

الخصائص الحركية لامتزاز الفينول على فحم الفعال ذي المنشأ الخشبي

الدكتور عقل رومية*

الدكتور محمد غفر**

لينا الوعري***

(تاريخ الإيداع 3 / 4 / 2011. قُبِلَ للنشر في 19 / 6 / 2011)

□ ملخص □

ترمي هذه الدراسة إلى توصيف الظروف التشغيلية لمرشح الفحم الفعال، وذلك بالاعتماد على منحنيات الاختراق. تم تطبيق فرضية انتقال الكتلة (MTZ) بهدف الحصول على تصميم تشغيلي لامتزاز على السرير الثابت والتي تساعد على تحديد متغيرات التشغيل على هذا السرير. اختبر الفحم التجاري المتحدر من مصدر نباتي (0.2-6mm) تم الحصول عليه من شركة (POCH) البولندية. حيث درست منحنيات الاختراق عند أربعة أحجام حبيبية مختلفة (A, B, C, D)، مجالات أقطارها هي على التوالي (125-250)، (250-500)، (500-1000)، (1000-2000) μm ، وذلك عند ثلاثة تراكيز ابتدائية للفينول (20, 40, 60ppm). درست المتغيرات التشغيلية لعمود الامتزاز بحساب السعة الجزئية لمنطقة انتقال الكتلة (F). وارتفاع منطقة انتقال الكتلة Hz كذلك عدد مكافئات الانتقال Nz والكمية الفعلية للفينول التي أزيلت على سرير ثابت من الكربون الفعال عند لحظة الاختراق A_{BP} . وتبين من خلال النتائج أن الأحجام الحبيبية (C, D) هي الأكثر فاعلية لاستخدامها في المرشح من الأحجام (A, B).

الكلمات المفتاحية: سرير ثابت، كربون فعال، فينول، MTZ, THM.

* أستاذ، قسم الكيمياء، كلية العلوم، جامعة تشرين، اللاذقية، سورية.

** مدرس، قسم الكيمياء البيئية، المعهد العالي لبحوث البيئة، جامعة تشرين، اللاذقية، سورية.

*** طالبة ماجستير، قسم الكيمياء البيئية، المعهد العالي لبحوث البيئة، جامعة تشرين، اللاذقية، سورية.

The Dynamics Characteristics of Adsorption of Phenol by Granular Charcoal Activated Carbon

Dr. Akel Rumie*
Dr. Mouhamad Gafar**
Lina Alwaary***

(Received 3 / 4 / 2011. Accepted 19 / 6 / 2011)

□ ABSTRACT □

The objective of the present work is to determine the operating conditions of an activated carbon filter, based on the characteristics of breakthrough curves. This aims to properly design and operate fixed-bed adsorption processes. We apply the concept of the mass transfer zone (MTZ) that helps to obtain the evolutions of the operating parameters of the fixed-bed. Charcoal activated (0.2-0.6 mm) purchased from POCH SA (Poland) was studied.

Breakthrough curves have been studied on four different particle sizes of the adsorbent (A, B, C, D) with diameter ranges (1000-2000), (500-1000), (250-500), (125-250) μm respectively, and three initial concentrations of phenol (20, 40, 60ppm). The experimental data were analyzed by calculating fractional capacity (F), the height of (MTZ) (HZ), the number of unit transfer equivalent (NZ). The amount of phenol eliminated by the bed of activated carbon at the breakthrough (A_{BP}). The results of the study show that granular sizes (C, D) were more effective than (A, B).

Keywords: MTZ, THM, Fixed Bed, Activated Carbon, Phenol.

* Professor, Department of Chemistry, Faculty of Sciences, University of Tishreen, Lattakia, Syria.

** Assistant Professor, Department of Environmental Chemistry, Higher Institute for Environmental Researches, University of Tishreen, Lattakia, Syria.

*** Postgraduate Student, Department of Environmental Chemistry, Higher Institute for Environmental Researches, University of Tishreen, Lattakia, Syria.

مقدمة:

يعتبر تعقيم المياه الإجراء الوقائي الأخير قبل ضخ المياه في منظومات التوزيع، وذلك لضمان خلو الدفق المائي من النمو البكتيري. وترصد العملية من خلال الكلور الحر المتبقي دلالة على تعقيم المياه. إلا أن عملية التعقيم قد تترافق مع اتحاد الكلور مع المركبات العضوية مؤدياً إلى تشكيل مركبات عضوية مهلجنة تمتلك خصائص على إحداث أمراض السرطان [1, 2, 3, 4].

تعد الحموض الدبالية (Humic Acids) (HAS) القطفة الرئيسة من المادة العضوية الطبيعية (NOM) (Natural Organic Matter) الموجودة بشكل شائع في المياه السطحية، من المعروف أن الحموض الدبالية والحموض الفولفية هي المادة المسببة لتشكل تري هالوميثان ومركبات أخرى مرافقة للتعقيم [5,6,7,8,9,10]. وذلك كون هذه الحموض الدبالية تحتوي على مجموعات وظيفية كالمجموعة الكربوكسيلية والمجموعة الفينولية والمجموعة الهيدروكسيلية والمجموعة الأمينية وكذلك مجموعة الكينون [11]. وهو ما يمكنها من التفاعل مع الكلور الحر المتبقي ليتشكل ما يسمى المنتجات المرافقة للتعقيم بالكلور وعلى رأسها بروموفورم، ثنائي بروموكلوروميثان، ثنائي كلورو بروموميثان، والكلوروفورم [12]. وصفت هذه المركبات على أنها مركبات ضارة وممرضة [13,14].

يوجد الكلوروفورم في مياه الصنابير وهو يتشكل نتيجة للتفاعل بين الكلور والمواد العضوية وبشكل خاص المواد ذات المنشأ الطبيعي وهي الحموض الدبالية (Humic Acids) (HAs) [8,9,10,14,15]. وهذه الحموض الدبالية هي إلكتروليات طبيعية تتشكل في التربة والمياه نتيجة لتحلل النباتات والحيوانات ونشاطات حيوية أخرى للأحياء الدقيقة [8,16,17]. وتؤثر في تشكل ثلاثي هالوجين الميثان THMs (Trihalomethanes) بشكل أكبر من تأثيرها في تشكل هالوجين حمض الخل HAAs (Haloacetic acids)، كذلك فإن THMs ينتج بشكل أكبر عند كلورة الحموض الدبالية ذات المحتوى الفينولي الأعلى [9]. من جهة أخرى ينتمي الفينول إلى مجموعة الملوثات البيئية إذ يسبب عند التراكيز المنخفضة في المياه طعماً ورائحة غير مستحيين [18,19,20,21,22,23]. إن الامتزاز على الكربون الفعال هو من أفضل التقانات المتاحة لإزالة المركبات العضوية بحسب وكالة حماية البيئة الأمريكية [23]. إضافة إلى ذلك فللكربون الفعال الحبيبي أهمية كبرى في إزالة المركبات المسببة للون والطعم (NOM) ومركبات سامة أخرى مثل THMs, HAAs [24,25,26,27,28,29].

