تأثير عنصر السيلنيوم في أخلاف و خصوبة السرطان النهري *Sesarma boulengeri* Calman

أنتصار نعيم سلطان[1] و عبد الحسين يوسف العضب[2] و ناظم عبد النبي عواد[3]

1 قسم الاسماك والثروة البحرية، كلية الزراعة، جامعة البصرة

2 قسم علوم الحياة، كلية العلوم، جامعة البصرة

3 قسم الكيمياء، كلية العلوم، جامعة البصرة

الخلاصة

أجريت الدراسة لبيان تأثير عنصر السيلنيوم على كل من الأخلاف و الخصوبة في السرطان النهري *Sesarma boulengeri* Calman، حيث توصلت الى أن البرعم النامي يكون أكثر ليناً وأغمق لوناً من العضو الأصلي، وأن سرعة تعويض الجزء المقطوع بطيئة بالمقارنة مع حيوانات السيطرة. كما أن طول البرعم النامي يتغير تبعاً للفئات الحجمية إذ يكون معدل الإخلاف النسبي R أكبر في الفئات الحجمية الصغيرة عنه في الفئات الكبيرة، ونجده في القطع المنفرد أعلى مما هو عليه في القطع المزدوج. حدوث تغير واضح في خصوبة الإناث عند تعرضها لتراكيز السيلنيوم 0.27 و 1.35 و 2.7 جزء بالمليون إذ تقل كلما ازداد تركيز العنصر ولجميع المراحل الجنينية خاصة المرحلتين الأولى والثانية. كما أتضح أن البيض في المراحل الثلاث الأخيرة يكون اكثر عرضة للتشوه كلما زاد زمن التعريض و تركيز العنصر.

Keywords: Selenium, Regeneration, Fecundity, *Sesarma boulengeri*

المقدمـــة

يوجد السيلنيوم في الطبيعة على شكلين أحدهما غير عضوي مثل selenate وselenite وآخر عضوي مثل seleno-methionine وseleno-cyanate (Hamilton and Lemly, 1999). لقد كان يعتقد ان السيلنيوم يوجد بكميات ســـامة (120–1200 mg/kg) فقط في ترب المناطق شبه الجافة الجرداء وفي التـــرب المشتقة مـــن الصخـــور الطباشيـرية

(Zhong and Moore, 1996) والصخور البركانية وترسبات اليورانيوم الرملية وبعض الصخور الكاربونية، ولكن وجد Davis *et al.* (2002) سمية عنصر السيلينيوم في ترب المناطق المناخية الرطبة (10–50 mg/kg). يعتمد وجود السيلنيوم في الحياة المائية على الطبيعة البايوكيميائية المعقدة لهذا العنصر إذ يتواجد بحالات أكسدة عديدة تختلف من حيث السمية ويمكن ان ينتقل من الحالة العضوية إلى اللاعضوية وبالعكس، كما يوجد ذائباً في الماء بوصفه وبأشكال عضوية وغير عضوية(Nakamoura, 2000). تلعب اللافقريات القاعية والبكتريا والطحالب دوراً مهماً في تراكم السيلنيوم (Lee *et al.*, 2000a). تؤثر نوعية المياه على تراكم السيلنيوم في السلسلة الغذائية وانتقاله فيها، فقيمة الأس الهيدروجيني ودرجة الحرارة والملوحة والفوسفات والكبريتات وغيرها تؤثر على درجة ذوبان الأشكال الكيمياوية للسيلنيوم (Linville *et al.*, 2002).

يختلف الشكل الكيميائي للسيلنيوم الممتص من قبل النباتات و الهائمات النباتية (المنتج الأولي) عن شكله المتراكم في أنسجة المستهلكات الأولية و الثانوية (Taylor *et al.*, 1998)، فقد يكون على شكل seleno–cysteine أو seleno-nethionine (E.P.A.,1998). لقد وجد إن كمية البروتين ونوعية الإنزيمات والحالة الفسلجية لأنسجة الكائنات المختلفة تسبب هذا الاختلاف (Linville *et al.*, 2002). يدخل السيلنيوم الجسم عن طريق الماء أو الغذاء إذ يمتص عن طريق القناة الهضمية أو قد يتم امتصاصه عن طريق الجلد عندما يكون بشكل محلول أو يدخل الرئتين بهيئة غبار (Bowie *et al.*,1996) وتختلف عملية امتصاصه حسب أنواع الكائنات الحية والصيغة الكيميائية للعنصر وكمية العنصر المهضوم و وجود عناصر و جذور أخرى مثل الزرنيخ و الزئبق و الفوسفات و الكبريتات و الكادميوم و الرصاص و النترات (Lee *et al.*,2000b).

أن وجود نسب ضئيلة جداً من بعض العناصر الثقيلة مثل السيلنيوم في البيئة المائية ذا أهمية لبقاء العديد من الأحياء المائية وانتشارها، إلا أن تجاوز تركيزه حدا معينا يؤدي إلى أضرار فسلجية أو إلى هلاك تلك الأحياء. لذا أجريت العديد من الدراسات لمعرفة مدى تأثير هذا العنصر على الأحياء المائية وخاصة في أوائل التسعينيات من القرن الماضي(Hamilton,1999)، كما وجد أن التلوث البيئي بالسيلينوم في الولايات المتحدة الأمريكية الناتج عن المخلفات الصناعية والزراعية يقتل الأسماك والحياة البرية حيث أن تحول السيلينوم إلى صيغه المختلفة الناتج عن احتراق الفحم ومحطات توليد الطاقة الكهربائية وطرحه إلى المستنقعات والموارد المائية يؤدي إلى فشل التكاثر

وحدوث طفرات وراثية في الأسماك (Lemly, 1985). أن تركيز 3-10 µg/g d.w. من السيلنيوم في الغذاء يسبب بطأ نمو اليرقات ويؤثر على فقس بيض الأسماك (Hamilton, 1999). لقد وجد أن تركيز 10-11 µg/g d.w. من السيلنيوم في الغذاء يؤدي إلى حدوث طفرات الوراثية في الأحياء المائية (Skorupa *et al.*, 1998). كما اوضحت الدراسات أن عملية بزل الأراضي الحاوية على عنصر السيلينوم تؤدي إلى تسمم الأسماك و بالتالي هجرة الطيور في بحيرة وسلرن (USA) (Peterson and Nebeker, 1992). استطاع العديد من الباحثين إيجاد نماذج رياضية لحساب تراكم السيلنيوم في أنسجة الكائنات الحية من خلال حساب التراكم في موقع النهر وسرعة الأسترداد Recovery ومعدل التمثيل الغذائي وكمية البراز المطروح ومعدل النمو (Zhong and Moore, 1996).

يركز البحث الحالي على معرفة تأثير التراكيز الواطئة من عنصر السيلنيوم على بعض النواحي الحياتية مثل الإخصاب و الإخلاف لنوع من الأحياء المائية الشائع في مياه شط العرب والذي يعتبر مصدر رئيسي في السلسلة الغذائية الا وهو السرطان *S. boulengeri*. اذ ينعدم وجود دراسات سابقة في القطر تلقي الضوء على تأثير سميته على مكونات البيئة المائية.

المواد و طرق العمل

تأثير السيلنيوم على إخلاف السرطان *S. boulengeri*

جمعت عينات من ذكور وإناث السرطان *S. boulengeri* وبأحجام مختلفة حيث وضعت في أحواض زجاجية (60 × 30 × 30 سم) تحتوي على ماء النهر لمدة ثلاثة أيام للأقلمة. عرضت الحيوانات لعملية القطع في منطقة الاتصال (مفصل Juncture) بين الرضفة Trochanter والفخذ Femur باستعمال كلاب صغير fine forceps بصورة دقيقة وبدون السماح لنزف دموي.

