 25-31.
- Schulz, R. K., R. Overstreet, and I. Barshad. 1960. On the soil chemistry of caesium-137. *Soil Sci.* 89: 16-27.
- Sheppard, M.I., and D.H. Thibault 1990. Default soil solid/liquid partition coefficients,  $K_d$  for four major soil types: A compendium. *Health Phys.* 59:471-482.
- Shihab, R.M. 2014. Modeling transport of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{60}\text{Co}$  in calcareous soils by groundwater. *J. Soil Sci. Environ. Manag.* 5(5):52-61.
- Shihab, R. M., A. A. Fahad, H. A. Tawfeek, and A. A. Al-Hasany. 2001. Movement of radioisotopes cesium and cobalt in calcareous soil as affected by organic matter and water content. *Scientific J. Iraqi Atom. Energy Comm.* 3(1): 40-47. (in Arabic).
- Sutton, M. 2009. Review of distribution coefficients for radionuclides in carbonate minerals. LLNL-SR-415700. U.S. Department of Energy by Lawrence Livermore National Laboratory under Contract DE-AC52-07NA27344
- Simunek, J. and D. L. Suarez. 1994. Two-dimensional transport model for variably saturated porous media with major ion chemistry. *Water Resour. Res.* 30: 1115-1133.
- Takahashia, J., K. Tamurab, T. Sudac, R. Matsumurac, and Y. Ondaa. 2020. Vertical distribution and temporal changes of  $^{137}\text{Cs}$  in soil profiles under various land uses after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident. *J. Environ. Radioactivity*. 139: 351-361.
- U.S. Environmental Protection Agency: Radiation Information. 2005. Cesium: The basic. <http://www.epa.gov/radiation/radionuclides/cesium.htm>.
- Van der Perk, M., A.G. Gillet, and J.R. Burema. 2000a. A GIS-framework for modeling environmental fate of Chernobyl-derived radiocesium. 4th International Conference on Integrating GIS and Environmental Modeling (GIS/EM4): Problems, Prospects and Research Needs. Banff, Alberta, Canada, September 2 - 8, 2000.

- Van der Perk M, T. Lev, A.G. Gillett, J.P. Absalom, P.A. Burrough, N.M. Crout, E.K. Garger, N. Semiochkina, Y.N. Stephanishin, and G. Voigt. 2000b. Spatial modelling of transfer of long-lived radionuclides from soil to agricultural products in the Chernigov region, Ukraine. *Ecolog. Model.* 128: 35-50.
- Van der Perk, M., O. Slavik, and E. Fulajtar. 2002. Assessment of spatial variation of cesium-137 in small catchments. *J. Environ. Qual.* 31: 1930-1939.
- Yin, X., L. Zhang, C. Meng, Y. Inaba, X. Wang, A. Nitta, Y. Koma, and K. Takeshita. 2020. Selective removal of radiocesium from micaceous clay for post-accident soil decontamination by temperature-controlled Mg-leaching in a column. *J. Hazard. Mater.* 387: 1-12.
- Yusof, M. Y., M. I. Idris, F. Mohamed, and M. M. Nor. 2020. Adsorption of radioactive element by clay: A review. *IOP Conf. Series: Materials Sci. Eng.* 785: 1-10.