أهمية البحث وأهدافه:

يرمي هذا البحث إلى دراسة إمكانية استخدام الفحم الفعال في تخليص مياه الشرب من المواد العضوية المرافقة والتي يمكن أن تتحول فيما بعد في أثناء عملية الكلورة إلى مواد مسببة لأمراض السرطان. تم إختبار امتزاز الفينول على الفحم الفعال باعتبار أن المواد العضوية الطبيعية وبشكل خاص الحموض الدبالية تحتوي على جذور فينولية. يمكن من خلال دراسة منحنيات الاختراق لامتزاز الفينول على الفحم الفعال التعرف إلى أهم المتغيرات التي تؤثر في السعة الامتزازية؛ كالتركيز الابتدائي للملوث والحجم الحبيبي للفحم الفعال وعدد مكافئات الانتقال وبالتالي اختيار الشروط المثلى لاستخدام هذا الفحم.

تأتي أهمية هذه الدراسة من كونها تتناول مركبات ذات أثر كبير في تقاوم الأمراض السرطانية الناتجة من كلورة المياه وبالتالي كلورة المواد العضوية المرافقة لها، لذا فإن التخلص من هذه المواد العضوية مسبقاً (قبل الكلورة) سيساهم بالتأكيد في الحد من هذه الأمراض.

طرائق البحث ومواده:

استخدم في هذه الدراسة فحم نباتي تجاري المصدر تم الحصول عليه من شركة (POCH) البولونية. تم طحن الفحم وفصله على مناخل للحصول على قيم مختلفة للحجم الحبيبي هي (A, B, C, D) ذات مجالات أقطار حبيبية على التوالي ($1000-2000, 500-1000, 250-500, 125-250\mu\text{m}$). جفف الفحم في فرن تجفيف بدرجة حرارة 150°C لمدة 24 ساعة، ثم حفظ في مجفف يحتوي على سيلكاجيل. استخدم في التجربة أعمدة مصنوعة من البيركس بقطر داخلي (10mm) وبطول (50cm)، وضع في كل عمود من هذه الأعمدة 0.2g من الفحم المستخدم. بلغ ارتفاع السرير لكل من الحجم الحبيبي (A,B,C,D) على التوالي (5.0, 4.3, 4.0, 3.5cm) كما تم الحفاظ على معدل تدفق ثابت للمحلول (25ml/h) من خلال الصنبور الموجود أسفل كل عمود. تم قياس تراكيز الفينول في المحلول الخارج من العمود (بعد الامتناز) مع الزمن من أجل تحديد منحنيات الاختراق. تم تحضير محاليل الفينول بثلاثة تراكيز ابتدائية هي (20, 40, 60ppm) باستخدام ماء ثنائي التقطير حيث تم قياس تراكيز المحاليل بقياس الامتصاصية عند طول موجة ($\lambda_{\text{max}}=211\text{nm}$) باستخدام جهاز سبيكتروفوتوميتر (UV-1700 SHIMADZU).

1- الدراسة الحركية:

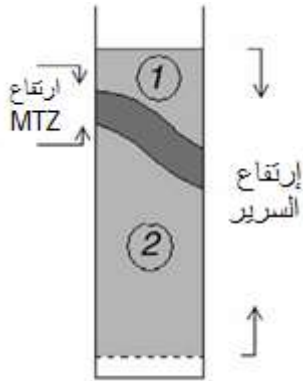
درست تغيرات معامل انتقال الملوث من الطور المائي إلى الطور الصلب بتابعة كل من الحجم الحبيبي للفحم الفعال والتركيز الابتدائي للملوث في الطور المائي. تقدم منحنيات الامتناز فكرة أولية عن الامتناز قبل إجراء المزيد من الاختبارات المكلفة إذ يقدم هذا الإجراء مؤشرات عن فعالية الامتناز في إزالة الملوثات وكذلك الكمية العظمى التي يمكن لها أن تمتز على كمية محددة من الفحم الفعال. وعلى الرغم من ذلك فإن منحنيات الامتناز لا تعطي معلومات عن سلوك المرشح لأن الامتناز داخل عمود الكربون لا يتم عند التوازن، كذلك فإن الكربون الحبيبي نادراً ما يستهلك بشكل كامل في عمليات الترشيح [30].

إن فرضية منطقة انتقال الكتلة (MTZ) (Mass Transfer Zone) التي طورت من قبل Mickaels من أجل التبادل الأيوني وطبقت من قبل Luchkis من أجل الامتناز [31]. والمبنية على منحنيات الاختراق تساعد على تقدير المتغيرات التشغيلية للسرير الثابت بهدف الحصول على تصميم مناسب وتشغيل فعال لعملية الامتناز. تعرف منطقة انتقال الكتلة MTZ على أنها جزء من المرشح حيث يحصل معظم الامتناز اللحظي قبل حدوث الإشباع والتي يحدث فيها امتناز الملوث من الطور السائل بشكل فعال في أية لحظة. كما يرتبط مفهوم MTZ بثلاث خصائص تحسب إما على أساس الطور الصلب وإما على أساس الطور السائل.

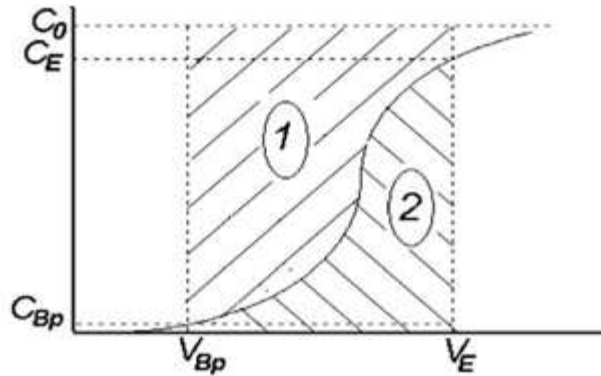
1-1. السعة الامتزازية الجزئية (F)

يمكن تعريف السعة الامتزازية الجزئية F للكربون الفعال الحبيبي اعتماداً على الطور الصلب على أنها نسبة الكربون الذي ساهم فعلاً في عملية انتقال الكتلة إلى الكمية الكلية للكربون الموجود على امتداد منطقة انتقال الكتلة

[32]. كما يمكن تعريفها اعتماداً على الطور السائل بأنها نسبة الكمية الحقيقية المزالة من المادة المذابة إلى القدرة الكامنة للكربون على الإزالة داخل منطقة انتقال الكتلة [32]. إن السعة الامتزاجية الجزئية F تحدد فعالية الإزالة. إذ يبين الشكلان (1, 2) رسماً توضيحياً لكل من منطقة انتقال الكتلة MTZ والسعة الامتزاجية الجزئية F .