وضعت الفئة الحجمية 24-25 ملم في تركيزين من السيلنيوم 0.04 و 0.06 ppm وبواقع 12 حيوان من الذكور والإناث، ستة منها عرضت إلى قطع مفرد single autotomy والستة الأخرى إلى قطع مزدوج double autotomy. أعيدت التجربة للفئة الحجمية 12-14 ملم. استخدمت أربعة سرطانات كحيوانات سيطرة. قيست أطوال الأرجل المقطوعة باستعمال القدمة وزودت الحيوانات بالغذاء الكافي من الطحالب والعليقة الحيوانية تحت درجة حرارة 20-25 درجة

مئوي و0.5-0.8 % ملوحة و10/14 L.D. cycle. تم قياس طول النتوء الناشئ تحت المجهر وبمساعدة ocular micrometer كل 10 أيام. لغرض الحصول على نتائج مقارنة فان أطوال البراعم الناشئة عن عملية الاخلاف حولت إلى دليل الاخلاف Regeneration Index (ValueR –) و حسبت بالعلاقة التالية (Waterman, 1969):

$$R = \frac{L}{W}100$$

L = طول البرعم الجديد و W = عرض الدرع.

تأثير السيلنيوم على بيض السرطان *S. boulengeri*

جمعت الإناث البالغة بحجم 17-20 ملم والحاملة للبيض وعزلت حسب مراحل تطور البيض في أحواض منفصلة ثم عرضت إلى تراكيز مختلفة من عنصر السيلنيوم 0.27 و 1.35 و2.7 جزء بالمليون لمدة 48 ساعة. قيست خصوبة الإناث حسب الطريقة الوزنية (Allen, 1984) لكل مرحلة مع ملاحظة التشوه في البيضة (تحت المجهر) بعد 24 و48 ساعة. استخدم حوض إضافي خالٍ من عنصر السيلنيوم يحتوي على إناث حاملة للبيض بوصفها حيوانات سيطرة. استندت الدراسة على تقسيم سلطان (1987) لمراحل البيض (6 مراحل). تم حساب النسبة المئوية للبيض المتساقط باستخدام المعادلة التالية (Lemly,1993b):

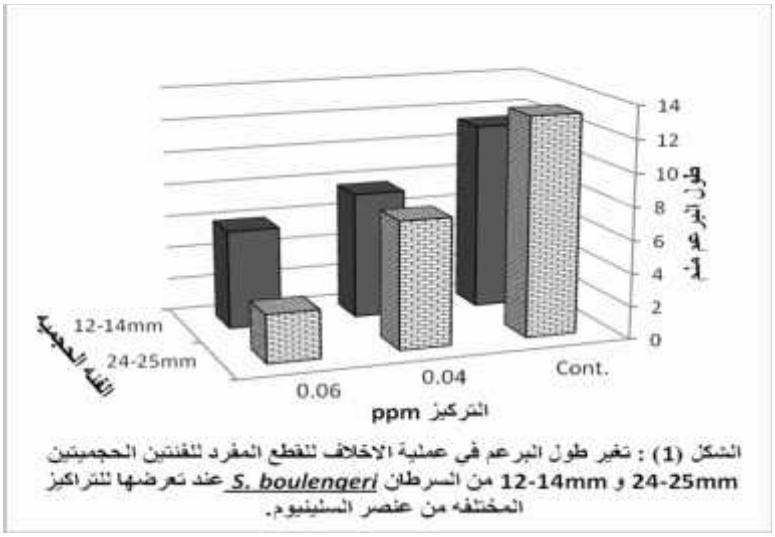
$$\frac{F_2 - F_1}{F_1}100$$

حيث أن F_1 و F_2 تمثلان الخصوبة قبل و بعد التعريض على التوالي.

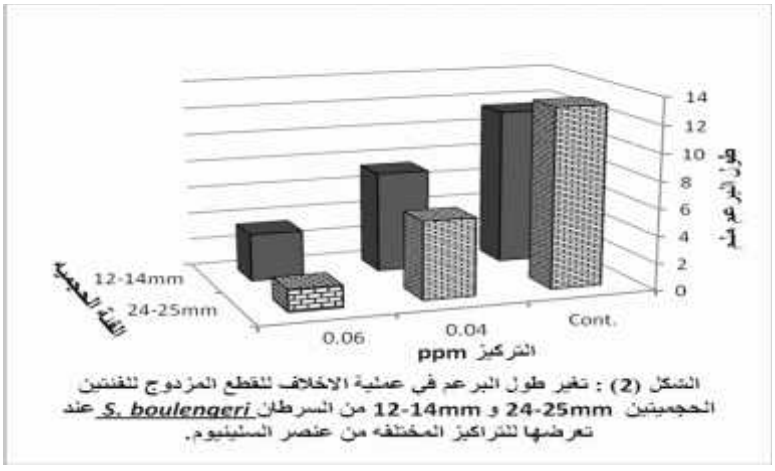
النتائـــج

تأثير السيلنيوم على أخلاف السرطان *S . boulengeri*

يمثل الشكلان (1) و(2) طبيعة تغير طول البرعم مع تراكيز السيلنيوم المستخدمة للفئات الحجمية 12–14 ملم و24–25 ملم ولحالتين من القطع بعد 80 يوماً. أظهرت النتائج تباطؤ في نمو البرعم كلما ازداد تركيز السيلنيوم ولكلا الفئتين الحجميتين، كما ان نمو البرعم في الفئة الحجمية 12–14 ملم أكبر مما هو عليه في الفئة الحجمية 24-25 ملم ولكلا التركيزين. ويتضح من الشكلين ان طول البرعم في القطع المنفرد أكبر مما هو عليه في القطع المزدوج ولكلا التركيزين.



الشكل (1) : تغير طول البرعم في عملية الاخلاف للقطع المفرد للفقنتين الحجميتين 24-25mm و 12-14mm من السرطان *S. boulengeri* عند تعرضها للتراكيز المختلفه من عنصر السلينيوم.

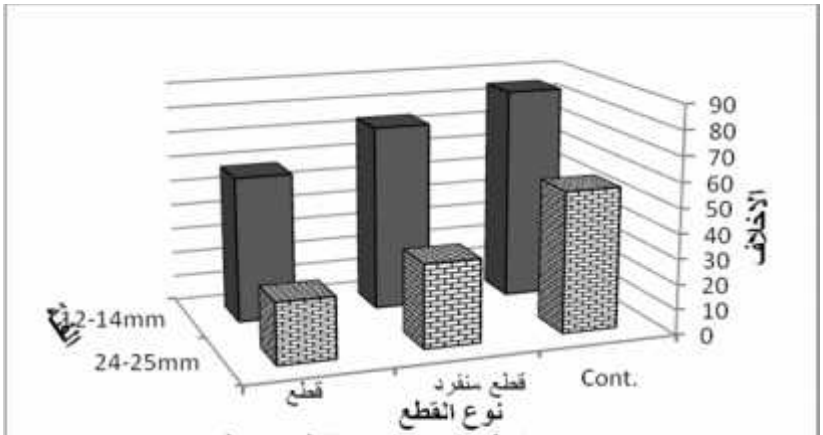


الشكل (2) : تغير طول البرعم في عملية الاخلاف للقطع المزدوج للفقنتين الحجميتين 24-25mm و 12-14mm من السرطان *S. boulengeri* عند تعرضها للتراكيز المختلفه من عنصر السلينيوم.

