EVOLUTION TEMPORELLE DE LA REPONSE D'UNE COMMUNAUTE MEIOFAUNISTIQUE CONTAMINEE PAR LA PERMETHRINE (ÉTUDE EN MESOCOSMES)

Badreddine SELLAMI^{1*}, R. AYARI¹, A. KHAZRI² et H. BEYREM²

¹Laboratoire de Biodiversité Marine, INSTM (Centre Tabarka)

²Laboratoire de Biosurveillance de l'Environnement (LBE), Unité d'écologie côtière et d'écotoxicologie marine, Faculté des Sciences de Bizerte, Zarzouna 7021, Tunisie.

*E-mail: sellamibadreddine@G-mail.com

ملخص

المتابعة الزمنية لاستجابة الحيوانات القاعية متوسطة الحجم إثر تعرضها التجريبي لمبيد البيرميترين: تهدف هذه الدراسة إلى المتابعة الزمنية لاستجابة الأنواع المهيمنة للحيوانات القاعية متوسطة الحجم (الديدان الخيطية الحرة البحرية، المجدافيات والحقليات الشوكية) للتلوث بواسطة ثلاثة تركيزات مختلفة من البيرميترين (50 ° 10 ° 20 ° 20 و 25 يوما). أظهر معدل الكثافة لدى جميع أنواع الديدان تقييم تأثير المبيد وفقا لمدة التعرض بعد خمس أوقات (5، 10 ، 15 ° 20 و 25 يوما). أظهر معدل الكثافة لدى جميع أنواع الديدان الخيطية البحرية ارتفاعا تبعا لزيادة التركيز و لمدة التعرض. على عكس ذلك، انخفض معدل كثافة المجدافيات من الفترة الزمنية الأولى (5 أيام) بالتوازي مع ارتفاع نسبة البيرميترين و فترة التعرض. تم القضاء كليا على هذا النوع بعد 25 يوما بواسطة التركيز و 20 وبعد 15 يوما فقط بواسطة التركيزات 20 و بعد 15 يوما بواسطة التركيز المقارنة مع الشواهد ،حيث تراجع معدل كثافتها بعد 10 يوما بنسبة 36.66٪ بواسطة التركيز 20 وبنسبة 43.85٪ بواسطة التركيز 20 وبنسبة 43.85٪ بواسطة التركيز 23 وترز هذه الاستجابة التفاضلية للأصناف الثلاثة إثر تعرضها للتلوث بمبيد البيرميترين أهميتها في فهم تفاعلها وفقا لمدة التعرض ولتركيزهذه المادة.

الكلمات المفاتيح: البيرميترين، الديدان الخيطية الحرة، المجدافيات، الحقليات الشوكية، بحيرة بنزرت.

RÉSUMÉ

Un suivi temporel de la réponse des taxons méiofaunistiques dominants (nématodes libres marins, copépodes et annélides polychètes) à une contamination par trois concentrations différentes de perméthrine (C1 = 50 µg.l⁻¹, C2 = 100 µg.l⁻¹et C3 = 150 µg.l⁻¹) a été réalisé en mésocosmes. L'effet du pesticide a été évalué en fonction de la durée d'exposition (5, 10, 15, 20 et 25 jours). La densité moyenne des nématodes libres marins a montré un accroissement enregistré pour tous les mésocosmes contaminés en fonction de la concentration et du temps d'exposition. Au contraire, l'effectif des copépodes a chuté à partir de 5 jours de contamination et décru parallèlement à l'enrichissement en perméthrine et au temps d'exposition. Ainsi, ce taxon a été complètement éliminé des mésocosmes après 25 jours pour la concentration C2 et après seulement 15 jours pour la concentration C3. La densité des polychètes a aussi chuté dans les mésocosmes traités par les concentrations C2 et C3. Comparativement aux témoins, la densité moyenne des polychètes a chuté après 10 jours, de 36,66% pour ceux contaminés avec C2 et de 43,85% pour ceux traités avec C3. Une élimination complète des polychètes a été observée après 15 jours d'exposition à la concentration C3 et une réduction de 51% a été enregistrée à la concentration C2 par rapport aux témoins. La réponse différentielle des trois taxa méiobenthiques, en fonction du temps et de la concentration, souligne leur importance dans la compréhension des profils d'évolution de leurs réactions face à la contamination par la perméthrine.