الشكل (2) تقدير التراكيز في الطور الصلب. في منطقة انتقال الكتلة
1. المنطقة المشبعة.
2. المنطقة الخالية.



الشكل (1) تقدير التراكيز في الطور السائل في منطقة انتقال الكتلة
1. الكمية الممتزة المزالة فعلياً.
2. الكمية الممتزة المزالة نظرياً.
1+2. الكمية الكلية للمادة الممتزة المزالة

اعتماداً على الشكل السابق يمكن حساب السعة التبادلية الجزئية بيانياً كما يلي:

- حساب الكمية الأعظمية من المادة الممتزة والممكن إزالتها ضمن منطقة انتقال الكتلة (A_{max})

$$A_{max} = C_0(V_E - V_{BP})$$

V_E : حجم المحلول عند استهلاك المرشح (Exhaustion) والذي يقابل الزمن t_E والذي يكون عنده التركيز

C_E يساوي إلى 80% من التركيز الابتدائي للمحلول وهذه القيمة مأخوذة من وجهة نظر اقتصادية.

V_{BP} : حجم المحلول المعالج عند نقطة الاختراق (Breakpoint) الذي يقابل الزمن t_{BP} والذي يكون عنده

تركيز للمحلول C_{BP} وهو يقدر بأنه أقل من 5% من التركيز الابتدائي للمحلول C_0 .

- حساب كمية المادة الممتزة التي أزيلت فعلاً في منطقة انتقال الكتلة A_Z :

$$A_Z = \int_{V_{BP}}^{V_E} (C_0 - C_i) dv$$

- السعة التبادلية الجزئية يمكن كتابتها رياضياً وفق المعادلة:

$$F = \frac{A_Z}{A_{max}} = \frac{\int_{V_{BP}}^{V_E} (C_0 - C_i) dV}{C_0(V_E - V_{BP})}$$

2-1. ارتفاع منطقة انتقال الكتلة (Hz)

باعتبار أن منطقة انتقال الكتلة -كما مر سابقاً- هي المساحة التي تحدث فيها معظم ظاهرة الامتزاز حيث

يتدرج فيها تركيز الملوث من حالة الإشباع إلى التركيز صفر، فإن ارتفاع هذه المنطقة يعطي فكرة واضحة عن حركية

الامتزاز وبالتحديد سرعته. فكلما كان الامتزاز سريعاً كان عمق هذه الطبقة منخفضاً وبالعكس. ومن هنا تكمن أهمية

هذا العامل في تقدير عملية الامتزاز بشكل كلي. بحسب ارتفاع منطقة انتقال الكتلة حسب المعادلة:

$$H_Z = U_Z \cdot t_Z$$

حيث t_Z هو الزمن اللازم لتنقل MTZ مسافة مساوية لارتفاعها (طولها) وتحدد تجريبياً من منحنى الاختراق وبحسب كالتالي:

$$t_Z = t_E - t_{BP}$$

U_Z : يحسب من العلاقة:

$$U_Z = \frac{H_b}{t_E - t_f}$$

حيث H_b طول السرير الثابت في عمود الامتزاز.

t_f الزمن اللازم لتشكيل MTZ وبحسب من العلاقة:

$$t_f = (1 - F)(t_E - t_{BP})$$

بالاعتماد على ما سبق تصبح معادلة H_Z كما يلي:

$$H_Z = \frac{(H_b \cdot t_Z)}{(t_E - t_f)} = \frac{H_b(t_E - t_{BP})}{t_{BP} + F(t_E - t_{BP})}$$

بما أن $t = \frac{V}{Q}$ حيث v حجم المحلول المتدفق و Q معدل التدفق، تصبح المعادلة السابقة:

$$H_Z = \frac{H_b(V_E - V_{BP})}{V_{BP} + F(V_E - V_{BP})}$$

3-1. معدل انتقال منطقة انتقال الكتلة (U_Z):

يتعلق معدل حركة MTZ بشكل رئيس بالسعة الامتزازية للمادة المازة، لذلك فهو يشكل مؤشراً على طبيعة التوازن تحت شروط الجريان المستمر، ويمكن من حساب معدل إشباع السرير، وترتبط قيمته مباشرة بارتفاع MTZ فكلما صغر هذا الارتفاع كان معدل الانتقال أكبر وكان إشباع السرير أسرع. يعطى معدل انتقال منطقة انتقال الكتلة وفق المعادلة:

$$U_Z = \frac{H_Z}{t_Z} = \frac{H_b \cdot Q}{V_{BP} + F(V_E - V_{BP})}$$

إن حساب القيم الثلاث U_Z ، H_Z ، F يمكن من فهم كيفية حدوث الامتزاز. كما أنه لا بد من حساب عدد مكافئات الانتقال N_Z لمعرفة كفاءة العمود:

$$N_Z = \frac{H_b}{H_Z} = \frac{H_b[V_{BP} + F(V_E - V_{BP})]}{H_b(V_E - V_{BP})} = \frac{V_{BP} + F(V_E - V_{BP})}{V_E - V_{BP}}$$

كلما كانت آلية الامتزاز أسرع قل ارتفاع منطقة انتقال الكتلة وزاد عدد الوحدات المكافئة، وفي الواقع فإن ارتفاع عدد الوحدات المكافئة غير مرغوب فيه، وذلك لأنه يسرع من استهلاك المرشح.