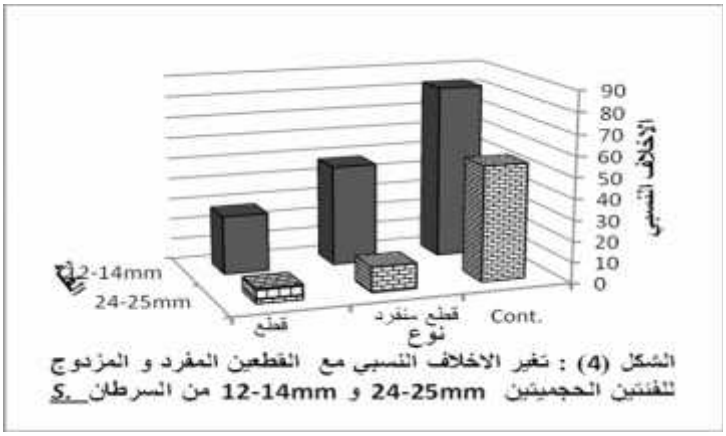
رسمت نتائج قانون الإخلاف النسبي R في الشكلين (3) و(4) إذ يوضحان طبيعة العلاقة بين R % ونوع القطع المستخدم وبتركيز 0.04 و 0.06 ppm على التوالي. يلاحظ أن قيمة R % تكون أعلى في الفئة الحجمية الصغيرة عنها في الكبيرة وتكون أعلى في حالة القطع المنفرد منها في القطع المزدوج وكذلك أعلى في التركيز الأقل (0.04 ppm). يمثل الشكلين (5) و(6) تغير R % مع أيام التعريض لتراكيز السيلنيوم 0.04 و 0.06 ppm ولنوعين من القطع وللفئات الحجمية 12-14 ملم و24-25 ملم على التوالي. في الشكل (5) كانت أدنى قيم لـ R % فـــي

حيوانات السيطرة هي 15 % وأعلى قيمة 81 %. في حالة القطع المنفرد كانت أدنى قيمة 13.3 % و8.3 % للتركيزين 0.04 و0.06 ppm على التوالي وأعلى قيمة فيهما 68 % و 40.8 %. أما في حالة القطع المزدوج فكانت أدنى قيمة 10 % و5 % وأعلى قيمة 50.8 % و20 % وعلى التوالي ولنفس التراكيز.

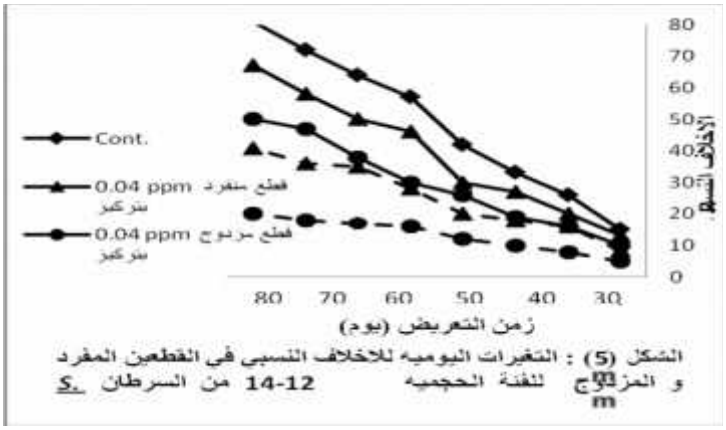
تختلف قيمة الاخلاف النسبي في السرطانات الكبيرة (الشكل 6)، إذ نجد أدنى نسبة في حيوانات السيطرة 8.7 % وأعلى نسبة 54 %، وفي القطع المنفرد كانت أدنى قيمة 5.41 % و2.5 % للتركيزين 0.04 و0.06 ppm على التوالي وكانت أعلى قيمة فيهما 30.83 % و10.83 %. أن أدنى قيمة لـ R % في حالة القطع المزدوج 3.33 % و1.25 % وأعلى قيمة 22 % و5.41 % لنفس التراكيز. في المنحنيات التي تعود لنفس القطع بمختلف التراكيز أو التي تعود إلى القطوع المختلفة بنفس التراكيز، يلاحظ الفرق بينها كبيراً عندما تطول مدة التعريض (80 يوم) بالمقارنة مع المدة القصيرة (10 أيام). بالمقارنة بين الشكلين(5,6) نجد ان قيم R % في المنحنيات المتماثلة تكون أعلى في الفئة الحجمية الصغيرة (12-14 ملم) عنه في الفئة الحجمية الكبيرة (24-25 ملم).



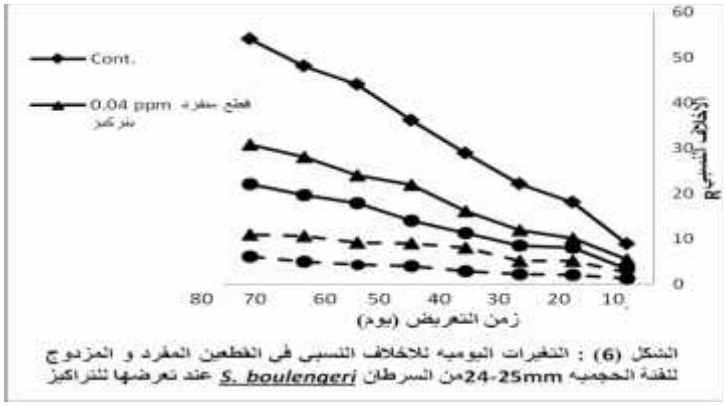
الشكل (3) : تغير الاخلاف النسبي مع القطعين المفرد و المزدوج للفئتين الحجميتين 24-25mm و 12-14mm من السرطان S.



الشكل (4) : تغير الاخلاف النسبي مع القطعين المفرد و المزدوج للفئتين الحجميتين 24-25mm و 12-14mm من السرطان S.



الشكل (5) : التغيرات اليوميه للاخلاف النسبي في القطعين المفرد و المزدوج للفئة الحجميه 12-14 mm من السرطان S.



الشكل (6) : التغيرات اليوميه للاخلاف النسبي في القطعين المفرد و المزدوج للفئة الحجميه 24-25mm من السرطان *S. boulengeri* عند تعرضها للتراكيز

أثبتت نتائج تحليل التباين لقيم الاخلاف النسبي (جدول 1) وجود فروق معنوية في قيم R% بين القطوع المختلفة العائدة لكل تركيز ولكلا الفئتين الحجميتين. أما بين الفترات الزمنية للقطع المفرد والمزدوج ولكل تركيز فيلاحظ أيضاً وجود اختلاف معنوي باستثناء تلك التي تعود للفئة الحجمية 24-25 ملم في التركيز 0.06 ppm. كما يلاحظ من نتائج الجدول (2) وجود فروقات معنوية عند قيم 0.05 في قيم R % بين القطع المفرد أو المزدوج المعرض إلى التراكيز المختلفة ولكلا الفئتين الحجميتين. في حالة المقارنة بقيم R % بين الفترات الزمنية لتركيز 0.04 و 0.06 ppm لكل قطع، لوحظ وجود اختلاف معنوي ولكلا الفئتين الحجميتين باستثناء تلك التي تعود للفئة الحجمية 24 –25 ملم ذات القطع المزدوج.

جدول(1): تحليل التباين لقيم الاخلاف النسبي R بين انواع القطوع و الفترات الزمنية للتعرض للتركيزين 0.04 و 0.06 ppm من عنصر السيلينيوم و لفئتين حجميتين من السرطان *S. boulengeri*.