Mots clés: Mésocosmes, Perméthrine, méiofaune, Nématodes libres, Polychètes, Copépodes, Lagune de Bizerte

ABSTRACT

Temporal evolution response of meiofaunal taxa exposed to permethrin in mesocosms: The effects of three sublethal concentrations of permethrin (50, 100 and 150 $\mu g.l^{-1}$) on the dominant meiofaunal taxa (free-living nematodes, copepods and polychaetes) were determined during 25 days. The effects were also assessed following 5 time sections (5, 10, 15, 20 and 25 days) to describe the temporal evolution response of meiofaunal taxa. The average density of nematodes exposed to all permethrin concentrations exceeded significantly those in the controls and showed a significant fluctuation time and concentrations dependent. The average density of copepods decreased since 5 days and remained related to concentrations. This taxon was completely eliminated after 25 days from the treated mesocosms by C2 (100 $\mu g.l^{-1}$) and only after 15 days in microcosms treated by C3 (150 $\mu g.l^{-1}$). The average density of the polychaetes was reduced after 10 days by about 36.66 % in mesocosms

treated with C2 and by 43.85 % for those treated with C3. A complete elimination of polychaetes was observed after 15 days of exposure in the C3 treated mesocosms as well as a reduction of 51% for the C2 treated microcosms. The meiobenthic communities' response related to time and contaminant proportion is useful to follow the evolution profiles of their reaction to permethrin contamination.

Key words: Mesocosm, Permethrin, free-living marine nematode, copepods, polychaetes, Lagoon of Bizerte

INTRODUCTION

Plusieurs milieux lagunaires sont actuellement des réceptacles privilégiés des rejets domestiques et industriels contenant divers contaminants chimiques dont les pesticides. L'utilisation de ces derniers en agriculture date de l'antiquité et leur développement a suivi celui de la chimie minérale (Kovatch et al., 1991). En Tunisie, plus de 4000 tonnes/an de pesticides sont importées renfermant plus de 725 produits phytosanitaires, dont 259 insecticides et 312 fongicides (Rapport PAN-Africa, 2006). Les pyréthrinoïdes sont très utilisés au nord de la Tunisie pour contrôler les moustiques (Daaboub et al., 2008). La perméthrine, sous forme d'un solide cristallin, inodore et incolore, ou d'un liquide visqueux blanc à jaune pâle (Tomlin, 1997), se caractérise par sa faible solubilité aqueuse (0,006 mg.l-1), favorisant sa présence dans les sédiments aquatiques. En effet, la perméthrine atteint les plans d'eaux après drainage des terrains agricoles et se précipite pour atteindre les sédiments en s'adsorbant sur les particules solides en suspension et la matière organique dissoute (Lee et al., 2004); ce qui favorise son accumulation le long de la chaîne alimentaire (Allan et al., 2005). Les données biocénotiques relatives à l'impact de la perméthrine sont limitées voir absentes. On sait déjà que sa présence dans certains milieux aquatiques a un impact majeur sur les communautés d'invertébrés (Kreutzweiser & Sibley, 1991). Les symptômes des intoxications comprennent l'agitation, l'incoordination, l'hyperactivité, la prostration et la paralysie (Gammon et al., 1981).