4-1. كمية الملوثات المزالة عند نقطة الاختراق

يمكن حساب كمية الملوثات المزالة خلال السرير الثابت من الفحم الفعّال بيانياً بحسب العلاقة:

$$A_{BP} = \int_0^{V_{BP}} (C_0 - C_i) dV$$

وكمية الملوثات التي أزلها الفحم هي:

$$\frac{A_{BP}}{m} = \int_0^{V_{BP}} \frac{C_0 - C_i}{m} dV$$

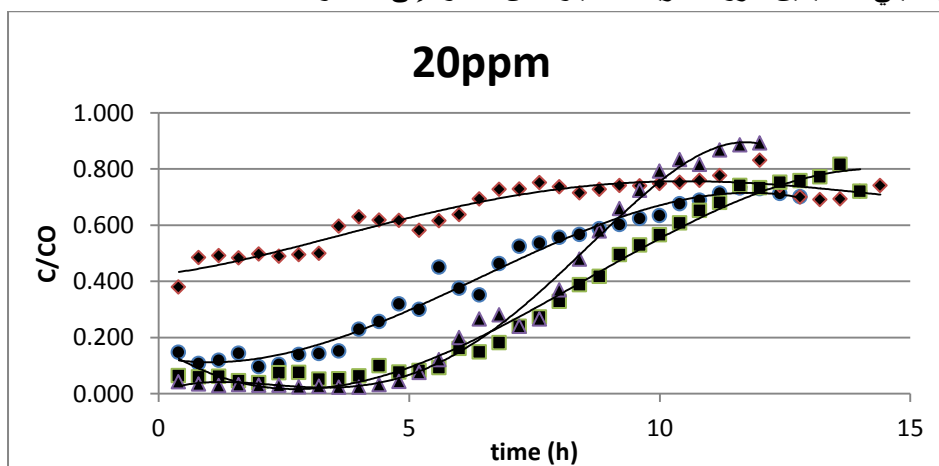
حيث m : كمية الفحم الفعّال داخل العمود (g).

النتائج والمناقشة:

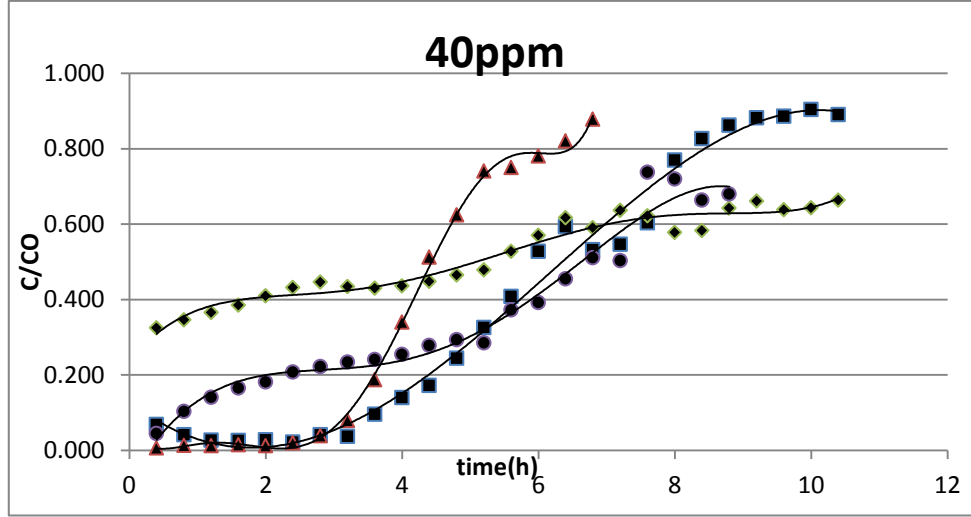
يتميز الفحم المستخدم في الدراسة بالخصائص الفيزيائية والكيميائية الآتية: أسود اللون، وصلب الملمس، وعديم الرائحة. pH=6 عند درجة الحرارة 20°C، الكثافة 2g/cm³، عديم الانحلال في الماء. واستخدم من أجل دراسة امتزاز النتروجين على الفحم المدروس جهاز من نوع Giminy حيث حدد الامتزاز من الضغط النسبي 0.005 وحتى 0.95 من أجل فرع الامتزاز ومن الضغط النسبي 0.95 وحتى 0.4 من أجل فرع الامتزاز، وضع في أنبوب العينة 0.12g من الفحم المدروس، معدل التفريغ 300mm Hg/min، ضغط الإشباع 773.28mmHg، واستخدمت البيانات الامتزازية (قيم الحجم الممتز عند الضغوط النسبية الموافقة) لإيجاد خواص البنية النسيجية للفحم المدروس التي تشمل حساب المساحة السطحية النوعية بوحدة m²/g بطريقة لانغموير. وبينت النتائج أن هذه المساحة المحسوبة بالاعتماد على طريقة لانغموير هي (1103 m²/g).

4-1. منحنيات الاختراق:

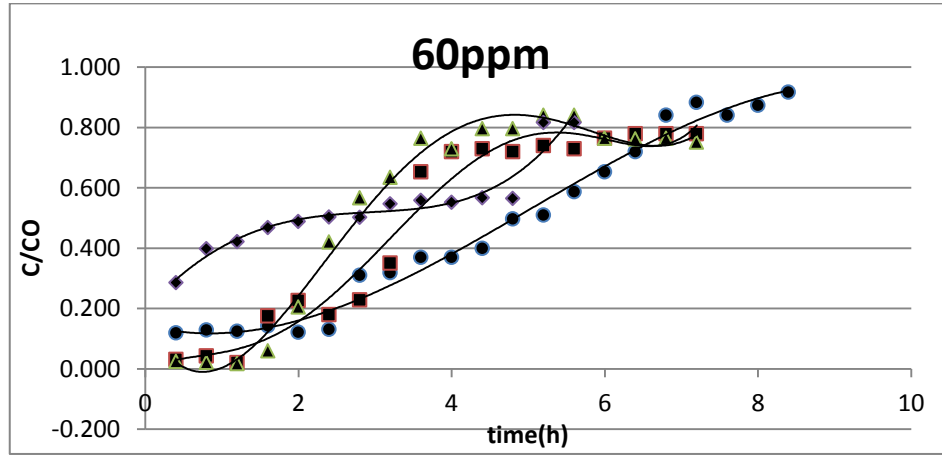
تبين الأشكال 3 و 4 و 5 منحنيات الاختراق للفحم النباتي المدروس وذلك عند ثلاثة تراكيز ابتدائية للفينول 20 و 40 و 60ppm. تظهر النتائج أن زمن الاختراق للفحم ذي الحجم الحبيبي C, D نفسه تقريبا عند التركيز الابتدائي نفسه للفينول في المحلول. يلاحظ أن هذا الزمن يزداد مع تناقص التركيز الابتدائي للفينول في المحلول. أما الحبيبات ذات الحجم A, B فليس لديها زمن اختراق فعليا بل كان التركيز التوازني للفينول يشكل نسبة أكبر من 5% من التركيز الابتدائي من بداية العملية، ويتغير التركيز التوازني بشكل بطيء مع الزمن. يمكن تفسير هذه النتائج باعتبار أن محلول الفينول يشكل طبقة رقيقة تغلف حبيبات الفحم ومنها تنتقل جزيئات الفينول إلى المواقع الفعالة في هذه الحبيبات، وهذا قد يفسر زمن الاختراق الأطول بالنسبة للحبيبات الأصغر بالحجم، كذلك فإن هذه الحبيبات تعمل على تقليص الفراغ البيني مما يعيق هروب جزيئات الفينول من العمود إلى المحلول.