الفئة الحجمية	التركيز ppm	نوع القطع	اختبار المعنوية	الفترة الزمنية	اختبار المعنوية
12-14mm	0.04	$F_{2,14} = 29.17$	p<0.05 *	$F_{7,14} = 47.52$	p<0.05 *
	0.06	$F_{2,14} = 29.23$	p<0.05 *	$F_{7,14} = 6.683$	p<0.05 *
24-25mm	0.04	$F_{2,14} = 29.98$	p<0.05 *	$F_{7,14} = 13.75$	p<0.05 *
	0.06	$F_{2,14} = 29.22$	p<0.05 *	$F_{7,14} = 2.105$	p>0.05

(*) وجود فروق معنوية

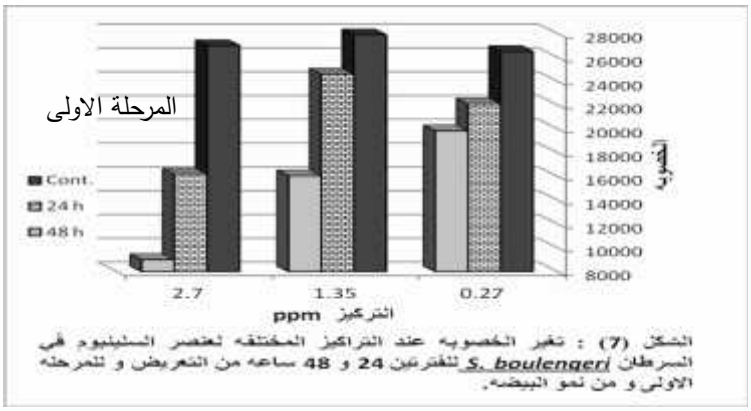
جدول(2): تحليل التباين لقيم الاخلاف النسبي R بين التركيزين 0.04 و 0.06 ppm من عنصر السيلينيوم و بين الفترات الزمنية للتعرض وللقطعين المفرد والمزدوج في فئتين حجميتين من السرطان *S. boulengeri*.

الفئة الحجمية	نوع القطع	التركيز ppm	اختبار المعنوية	الفترة الزمنية	اختبار المعنوية
12-14mm	مفرد	$F_{2,14} = 27.62$	p<0.05 *	$F_{7,14} = 27.51$	p<0.05 *
	مزدوج	$F_{2,14} = 28.82$	p<0.05 *	$F_{7,14} = 7.595$	p<0.05 *
24-25mm	مفرد	$F_{2,14} = 26.85$	p<0.05 *	$F_{7,14} = 6.008$	p<0.05 *
	مزدوج	$F_{2,14} = 30.64$	p<0.05 *	$F_{7,14} = 3.462$	p>0.05

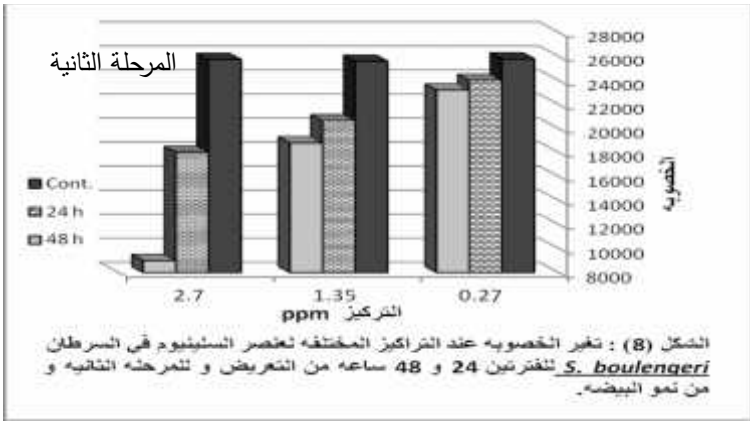
(*) وجود فروق معنوية

تأثير السيلنيوم على بيض السرطان *S. boulengeri*

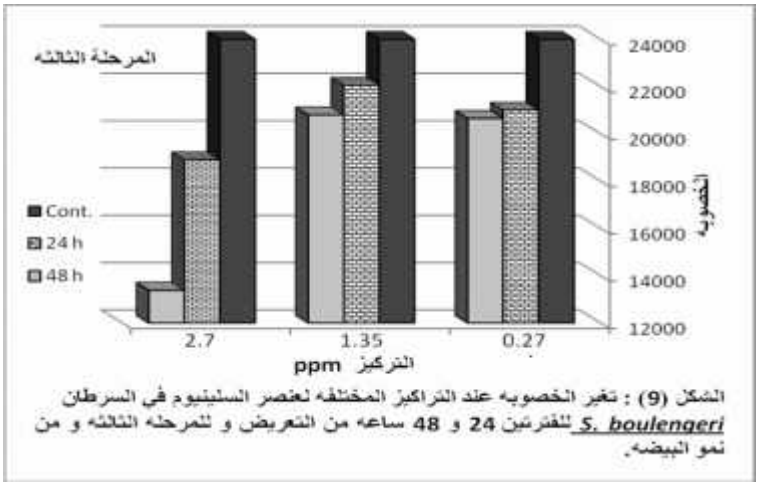
تمثل الأشكال (7-12) طبيعة تغير الخصوبة في إناث السرطان عند تعرضها لتراكيز مختلفة (2.7 ppm و 1.35 و0.27) من عنصر السيلنيوم لمدة 24 و48 ساعة ولمراحل تطور البيضة المختلفة. يتضح من الأشكال ان الخصوبة تتناقص كلما زادت قوة التركيز المستخدم وطول مدة التعريض. فقد سجلت أدنى قيمة عند تركيز 2.7 ppm (48 ساعة) وعلى التوالي مع المراحل 9169 و14561 و13384 و16346 و14420 و16385 بيضة. أما أعلى قيمة فقد سجلت في تركيز 0.27 ppm (24 ساعة) وعلى التوالي مع المراحل 19822 و23196 و20652 و22862 و19135 و18572 بيضة.



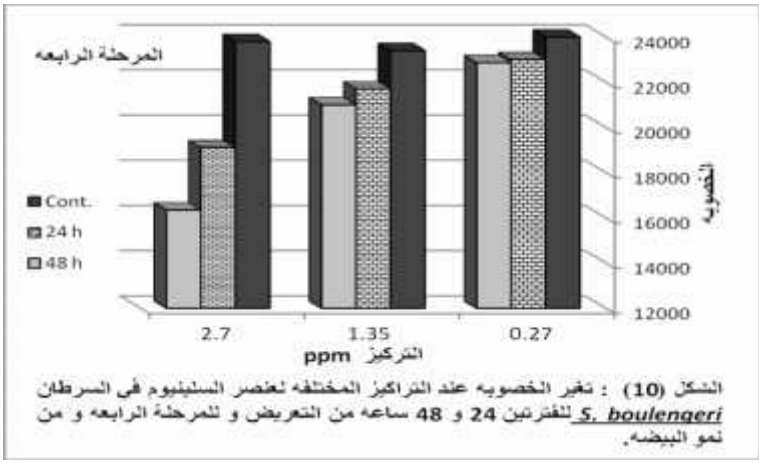
الشكل (7) : تغير الخصوبة عند التراكيز المختلفة لعنصر السلينيوم في السرطان *S. boulengeri* لفترتين 24 و 48 ساعة من التعريض و للمرحلة الاولى و من نمو البيضة.



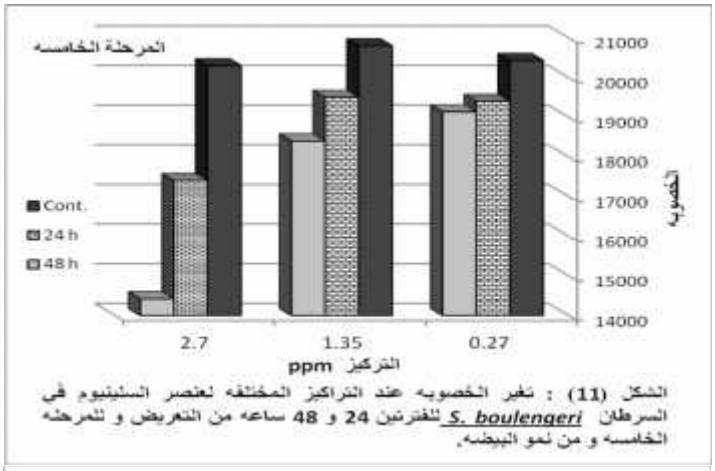
الشكل (8) : تغير الخصوبه عند التراكيز المختلفه لعنصر السلينيوم في السرطان *S. boulengeri* للفترتين 24 و 48 ساعه من التعريض و للمرحله الثانيه و من نمو البيضه.