L'évaluation du risque environnemental engendré par pesticides fait des études les intervenir écotoxicologiques, des analyses physico-chimiques et des études biologiques permettant de décrire l'effet des contaminations sur l'état de la biocénose (Lagadic et al., 1997). Ces dernières années, plusieurs travaux ont été consacrés à l'évaluation de l'état de contamination chimique de la lagune de Bizerte par des éléments potentiellement toxiques comme les métaux lourds (Yoshida et al., 2004). Cependant, l'impact des pesticides n'a pas été encore envisagé. De plus, parmi les études consacrées aux effets des contaminants sur les communautés méiobenthiques (Warwick et al., 1988; Beyrem et Aissa, 2000; Burton et al., 2001; Mahmoudi et al., 2003, 2005), aucune d'entre elles n'a abordé l'évolution temporelle de leurs réactions face à la contamination. Le présent

travail se propose de fournir les premières données sur l'impact d'un enrichissement expérimental en perméthrine sur une communauté méiofaunistique en fonction du temps et de la concentration.

MATERIEL ET METHODES

Site et stratégie d'échantillonnage

Des échantillons de sédiment ont été prélevés de la lagune de Bizerte au nord de la Tunisie (figure.1). Cette dernière communique avec la Mer par le canal de Bizerte du côté nord et avec le lac Ichkeul, à l'ouest, par l'oued Tinja.

La lagune de Bizerte, sujette à une pression anthropique non négligeable suite à une activité conchylicole importante ainsi que la pêche et les rejets des activités humaines. En 2004, la population humaine autour du plan d'eau est estimée à 163000 habitants dont 70% environ habitent la ville de Bizerte (Afli et al., 2008). Pour augmenter le rendement agricole et satisfaire les besoins alimentaires de cette population l'utilisation des pesticides se trouve accentué. En traversant des terrains agricoles, les oueds Tinja, Mrezig, Garek, Ben Hassine et Gueniche, drainent une fraction importante des pesticides vers la lagune et notamment les pyréthrinoïdes (Daaboub et al., 2008; Dellali et al., 2001; Hlaili et al., 2003) qui constituent une éventuelle menace sur les écosystèmes aquatiques. En août 2009, un échantillonnage du sédiment a été effectué à l'est de la lagune de Bizerte, zone normalement épargnée des activités agricoles. Une seule station (37°13′16.05″ N, 9°56′ 04.58″ E) (figure 1) est concernée à raison de 60 coups de carottiers en plexiglass (10 cm² de section et de 20 cm de hauteur). Au laboratoire, les échantillons de sédiment ont été placés dans des aquariums contenant de l'eau lagunaire à raison de 2 l/Kg. Avant de pratiquer la contamination, les mésocosmes ont été acclimatés pendant 4 jours (Température = 19 °C ± 2 °C, salinité = 36 ± 1 PSU, photopériode de 12 h). Ils peuvent simuler les conditions naturelles s'ils sont exposés à des polluants comme les pesticides (Relyea et al., 2005; Rohr et al., 2006). Ainsi ces mésocosmes

permettent aussi de suivre la réponse des organismes

et de visualiser les effets d'expositions des

communautés faunistiques aux différents types de

substances anthropogènes (Hickey & Golding, 2002;

Culp et al., 2003; Van den Brink, 2006).

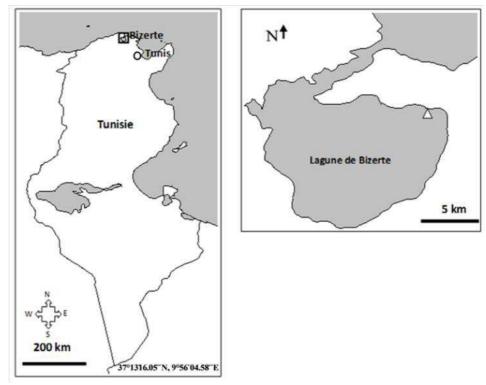


Figure 1 : Station de prélèvement de sédiments dans la lagune de Bizerte en août 2009.

Contamination par la perméthrine

Le sédiment naturel, contenu dans les 60 mésocosmes témoins et traités, abrite les communautés méiofaunistiques. Pour chaque type de mésocosme, trois replicats ont été considérés. Cinq tranches horaires ont été choisies pour évaluer l'effet de la durée d'exposition à la perméthrine (5, 10, 15, 20 et 25 jours). L'effet de la concentration a été déterminé en testant trois concentrations différentes de perméthrine ; $C1 = 50 \mu g.l^{-1}$, $C2 = 100 \mu g.l^{-1}$ et $C3 = 150 \mu g.l^{-1}$).