الشكل (3): منحنيات الاختراق عند حجوم حبيبية مختلفة للفحم النباتي A (◆), B (●), C (■), D (▲) وتركيز ابتدائي للفينول 20ppm وسرعة جريان 25ml/h



الشكل (4): منحنيات الاختراق عند حجم حبيبة مختلفة للفحم النباتي A(♦), B(●), C(■), D(▲) وتركيز ابتدائي للفينول 40ppm، وسرعة جريان 25ml/h

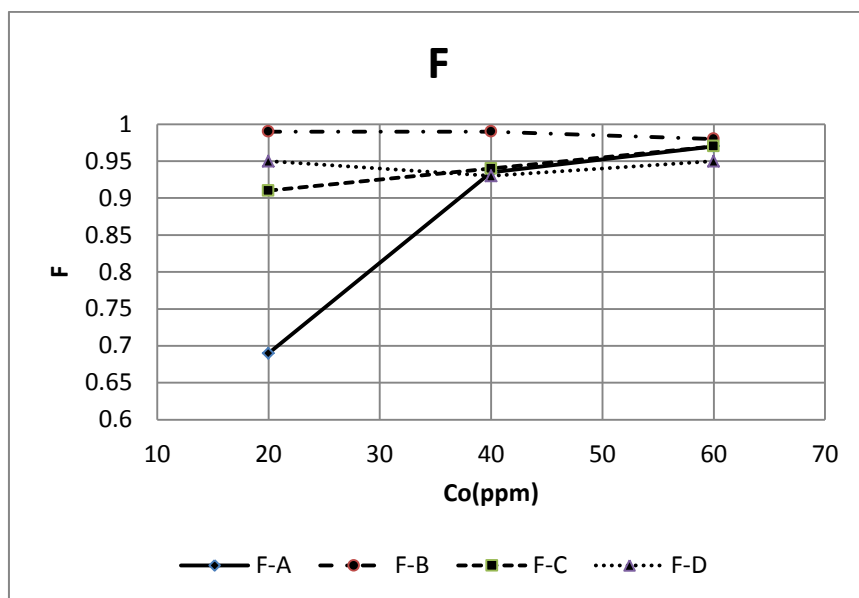


الشكل (5): منحنيات الاختراق عند حجم حبيبة مختلفة للفحم A(♦), B(●), C(■), D(▲) وعند تركيز ابتدائي للفينول 60ppm، وسرعة جريان 25ml/h

درست ثلاثة متغيرات لتوصيف عملية الامتزاز من خلال منحنيات الاختراق وهي F , H_z , N_z هذه المتغيرات تمكن من تقدير سلوك المرشح وكذلك فهم عملية الامتزاز.

2-4. السعة الجزئية F :

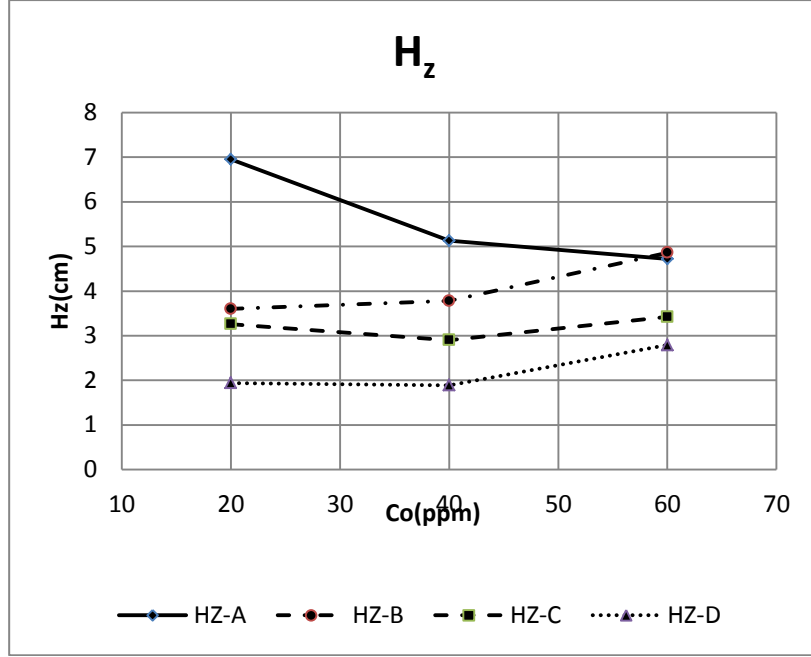
يبين الشكل (6) أن السعة الجزئية أخذت قيمة متقاربة جدا بتغير التركيز الابتدائي للفينول، وكذلك باختلاف الحجم الحبيبي للفحم الفعّال، ويتطابق هذا مع فرضية MTZ التي تعتبر أن التغيرات الهيدرديناميكية الفيزيوكيميائية لا تؤثر في قيمة F وكذلك الظروف التشغيلية، وإنما تعتبر من خصائص العملية. كما تظهر النتائج أن قيم السعة الجزئية كانت أعلى من 0.9 بالنسبة للحجوم الحبيبية B, C, D وهذه القيم تعتبر عالية وتشير إلى فعالية الفحم المدروس عند مقارنة النتائج مع تلك التي تم الحصول عليها عند دراسة أحد أنواع الفحوم الفعّالة التجارية في الجزائر وكانت قيمة F (0.4) عندما كان ارتفاع السرير الثابت 5.7cm والتركيز الابتدائي للفينول 50ppm [32].