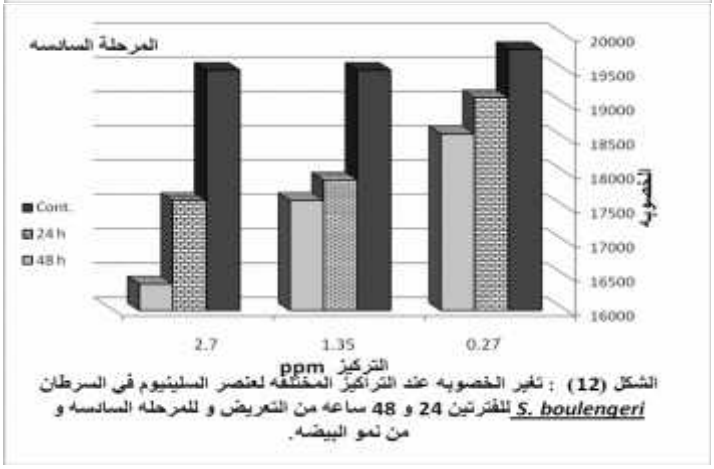
الشكل (9) : تغير الخصوبه عند التراكيز المختلفه لعنصر السلينيوم في السرطان *S. boulengeri* للفترتين 24 و 48 ساعه من التعريض و للمرحله الثالثه و من نمو البيضه.



الشكل (10) : تغير الخصوبه عند التراكيز المختلفه لعنصر السلينيوم في السرطان *S. boulengeri* للفترتين 24 و 48 ساعه من التعريض و للمرحلة الرابعه و من نمو البيضه.



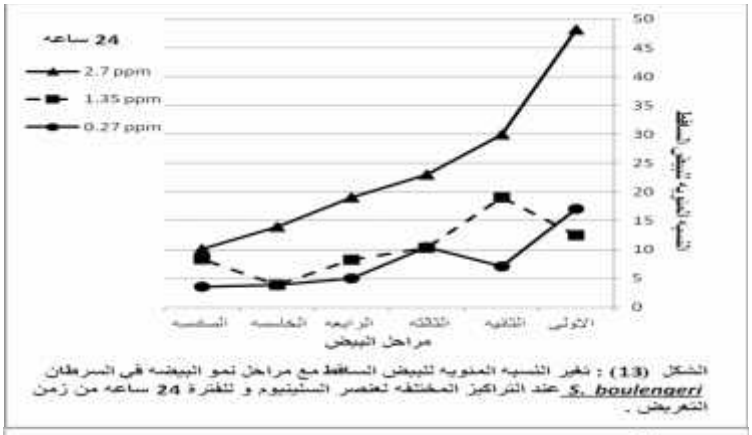
الشكل (11) : تغير الخصوبه عند التراكيز المختلفه لعنصر السلينيوم في السرطان *S. boulengeri* للفترتين 24 و 48 ساعه من التعريض و للمرحله الخامسه و من نمو البيضه.



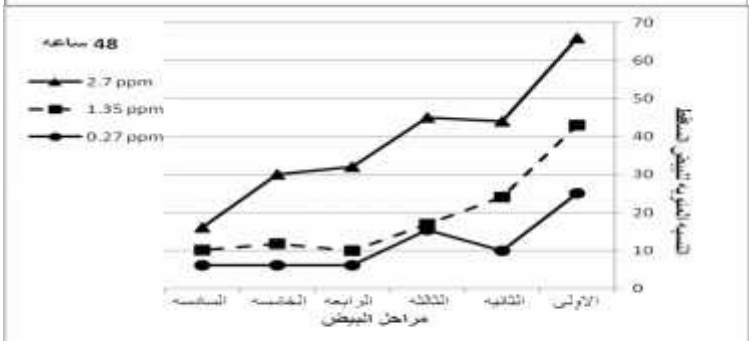
الشكل (12) : تغير الخصوبه عند التراكيز المختلفه لعنصر السلينيوم في السرطان *S. boulengeri* للفترتين 24 و 48 ساعه من التعريض و للمرحله السادسه و من نمو البيضه.

رسمت النتائج للمراحل المختلفة في الشكلين (13) و(14) ولفترتين من التعريض (24 و48) ساعة وبالتراكيز المستخدمة. يلاحظ ان النسبة المئوية للبيض الساقط تقل كلما تقدمت البيضة في النمو. ففي المرحلة السادسة كانت أدنى قيمة 10.1 % و 8.3 % و 3.6 % وأعلى قيمة كانت في المرحلة الأولى حيث بلغت 48.2 % و 12.5 % و 17.1 % للتراكيز 2.7 ppm و 1.35 و 0.27 على التوالي وبمدة تعريض 24 ساعة، أما في الفترة 48 ساعة فكانت أدنى قيمة 16.17 % و 10.1 % و 6.2 % وأعلى قيمة 66 % و 43 % و 25 % وفي نفس المراحل والتراكيز على التوالي. ومن الشكلين نجد ان النسبة المئوية للبيض الساقط تزداد كلما زاد تركيـــــز

عنصر السيلنيوم ومدة التعريض. أثبت تحليل التباين (جدول 3) للنسبة المئوية للبيض الساقط للمراحل المختلفة ولجميع تراكيز عنصر السيلنيوم المستخدمة وبفترة تعريض 48 ساعة، عدم وجود فروق معنوية ($p>0.05$) باستثناء ما بين المرحلة الأولى والثانية وبين الأولى والسادسة.



الشكل (13) : تغير النسبه المئويه للبيض الساقط مع مراحل نمو البيضه في السرطان *S. boulengeri* عند التراكيز المختلفه لعنصر السلينيوم و للفترة 24 ساعه من زمن التعريض .



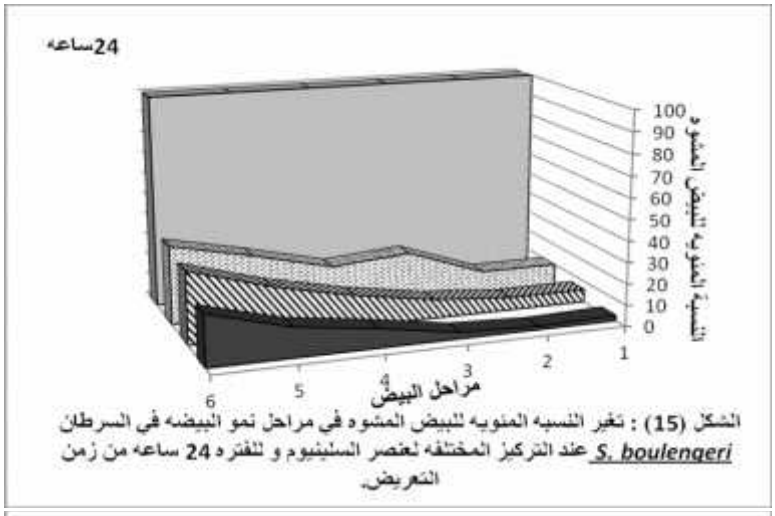
الشكل (14) : تغير النسبه المئويه للبيض الساقط مع مراحل نمو البيضه في السرطان *S. boulengeri* عند التراكيز المختلفه لعنصر السلينيوم و للفترة 48 ساعه من زمن التعريض.

جدول(3): تحليل التباين لعدد البيض المتساقط من اناث السرطان *S. boulengeri* عند تعرضه لمدة 24 ساعة الى التركيز المستخدمة من عنصر السيلينيوم.