En absence de consensus actuel sur des valeurs seuils ou des normes de qualité environnementale pour cette molécule, le choix des concentrations a été établi en considérant les données écotoxicologiques de ce contaminant et notamment celles concernant les CL50 de toxicité aigue chez plusieurs invertébrés reportées dans la littérature (Stratton & Corke., 1982; Sánchez-Fortún & Barahona, 2005).

Prélèvement des échantillons à partir des mésocosmes

Après chaque tranche horaire, deux carottiers de sédiment ont été prélevés de chaque replicat pour chaque type de mésocosme. Le sédiment prélevé est d'abord passé à travers un tamis de 1 mm, permettant d'éliminer les grosses particules sédimentaires et les débris végétaux.

L'extraction du méiobenthos est réalisée en utilisant la technique de lévigation-tamisage adoptée par Vitiello & Dinet (1979) suivit par la conservation des refus du tamis de 40 µm dans du formol 5% neutralisé à l'hexaméthylène tétramine.

Le refus de chaque tamis est conservé au formol 5 % en ajoutant quelques gouttes de rose bengale, un colorant vital sélective qui colore en rose la matière organique vivante fixée par le formol (Guo *et al.*, 2001). Les organismes méiobenthiques colorés sont dénombrés sous loupe binoculaire en utilisant une cuve de Dollfuss.

La réponse communautaire à la contamination par la perméthrine a été évaluée en fonction de la durée d'exposition (5, 10, 15, 20 et 25 jours) et de la concentration du contaminant dans les mésocosmes.

Analyse statistique

Le test ANOVA d'ordre 1 est utilisé après vérification de l'homogénéité des variances pour mettre en évidence d'éventuelles différences significatives globales entre les densités moyennes des mésocosmes traités et témoins.

Le test de la différence significative de Tukey (HSD) a été utilisé dans la présente étude pour des comparaisons multiples entre les différentes situations mésocosmiques.

RESULTATS

Evolution temporelle de la réponse communautaire du méiobenthos

L'évolution au cours du temps des données quantitatives de la méiofaune totale, des nématodes libres, des copépodes et des polychètes a été suivie après 5 tranches horaires (5j, 10j, 15j, 20j et 25 jours).

Evolution de la densité de la méiofaune totale

Pour les mésocosmes témoins, la densité méiofaunistique moyenne enregistrée durant la période d'expérimentation (25 jours) a été de 163,66 ± 27,13 individus/mésocosme témoin. Au cours de cette même période, la densité moyenne n'a pas évolué significativement dans les mésocosmes témoins (figure 2). Aucune différence significative n'a été enregistrée à p < 0,05 entre les témoins pour

les différentes tranches horaires. Ainsi, les conditions expérimentales adoptées n'ont pas significativement participé à la modification des données quantitatives de la méiofaune.

Comparés aux témoins, les densités méiofaunistiques totales n'ont pas montré une différence significative à p < 0,05 dans les mésocosmes traités par les différentes concentrations de perméthrine durant les 25 jours d'expérimentation (figure 2). La densité moyenne globale de la méiofaune totale enregistrée dans ces conditions a été de $182,06 \pm 31,50$ individus/mésocosme traité.

Cependant, l'absence de différences significatives entre les densités méiofaunistiques totales des mésocosmes témoins et traités par la perméthrine peut masquer des réponses différentielles des divers taxa méiobenthiques. Ainsi, un suivi de l'évolution des effectifs des groupes méiofaunistiques présents sera envisagé notamment pour les taxons majoritaires.

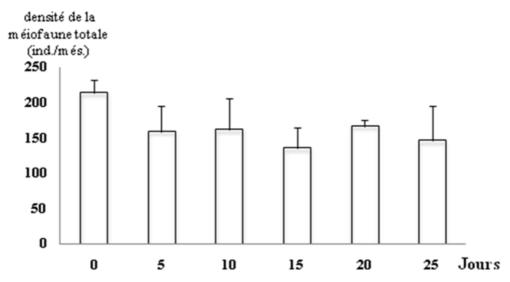


Figure. 2. Evolution temporelle de la densité moyenne de la méiofaune totale dans les mésocosmes témoins.