الشكل (6): اختلاف السعة الجزئية F لمنطقة انتقال الكتلة MTZ للحجوم الحبيبية للفحم الفعال A, B, C, D عند ثلاثة تراكيز ابتدائية للفينول 20, 40, 60ppm

3-4. ارتفاع منطقة انتقال الكتلة Hz:

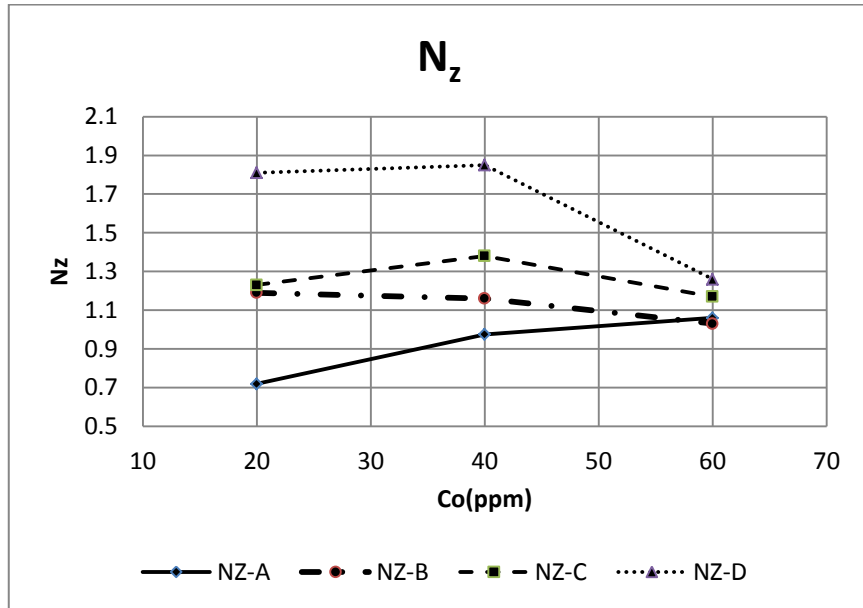
يعتبر ارتفاع منطقة انتقال الكتلة من أهم المتغيرات التي تصف الامتزاز في العمود فهو يعبر عن فعالية الإزالة للمادة المازة وعن معدل التبادل بين الأطوار فكلما كان التبادل سريعاً انخفض ارتفاع منطقة انتقال الكتلة وازداد بالمقابل عدد مكافئات الانتقال. يبين الشكل (7) تغير ارتفاع منطقة الكتلة للفحم النباتي المدروس بأربعة أحجام حبيبية وعند ثلاثة تراكيز ابتدائية للفينول في المحلول. يتضح من الشكل السابق أن Hz يزداد ولكن بشكل بسيط مع ازدياد التركيز الابتدائي للفينول في المحلول، وذلك حتى التركيز الابتدائي 40ppm، بعدها تزداد قيمة Hz بشكل متسارع بتزايد التركيز. كذلك يبين الشكل أن Hz يتناقص مع تناقص مجالات الحجوم الحبيبية للفحم الفعال. يمكن تفسير هذه النتائج على أنه في حالة ارتفاع التركيز الابتدائي يزداد عدد جزيئات المادة الممتزة في المحلول بالتالي زمن بقاء أطول لهذه الجزيئات في العمود وعندها سيزداد ارتفاع منطقة انتقال الكتلة لتعديل مقاومة الانتقال. لأن ازدياد ارتفاع السرير يؤدي إلى تقديم عدد أكبر لمراكز الامتزاز بالتالي تسريع العملية بمجملها وتحسين حركية الامتزاز. وبالنظر إلى النتائج يمكن الاستنتاج أن حبيبات الفحم الفعال الأصغر تؤمن كثافة فحمية (كمية الفحم في واحدة الحجوم) أكبر، أي أنها تقدم عدداً أكبر لمراكز الامتزاز مما يفسر انخفاض Hz لهذه الحبيبات عنه للحبيبات الأكبر عند التركيز الابتدائي نفسه للفينول في المحلول.



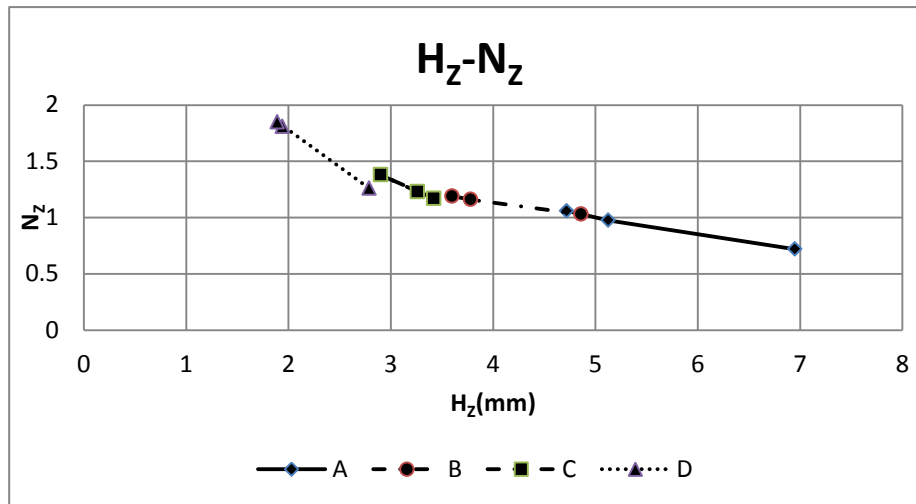
الشكل (7): تغير ارتفاع منطقة انتقال الكتلة بتغير التركيز الابتدائي للفينول في المحلول للحجوم الحبيبية الأربعة للفعال A, B, C, D

4-4. عدد مكافئات الانتقال N_z

يبين الشكل (8) تغير عدد مكافئات الانتقال للحجوم الحبيبية الأربعة للفعال بدلالة التركيز الابتدائي للفينول في المحلول، كما يظهر الشكل (9) أن قيمة N_z ترتبط بقيمة H_z مباشرة فكلما ازداد ارتفاع منطقة انتقال الكتلة انخفض عدد مكافئات الانتقال كما يلاحظ انخفاض عدد مكافئات الانتقال بشكلٍ تدريجي مع ازدياد مجال القطر الحبيبي للفعال.

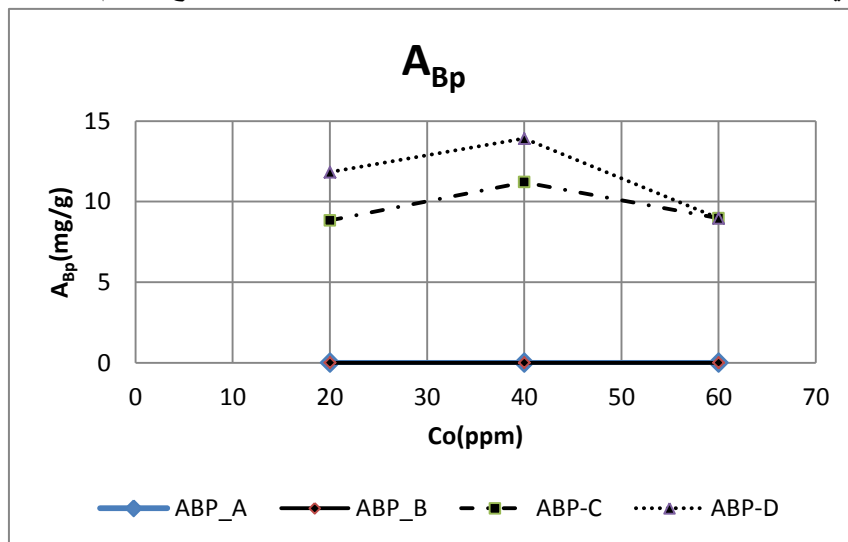


الشكل (8): تغير عدد المكافئات عند الحجوم الحبيبية A, B, C, D عند ثلاثة تراكيز ابتدائية للفينول في المحلول 20, 40, 60ppm