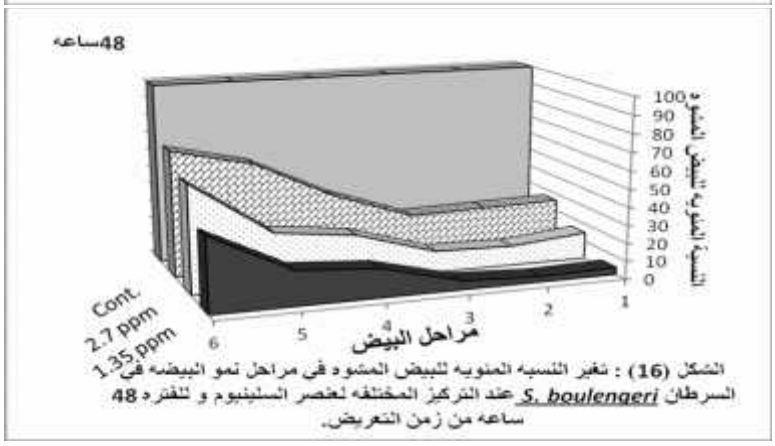
مرحلة البيضة	الاولى	الثانية	الثالثة	الرابعة	الخامسة	السادسة
اختبار المعنوية	$p<0.05^{*}$	$p>0.05$	$p>0.05$	$p>0.05$	$p>0.05$	$p<0.05^{*}$

(*) وجود فروق معنوية

درست النسبة المئوية للبيض المشوه في مراحل تطور البيضة نتيجة لتعرضها إلى التراكيز المختلفة من عنصر السيلنيوم خلال 24 ساعة (الشكل 15) و 48 ساعة (الشكل 16). يلاحظ أن النسبة المئوية تزداد كلما زاد تطور البيضة وزاد تركيز العنصر، إذ بلغت أعلى قيمة في المرحلة السادسة 37 % و 34 % و 24 % مع التراكيز 2.7 ppm و1.35 و 0.27 على التوالي و لمدة تعريض 24 ساعة. أما نتائج الشكل (16) فتشير إلى ان أعلى نسبة مئوية كانت 70 % و 60 % و 41 % وعلى التوالي مع نفس التراكيز. من الشكلين يلاحظ ان أدنى قيمة قد سجلت في المراحل الثلاث الأولى في كل تركيز.



الشكل (15) : تغير النسبه المئويه للبيض المشوه في مراحل نمو البيضه في السرطان *S. boulengeri* عند التركيز المختلفه لعنصر السلينيوم و للفتره 24 ساعه من زمن التعريض.



الشكل (16) : تغير النسبه المئويه للبيض المشوه في مراحل نمو البيضه في السرطان *S. boulengeri* عند التركيز المختلفه لعنصر السلينيوم و للفتره 48 ساعه من زمن التعريض.

المناقشة

من الأسباب التي تدعو إلى دراسة سمية السرطان *S. boulengeri* كونه من القشريات الحافرة والشائعة في منطقة المد والجزر لشط العرب، وهو من أكبر الأنواع اللافقرية التي تتواجد في المنطقة بكثافة عالية وبكتلة كبيرة وله أعلى إنتاج معروف، وله دور كبير في تركيبة المجتمع، وسريان الطاقة لهذا النظام (سلطان، 1987). كما أنه مصدراً لتراكم العناصر الثقيلة لكثرة تماسها بالتربة (السامر، 1989) ولأنه كفوء التمثيل assimilation efficiencies لعنصر السيلنيوم (Zhong and Moore, 1996). لقد أدرج السيلنيوم في ضوابط وكالة حماية البيئة الأمريكية (E.P.A.) تحت بند 304a كأحد العناصر التي تحدث تغيرات كيميائية وسمية للحياة المائية وله ميل نحو التراكم في السلسلة الغذائية وله القابلية للتحول الى أشكال كيميائية مختلفة (E.P.A.,1998). يعتبر السيلنيوم من العناصر الشديدة السمية وأحد المغذيات الصغرى الضرورية Essential micronutrient (Mason *et al.*, 2000) وعليه يجب فهم الموازنة بين السمية و الكفاية sufficiency لهذا العنصر (Canesi *et al.*, 2000). أن سمية السيلنيوم على اللافقريات تكمن في أهميته في السلسة الغذائية وان توفر السيلينوم بتراكيز كبيرة سوف يقتلها ويزيد من الوفيات ويقلل إنتاجها وتكاثرها (Van Derveer and Canton, 1997) أو يحدث تغيرات في الجماعة السكانية لأنواع معينة من اللافقريات كما في نهر كولورادو (Hamilton, 1999).

من المعروف أن معظم القشريات لها القابلية على إعادة إخلاف الأجزاء المقطوعة منها بتكوين خطة لإعادة بناء الجزء المكسور breakage plane في قاعدة الورك Basi – ischiums، ويبدأ الإخلاف تدريجياً على شكل ثنية Fold مع طبقة من الكيوتكل (Waterman 1969). من الجدير بالذكر أن دراسة ظاهرة الإخلاف تعطي صورة واضحة عن نظام الحياة Bioassay system في الحيوانات القشرية (Itow *et al.*, 1998a,b). و من المعروف أن المواد الملوثة تعيق عمليتي الانسلاخ والإخلاف حيث تقوم بتدمير الخلايا المعرضة للقطع وخاصة في مراحل الانسلاخ المختلفة (Weis *et al.*, 1992).

عند فحص البرعم limb bud المتكون حديثاً في حيوانات السيطرة تحت المجهر، نجد طبقة بيضاء من الخلايا محاطة بالكيوتكل، ولكن لوحظ وجود نقاط سوداء مع خلايا غير متميزة عند تعرض السرطان إلى تراكيز عنصر السيلينوم، حيث تسمى هذه الظاهرة الاستحالة المتغايرة heteromorphosis التي لم تظهر في حيوانات السيطرة. لقد لوحظت هذه الظاهرة من قبل

Weis and Mal (1987) في السرطانات *U. pugilator* و *U. rapay* و *U. thyeri* و *U. speciosa* عند تعرضها إلى الملوث TBT. من تجربة الإخلاف، ظهر لنا أن الجزء المعوض Regenerated يكون اكثر ليناً من العضو الأصلي autotomize واغمق لوناً منه، وهذا ماعزاه Khan *et al.* (1993) و Weis and Mal (1987) إلى وجود عدد كبير من الخلايا الصبغية melanophores نتيجة للمادة الملوثة في السرطان *Limulus polyphemus* والروبيان *Palaemonetes pugio*. من خلال الدراسة الحالية، وجد أن السرطانات المعرضة للسيلينوم لها سرعة بطيئة في تعويض الجزء المقطوع مقارنة بحيوانات السيطرة، وان البرعم النامي Bud اكثر عرضة للتشوه. لقد أكد هذه الملاحظة Itow *et al.* (1998a) في دراستهم على السرطان *Limulus polyphemus*. تفيد نتائج الدراسة الحالية أن طول البرعم النامي يتغير طبقاً للفئات الحجمية للسرطان، حيث نجده أطول، خلال مدة التعريض، في الفئات الحجمية الصغيرة مما هو عليه في الحجوم الكبيرة ولكلا النوعين من القطع. تتفق هذه النتائج مع (Itow *et al.* (1991 ، إذ عزوا ذلك إلى أن النمو في الحيوانات الصغيرة يكون اسرع مما هو عليه في الحيوانات الكبيرة. أظهرت الدراسة الحالية أن طول البرعم في القطع المنفرد يتأثر بتركيز السيلنيوم المستخدم فيمثل للفئات الحجمية الصغيرة نسبة 84 % و50 % من قيمته في حيوانات السيطرة للتركيزين 0.04 و0.06 ppm على التوالي وبنسب 57 % و20 % للفئات الكبيرة. أما في القطع المزدوج فقد كانت النسب 62.7 % و24.7 % للفئات الصغيرة و41.7 % و10 % للفئات الكبيرة ولكلا التركيزين. أكد الباحثان Weis and Mal (1987) على تأثر طول البرعم بتراكيز الملوث في السرطان العازف fiddler crabs حيث وجدا أن تركيز 100 ppm من Hg أو Cd أو Cr يثبط عملية الإخلاف أما 10 ppm فيسبب تشوهات في البرعم النامي في حين أن تركيز 0.1 ppm يؤخر سرعة الإخلاف. أشار Colborn *et al.* (1993) إلى إن تركيز 10 ppm من Zn يثبط الإخلاف في نفس السرطان وتركيز 2.5 ppm يؤدي إلى تأخر سرعة الإخلاف فيه. وعزوا ذلك إلى إن العناصر الثقيلة تحدث تثبيط inhibition لتمييز الخلايا وأن زيادة تركيز العنصر يؤدي إلى تثبيط نمو الخلايا النامية under developed cells في البرعم النامي أو توقف أو إعاقة الغدد الصماء endocrine – disrupting المسؤولة عن عملية الإخلاف.