Evolution de la densité des nématodes libres marins

Un accroissement de la densité des nématodes libres marins a été souvent enregistré en fonction du temps pour les mésocosmes traités (figure 3). Cependant cet accroissement de la densité dépendant de la durée d'exposition n'apparait significatif pour les mésocosmes traités avec les concentrations C1 (50 µg/l) et C2 (100 µg/l) qu'après 25 jours d'exposition.

Cependant les densités nématologiques des mésocosmes traités par C3 ont été significativement différentes (p < 0.05) des témoins après 5 jours de contamination. L'évolution de la réponse des nématodes libres avec la durée d'exposition à la perméthrine dépend donc de la concentration de ce contaminant. Ainsi, le seuil d'induction de la réponse nématologique qui dépasse les 20 jours avec C1 et C2, considérées comme faibles, limité à 5 jours au maximum pour la concentration C3.

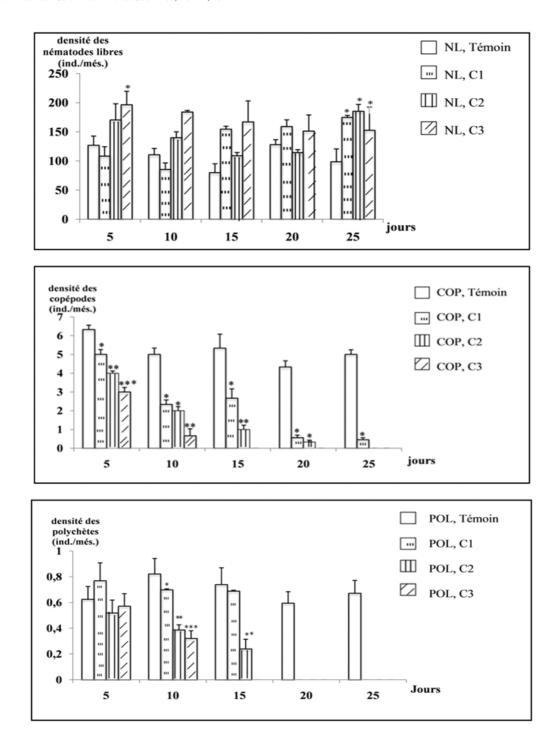


Figure. 3. Evolution temporelle de la densité moyenne des nématodes libres (NL), copépodes (COP) et polychètes (POL) dans les mésocosmes témoins (Témoin) et traités par les trois concentrations de perméthrine (C1 = $50 \mu g.I^{-1}$, C2 = $100 \mu g.I^{-1}$ et C3 = $150 \mu g.I^{-1}$). La différence significative (p < 0, 05) a été déterminée par ANOVA1 suivi du test HSD de Tukey.

Évolution de la densité des copépodes

Une chute de la densité des copépodes a été enregistrée à partir de 5 jours d'exposition dans tous les mésocosmes traités parallèlement à l'accroissement de la concentration du contaminant (figure 3). Ainsi, l'effectif des copépodes est maximal dans les mésocosmes témoins quelle que soit la tranche horaire considérée et diminue

significativement (p < 0,05) au niveau des mésocosmes traités en fonction de la durée d'exposition. En effet, la densité des copépodes a quantitativement chuté au niveau des mésocosmes traités par C3 de 35,69% par rapport aux témoins après 5 jours d'exposition, puis de 76,67% après 10 jours pour être complètement éliminés après 15 jours de traitement. Pour les mésocosmes traités avec C2, la densité a montré une diminution progressive par

rapport aux témoins, d'abord de 22,55% après 5 jours d'exposition puis de 42,83% après 10 jours pour atteindre un maximum de 85,83% après 20 jours de traitement.