الشكل (9): يبين علاقة تغير عدد مكافئات الانتقال مع تغير ارتفاع منطقة انتقال الكتلة

4-5. كمية الفينول الممتزة على سرير الفحم عند نقطة الاختراق A_{BP} بالنسبة لكمية الفحم m (A_{BP}/m): يبين الشكل (10) أن A_{BP} (mg/g) هي 0 لكل من A, B عند التراكيز الثلاثة للفينول، إذ تجاوز التركيز التوازني للفينول 5% من التركيز الابتدائي وذلك من لحظة بدء أخذ القراءات وهذا موضح في الأشكال (3, 4, 5) حيث كان شكل منحنى الاختراق A, B انسيابيا منذ البداية. كانت قيمة A_{BP}/m للحجم الحبيبي D أعلى منها للحجم الحبيبي C، وهذه النتيجة يمكن تفسيرها بأن الفحم ذا الحجم الحبيبي D قدم عدداً أكبر للمراكز الفعالة القادرة على امتزاز الفينول، وفي كل الأحوال فإن التركيز 40ppm يحقق امتزازاً أعظماً عند جميع الفحم المستخدمة.

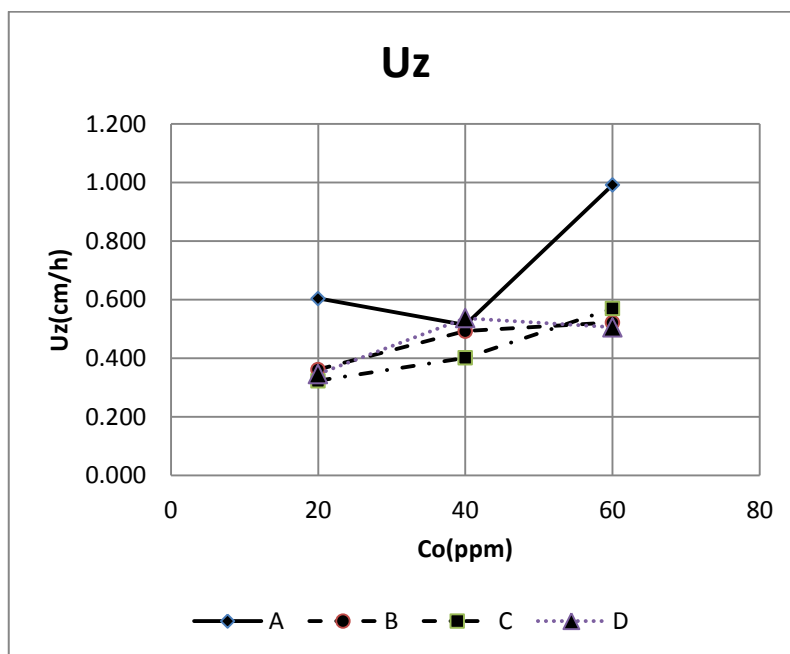


الشكل (10): كمية الفينول الممتزة على سرير الفحم عند نقطة الاختراق للحجوم الحبيبية A,B,C,D وعند ثلاثة تراكيز ابتدائية للفينول

4-6. معدل انتقال منطقة انتقال الكتلة U_z :

يبين الشكل (11) تغيرات معدل حركة منطقة انتقال الكتلة بدلالة التركيز الابتدائي للفينول في المحلول وذلك للحجوم الحبيبية الأربعة للفحم الفعال A, B, C, D ويمكن تفسير اختلاف قيم U_z بين هذه الفحم بأن اختلاف الحجم الحبيبي يؤثر في ارتفاع السرير الثابت الذي يقود إلى تغير في قيم H_z وتغير المسافة التي سوف تجتازها منطقة انتقال

الكتلة، فكلما ازدادت هذه المسافة سوف تتناقص سرعة انتقال MTZ، بالطريقة نفسها تؤثر زيادة التركيز الابتدائي للفينول في المحلول في U_z لأنه سيزيد من ارتفاع منطقة انتقال الكتلة.



الشكل (11): يبين تغير معدل انتقال منطقة انتقال الكتلة U_z للحجوم الحبيبية الأربعة للفحم الفعال مع تغير التركيز الابتدائي للفينول في المحلول

الاستنتاجات والتوصيات:

من الدراسة السابقة نستنتج ما يلي:

1. إن الفحم المستخدم وبجميع حجومه يتمتع بمقدرة جيدة على إزالة الفينول من محاليله.
2. إن الحجمين C,D أكثر كفاءة من الحجمين A,B في إزالة الفينول وعند جميع التراكيز.
3. تكون سعة الامتزاز عظمى لكل أشكال الفحم المستخدم عند التركيز الابتدائي $C_0=40\text{ppm}$.
4. يحقق الحجم الحبيبي C أعلى معدل انتقال كتلة U_z وأعلى كمية امتزاز عند نقطة الاحتراق وأعلى عدد لمكافئات الانتقال N_z .

كما يمكن تلخيص التوصيات بما يلي:

- a. بما أن الحموض الدبالية Humic Acid تحتوي في معظمها على الحلقة الفينولية لذلك ينصح بتوسيع هذه الدراسة والاستفادة من النتائج السابقة لتشمل إزالة الحموض الدبالية من المياه، وذلك نظراً لما تسببه هذه الحموض من آثار سلبية على مواصفات المياه.
- b. إجراء دراسة تطبيقية على عينات من مياه سطحية وجوفية، إذ تحتوي هذه المياه بالإضافة إلى المركبات الفينولية على مواد أخرى قد تؤثر سلباً في كفاءة الفحم الفعالة في الإزالة، وبالتالي يمكن الوصول إلى توصيف أفضل لظاهرة الامتزاز وكفاءة الفحم المقترح.