على ضوء نتائج الشكلين (2 و3) والنسب أعلاه، نستنتج أن البرعم النامي في القطع المفرد يكون أطول مما هو عليه في القطع المزدوج وفي كلا التركيزين. يتفق Itow (1993) مع النتائج

الحالية في أن عدد الأجزاء المقطوعة يؤثر على سرعة النمو في الجزء النامي من السرطان حدوة الحصان horseshoe crab. لقد توصلت الدراسة إلى نفس النتائج السابقة في حساب الإخلاف النسبي R عند التراكيز والقطوع والفئات الحجمية المختلفة للسرطان، وباختلافات معنوية واضحة. لابد من الإشارة إلى أن عملية الإخلاف تختلف معنويا بين أنواع الحيوانات القشرية لنفس العنصر الملوث، حيث وجد أن السرطان *U. rapax* أسرع إخلافا من السرطان *U. pugilator* وأسرع من *U. thyeri*، كما أن سرعة الإخلاف في السرطان حدوة الحصان horseshose تتغير باختلاف العناصر الملوثة (Itow *et al.*, 1998b).

أن النشاط الزراعي و الصناعي وزيادة تراكم السيلينوم في البيئة المائية يسبب ضررا للقشريات والأسماك ويعتبر كقنبلة موقوتة، وأن أعلى حالات التأثير تنصب على البيض الذي يستلم السيلنيوم من غذاء الأمهات أو عند التعرض للعنصر مما يؤدي إلى فشل عملية التكاثر وبالتالي تناقص أو اختفاء المجتمعات لبضع سنوات دون معرفة سبب لذلك (Coyle *et al.*, 1993). أن أهم العوامل في انفجار قنبلة السيلينوم هو تراكمه في السلسة الغذائية بتراكيز قليلة (ppb) مما يؤدي إلى فشل التكاثر كما في أسماك bluegill حيث تتخذ العلاقة بين فشل التكاثر وكمية السيلينوم شكل المنحى اللوجستيكي (Kennedy *et al.*, 2000). لقد أكد Fan *et al.* (1998)، أن أفضل وسيلة لدراسة تأثير عنصر السيلنيوم هو معرفة سميته على البيض والدم، وعليه فقد تم دراسة خصوبة إناث السرطان *S. boulengeri* بعد تعرضها إلى تراكيز مختلفة من عنصر السيلينوم.

أوضحت نتائج الدراسة الحالية لمراحل البيض المختلفة انخفاضا واضحا في خصوبة الإناث كلما ارتفع تركيز السيلينوم المستخدم. ومن النسب الواردة في النتائج يلاحظ أن خصوبة الإناث في المرحلة الأولى تتأثر بشكل اكبر مما هو موجود في باقي المراحل ولكل التراكيز(13، 14)، كما أن تحاليل التباين تبين الفروق المعنوية بين المرحلة الأولى والثانية.

أكدت الدراسات أن التعرض إلى العناصر الثقيلة ومنها السيلنيوم يؤدي إلى نقص أو فقدان الخصوبة ومنها دراسة Hermanutz *et al.* (1999) على *Lepomis macrochirus* ودراسة Lemly (1997) على جراد البحر cray fish ودراسة Coyle *et al.* (1993) على أسماك blue gill ودراسة Lemly (1996) على أسماك large month bass و blue gill و fish sun و rappis و fathjead minnow و red shiner ودراسة *et* (1998a) Itow *al.* و Botton (2000) على السـرطان *L. polyphemus* و دراسـة Lee *et al.* (2000 a)

على *Callinectes sapitus* blue crab. تتفق نتائج الدراسة الحالية مع ما وجده Fan *et al.* (1998) من أن تركيز عنصر السيلينوم يؤثر على الخصوبة بحيث 3 ppb تؤثر بنسبة 30 % منها في حين 10 ppb تؤثر بنسبة 70 %. أما Lemly (1993 a,b) فقد وجد أن 10 ppb لكل غرام من وزن الجسم من السيلينوم يفشل التكاثر كلياً في cray fish. يشير Itow *et al.* (1998b) في دراستهم على السرطان حدوة الحصان horseshoe من أن ثبوط الخصوبة يبدأ بمدى تركيز من 1– 10 ppb من عنصر الزئبق.

أن السيلينوم، أياً كان مصدره، يسبب فقدان الخصوبة وتشوهات ولادية أو بطون ولادية صغيرة وصغار ضعيفة (EPA,1998). أن حدوث ظاهرة تشوه الصغار teratogenesis في الطيور والأسماك الناتجة عن التسمم بالسيلينوم المنقول عن طريق الأمهات أو عن الطريق المباشر يؤدي إلى حدوث التشوهات(Itow *et al.*, 1998a). كما أشار Lemly (1993 a,b) إلى أن حدوث التشوهات في البيض يؤدي إلى قلة الخصوبة وتدمير الجماعة السكانية.

مما سبق نجد من الضروري دراسة التشوه في مراحل البيض والناتجة عن تراكيز السيلينوم المستخدمة، إذ يتضح أن البيض في المراحل الثلاث الأخيرة يكون أكثر عرضة للتشوه ويزداد كلما زاد زمن التعريض وتركيز العنصر. لاحظت الدراسة الحالية تشوه في البيض في المراحل المختلفة، كظهور انبعاجات في محتوى البيضة أو سقوط المحتوى الداخلي للبيضة أو خروج اليرقة بشكل غير طبيعي ومشوهه، و قد يعزى ذلك الى أن الملوثات تحث بعض الأحماض مثل Thioctic و Lipoic – □ و O- Iodosobenzoic على العمل بصورة غير طبيعية، كونها المسؤولة عن تكوين أجزاء الجنين (Botton, 2000). تختلف المواد الملوثة بشدة تأثيرها على بيض السرطان حدوة الحصان horseshoe، فقد لاحظ Itow *et al.* (1991) أن التشوه يزداد باختلاف المادة الملوثة. هذا و من الجدير بالملاحظة أن البيض في إناث السرطان *S. boulengeri* يتعرض للمواد الملوثة بصورة مباشرة لعدم قدرة الإناث على رص الغطاء البطني مما يجعل البيض بتماس مباشر مع المحيط الخارجي.

المصادر

السامر، عدنان لفتة (1989). تأثير بعض المعادن الثقيلة و العوامل البيئية على حياة السرطان النهري *Sesarma boulengeri* في شط العرب. رسالة ماجستير مقدمة من جامعة البصرة، كلية التربية.

سلطان، انتصار نعيم (1987) . ديناميكية الجماعة السكانية والإنتاج الثانوي وطبيعة الحفر للسرطان _*Sesarma boulengeri* رسالة ماجستير مقدمة من جامعة البصرة، كلية العلوم.

Allen, D.M. (1984). Population dynamics of mysid shrimp *Mysidopsis bigelowi* M. Tattersall in a temperate estuary. J. Crustacean biology, 4(1): 25-34.

Botton, M.L. (2000). Toxicity of cadimum and mercury to horseshoe crab *Limulus phemus* Embryos and Larvae. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 64: 137-143.

Bowie, G.L., Sanderis, J.G., Riedel, G.F., Gilmour, C.C., Breitbury, D.L., Cutter, G.A. and Porcella, D.B. (1996). Assessing selenium cycling and accumulation in aquatic ecosystems. Water Air, Soil Pollut., 90: 93-104.