المراجع:

- [1] BABI, K. G; KOUMENIDES, M; NIKOLAOU, A. D; MAKRI, C. A; TZOUMERKAS, F. K; LEKKAS, T. D. *Pilot study of the removal of THMs, HAAs and DOC from drinking water by GAC adsorption*, Desalination 210, 2007, 215–224.
- [2] CAPAR, G; YETIS, U. *Removal of THM precursors by GAC, Ankara case study*, Water Research 36, 2002, 1379–1384.
- [3] ROOK, J. J. *Formation of haloforms during chlorination of natural water*, J. Water Treat. Exam. 23, 1974, 234–243.
- [4] RICHARDSON, S. D. *Disinfection by-products and other emerging contaminants in drinking water*, TRAC Trends Anal. Chem. 22, 2003, 666–684.
- [5] CORIN, N; BACKLUND, P; WIKLUND, T. *Bacterial growth in humic waters exposed to UV-radiation and simulated sunlight*. Chemosphere, 36, 1998, 1947–1958.
- [6] GRAHAM, N. D. J. *Removal of humic substances by oxidation/biofiltration processes — a review*, Water Sci. Technol. 40, 1999, 141–148.
- [7] HAN, S; KIM, S; LIM, H; CHOI, W; PARK, H; YOON, J; HYEON, T. *New nanoporous carbon materials with high adsorption capacity and rapid adsorption kinetics for removing humic acids*. Microporous and Mesoporous Materials 58, 2003, 131–135.
- [8] GRABOWSKA, E. L; GRYGLEWICZ, G. *Adsorption of lignite-derived humic acids on coal-based mesoporous activated carbons*. Journal of Colloid and Interface Science 284 (2005) 416–423.
- [9] KIM, H. C; YU, M. J. *Characterization of aquatic humic substances to DBPs formation in advanced treatment processes for conventionally treated water*. Journal of Hazardous Materials 143, 2007, 486–493.
- [10] TERDKIATBURANA, T; WANG, S; TADE, M. O. *Competition and complexation of heavy metal ions and humic acid on zeolitic MCM-22 and activated carbon*. Chemical Engineering Journal 139, 2008, 437–444.
- [11] CHEN, J. P; WU, S. *Simultaneous adsorption of copper ions and humic acid onto an activated carbon*. Journal of Colloid and Interface Science 280, 2004, 334–342.
- [12] GOPAL, K; TRIPATHY, S. S; BERSILLON, J. L; DUBEY, S. P. *Chlorination byproducts, their toxicodynamics and removal from drinking water*. Journal of Hazardous Materials 140, 2007, 1–6.
- [13] LU, C; CHUNG, Y. L; CHANG, K. F. *Adsorption of trihalomethanes from water with carbon nanotubes*. Water Research 39, 2005, 1183–1189.
- [14] TAKAGI, S ; OKANO, T. *Adsorption and adsorption mechanism of rice bran for chloroform from tap water*. Chemosphere 46, 2002, 87-92.
- [15] UYGUNER, S; SUPHANDAG, S. A; KERC, A; BEKBOLET, M. *Evaluation of adsorption and coagulation characteristics of humic acids preceded by alternative advanced oxidation techniques*. Desalination 210, 2007, 183–193.
- [16] SOBECKA, S; TOMASZEWSKA, M; MORAWSKI, A. W. *Removal of humic acids by the ozonation–biofiltration process*. Desalination 198, 2006, 265–273.
- [17] CHEN, J. P; WU, S. *Simultaneous adsorption of copper ions and humic acid onto an activated carbon*. Journal of Colloid and Interface Science 280, 2004, 334–342.
- [18] LASZLO, K; PODKOSCIELNY, P; DABROWSKI, A. *Heterogeneity of activated carbons with different surface chemistry in adsorption of phenol from aqueous solutions*. Applied Surface Science 252, 2006, 5752–5762.

- [19] HOUARI, M; HAMDI, B; BRENDLE, J; BOURAS, O; BOLLINGER, J. C; BAUDUD, M. *Dynamic sorption of ionizable organic compounds (IOCs) and xylene from water using geomaterial-modified montmorillonite*. Journal of Hazardous Materials 147, 2007, 738–745.
- [20] LASZLO, K. *Adsorption from aqueous phenol and aniline solutions on activated carbons with different surface chemistry*, Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects 265, 2005, 32–39.
- [21] ROOSTAEI, N; TEZEL, F. H. *Removal of phenol from aqueous solutions by adsorption*. Journal of Environmental Management 70, 2004, 157–164.
- [22] PRZEPIORSKI, J. *Enhanced adsorption of phenol from water by ammonia-treated activated carbon*. Journal of Hazardous Materials 135, 2006, 453–456.
- [23] ADAMS, D; WATSON, T. L. *Treatability of s-altrazine herbicide metabolites using powdered activated carbon*. J. Environ. Eng. 122, 1996, 327–330.
- [24] TANTHAPANICHAKOON, W; ARIYADEJWANICH, P; JAPTHONG, P; NAKAGAWA, K; MUKAI, S. R; TAMON, H. *Adsorption–desorption characteristics of phenol and reactive dyes from aqueous solution on mesoporous activated carbon prepared from waste tires*. Water Research 39, 2005, 1347–1353.
- [25] JUANG, R; WU, F. C; TSENG, R. L. *Characterization and use of activated carbons prepared from bagasses for liquid-phase adsorption*. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects 201, 2002, 191–199.
- [26] CIMINO, G; CAPPELLO, R. M; CARISTI, C; TOSCANO, G. *Characterization of carbons from olive cake by sorption of wastewater pollutants*. Chemosphere 61, 2005, 947–955.
- [27] SALVADOR, M. J; SAÑCHEZ-MONTERO; SALVADOR, A; MARTÍN, M. J. *Study of the energetic heterogeneity of the adsorption of phenol onto activated carbons by TPD under supercritical conditions*. Applied Surface Science 252, 2005, 641–646.
- [28] CHINGOMBE, P; SAHA, B; WAKEMAN, R. J. *Surface modification and characterisation of a coal-based activated carbon*. Carbon 43, 2005, 3132–3143.
- [29] GUPTA, V. K; SRIVASTAVA, S. K; TYAGI, R. *Design parameters for the treatment of phenolic wastes by carbon columns (obtained from fertilizer waste material)*. Water Res. 34, 2000, 1543–1550.
- [30] MICHAELS, A. S. *Simplified method of interpreting kinetic data in fixedbed ion exchange*. Ind. Eng. Chem. 44, 1952, 1922–1930.
- [31] LUKCHIS, G. M. *Adsorption system-design by mass transfer concept*. Chem. Eng. 80, 1973, 111–116.
- [32] NAMANE, A. A. HELLAL. *The dynamic adsorption characteristics of phenol by granular activated carbon*. Journal of Hazardous Materials B137, 2006, 618–625