Canesi, L., Ciacci, C. and Callo, G. (2000). Hg^{+2} and Cu^{+2} Interference with agoinst-mediated Ca^{+2} signaling in isolated *Mytilus digestive* gland cells. Aquatic Toxico, 49: 1-11.

Coyle, J.J., Buckler, D.R., Ingersoll, G.G., Fairchild, J.F. and May, T.W. (1993). Effect of dietary selenium on the reproductive success of blue gills *Lepomis marochrius*. Envir. Toxicol. Chem., 12: 551-565.

Colborn, T., Vom soal, F.S. and Soto, A.M. (1993). Developmental effect of endocrine distrupting chemicals in wild life and humans. Envir. Health Persp., 101: 378-384.

Davis, J.G., Steffeins, T.J., Engle, T.E., Mallow, K.L. and Cotton, S.E. (2002). Preventing selenium toxicity, Colorado State University Cooperative Extension 11/100 N.6.109.

EPA Report on the peer constitution workshop (1998). Selenium aquatic Toxicity and Bioaccumulation. U.S. P.A. office of water 4304.

Fan, T.W., Lane, A.N., Marten, D. and Higash, R.M. (1998). Synthesis and structure characterization of selenium metabolites. Analyst, 123: 875-884.

Hamilton, S.J. (1999). Hypothesis of historical effects from selenium on endangered fish in the Colorado River basin. Human Ecol. Risk Assess, 5: 1153-1180.

Hamilton, S.J. and Lemly, A.D. (1999). Water- sediment controversy in setting environmental standard for selenium. Ecotox. Envir. Saf., 44: 227-235.

Hermanutz, R.O., Allen, K.N., Roush, T.H. and Hedtes, S.F. (1999). Effect of elevated selenium concentration on bluegills *Lepomis macrochirus* in outdoor experimental stream. Envir. Toxicol. and Chem., 11: 217-224.

Itow, T., Kenmochi, S. and Mochizuki, T. (1991). Induction of secondary embryos by intra- and inter specific grafts of center cell under the blastopore in horseshoe crabs . Develop. Growth Differ.,33: 251- 258.

Itow, T. (1993). Grafting of center cells of horseshoe crab embryos into host embryos at different developmental stages . Zool . Sci., 10: 85-92.

Itow, T., Loveland, R.E., Botton, M.L. (1998 a). Development a bnormalities in horseshoe crab embryos caused by exposure to heavy metals. Arch. Environ. Cont. Toxicol., 28: 33- 40.

Itow, T., Loveland, R.E., Botton, M.L. (1998 b). Heavy metals inhibit limb regeneration in horseshoe crab larvae. Arch. Environ. Cont. Toxicol., 35: 457- 463.

Kennedy, C.J., Donald, L.E., Loveridge, E.R. and Strosher, M.M. (2000). The effects of bioaccumulated selenium on mortan litters and deformities in the eggs, larvae and fry of a wild population of cutter roat rouf *Concorthynchus clarki,* Arch. Envir. Cont. Toxicol., 39 (1): 46-52.

Khan, A.T., Weis, J.S., Saharig, L.E. and Polo, A. (1993). Effect of tributylin on mortality and telson regeneration of grass shrimp *Palaemonetes pugio*. Bull. Envir. Cont. Toxicol., 50: 152-157.

Lee, B.J., Lee, J.S., Luma, S.N., Choi, H.J. and Koh, C.H. (2000 a). Influence of acid volatile sulfide and metal concentration on metal biovailability to marine invertebrates in contaminated sediments. Environ. Sci. Technol., 34: 4517 - 4523.

Lee , B.J, Griscom, S.B., Lee, J.S., Choi, H.J., Lumo and S.N. Fisher, N.S. (2000 b). Influence of dietary up take and reactive sulfides on metal bioavailability from aquatic sediments. Science, 287: 282-284.

Lemly, A.D. (1985). Toxoicology of selenium in fresh water reservoir: Implication for environmental hazard evaluation and safety. Ecotoxicol. Environ. Safety, 10: 314-338.

Lemly, A.D. (1993 a). Metabolic stress during winter increases the toxicity of selenium to fish. Aqua. Toxicol., 27: 133-158.

Lemly, A.D. (1993 b). Guidelines for evaluating selenium data from aquatic monitoring and assessment studies. Envir. Mon. Assess., 28: 83-100.

Lemly, A.D. (1996). A protocol for aquatic hazard assessment of selenium. Ecotoxicol . Environ. Saf., 32: 280- 288.

Lemly, A.D. (1997). Ecosystem recovery following selenium contamination in fresh water reservoir. Ecotoxicol. Environ. Saf., 36 : 275-281.

Linville, R.C., Luoma., S.N., Cutter, L. and Cutter, G.A. (2002). Increase selenium threat as a result of invasion of the bivalve *Potamocorbula amurensis* into the San Francisco Bay Delta Aquatic. Toxicology, 57: 51-64.

Mason, R.P., Laporte, J.M. and Andres, S. (2000). Factors controlling the bioaccumulation of mercury, arsenic, selenium, cadimum by freshwater invertebrates and fish. Arch. Envir. Cont. Toxicol., 38(3):283-297.

Nakamoura, K. (2000). Metabolism of selenio amino acids and contribution of selenium methylation to their toxicity. J. Health Science. 46 (6):418-421.

Peterson, J.A. and Nebeker, A.V. (1992). Estimation of water born selenium concentration that are toxicity thresholds for wildlife. Arch. Envir. Cont. Toxicol., 23: 154-162.

Skorupa, J.P. (1998). Selenium poisoning of fish and wild life in nature: Lessons from twelve real word example in environmental chemistry of selenium, Marcel Dekker NewYork: 315-354.

Taylor, G., Baird, D.J. and Soares, A. (1998). Surface binding of contamination by algae consequences for lethal toxicity and feeding to *Daphina magna* Straus. Envir. Toxicol. Chem., 17: 412-419.

Van Derveer, W.D. and Canton, S.P. (1997). Sediment selenium toxicity thresholds derivation of water quality criteria for fresh water biota of western stream. Envir. Toxicol. Chem., 16: 1260-1268.

Waterman, T.H. (1969). The physiology of crustacea. Academic Press 1:561-589.

Weis, J.S., Mal, A. (1987). Effect of the pesticide diflubenzuron on larval horseshoe crabs *Limulus polyphemus*. Bull. Envir. Contam. Toxicol., 39: 224-228.

Weis, P., Cristini, A. and Rao, K.R. (1992). Effects of pollution on molting and regeneration in crustacean. Amer. Zol., 32: 495-500.

Zhong, L. and Moore, J.N. (1996). Environmental conditions controlling selenium volatilization from a wetland system. Envir. Sci. Tech., 31: 511-517.

Influence of Selenium Element on Regeneration and Fecundity of the Riverine crab *Sesarma boulengeri* Calman

E. N. Sultan1, A. H. Y. AL-Adub2 and N. A. N. Awad3

Department of Fisheries and Marine Resources, College of Agriculture, University of Basrah, 2 Department of Biology, College of Science, University of Basrah, 3 Department of Chemistry, College of Science, University of Basrah

Abstract

The study of the influence of selenium on the regeneration and fecundity of the crab Sesarma boulengeri Calman has been conducted. The results demonstrated: The effect of selenium on the regeneration of walking legs of S. boulengeri Calman. Morphology of the regenerated appendage was different from control specimen. The speed of growth in the regenerated bud was lower than the control and it was depended on the size class of the crab. Regeneration index (R) was higher in the small crabs than in the large ones and in single autotomy than in double autotomy. Fecundity varied, when females exposed to selenium (0.27, 1.35, 2.7 ppm). It showed a decrease with all stages, especially in the first and second stage. The eggs in the last stage suffered more teratogens with exposure time and the concentration of selenium. 3