Évolution de la densité des polychètes

La réponse des polychètes à la contamination par la perméthrine a été aussi temps-dépendante (figure 3). Ainsi, leurs effectifs ne semblent pas touchés dans tous les mésocosmes contaminés après seulement 5 jours d'exposition. C'est à partir de dix jours qu'ils ont été significativement réduits dans les mésocosmes traités par les concentrations C2 et C3 de perméthrine. Une chute des effectifs de 36,66% pour les mésocosmes traités avec C2 et de 43,85% pour ceux traités avec C3 a été enregistrée après 10 jours d'exposition par rapport aux témoins.

La situation devient encore plus drastique pour les polychètes après 15 jours d'exposition avec une chute de 51% par rapport aux témoins pour les mésocosmes traités avec C2 et une élimination complète pour ceux traités à la concentration C3. Ce taxon a été totalement éliminé de tous les aquariums traités après 20 jours de contamination.

Effet de la concentration sur la réponse communautaire de la méiofaune Densité des nématodes libres marins

Les effectifs moyens des nématodes libres ont montré évolution temporelle dépendante de concentration du contaminant (figure 4). En effet, comparés aux mésocosmes témoins, ceux traités avec les deux concentrations C1 et C2 de perméthrine n'ont révélé aucune différence significative à p< 0,05 concernant la densité de la nématofaune. Cependant, la forte concentration C3 a modifié significativement les effectifs nématologiques, traduisant une réponse rapide déclenchée dès la première tranche horaire 5 jours (A) et mettent en évidence la limite de tolérance de ce taxon à la contamination par la perméthrine. La densité des nématodes libres a ensuite augmenté pour cette même concentration respectivement de 21,44% et de 25,33% après 5 et 10 jours d'exposition. Ce résultat est probablement lié à la prolifération d'espèces opportunistes résistantes à la contamination profitant de l'espace et des ressources trophiques suite à l'élimination des espèces plus sensibles.

Le test HSD a révélé une différence significative entre les mésocosmes traités avec les deux concentrations C1 et C3 par rapport aux témoins et ceci à partir de 15 jours de contamination (figure 4C) ce qui souligne l'importance de la durée d'exposition dans l'évolution de la sensibilité de certaines espèces nématologiques.

Cependant, à la fin de la période d'expérimentation (25 jours d'exposition), l'effet du degré de contamination par la perméthrine sur la densité des nématodes libres devient évident pour l'ensemble des mésocosmes. Ce résultat, qui met en évidence la persistance de la perméthrine dans les mésocosmes traités durant la période d'expérimentation, témoigne de l'évolution temporelle de la sensibilité des espèces à ce polluant et à sa capacité de modifier la structure des communautés nématologiques.

Densité des copépodes

A partir de 5 jours d'expérimentation, une diminution significative de la densité copépodologique a été enregistrée, par rapport aux témoins, d'une manière concentration-dépendante (figure 5A). La chute des effectifs apparait avec la faible concentration C1, traduisant la grande sensibilité de ce taxon vis-à-vis de la contamination par la perméthrine. Cette réduction de la densité des copépodes de 12% témoigne que le seuil d'induction de la réponse de ce taxon est inférieur à 50 µg de perméthrine /l. Pour les mésocosmes traités avec C2, la densité a chuté de 22,55% alors que pour C3 la réduction des effectifs par rapport aux témoins a été de 35,69%.

Après 10 jours d'exposition, les densités des copépodes continuent à chuter en fonction de la concentration. Ainsi, une réduction des effectifs de 46, de 52% et de 81,11% ont été respectivement enregistré pour C1, C2 et C3 par rapport aux témoins. A partir de 15 jours, deux constatations ont confirmé la sensibilité accrue des copépodes à la contamination par la perméthrine :

- La première concerne les deux tranches horaires 15 et 20 jours caractérisées, d'une part, par une nette diminution des effectifs des copépodes avec C1 et C2 et, d'autre part, par la disparition totale de ce taxon avec C3.
- La deuxième concerne la dernière tranche horaire (25 jours), impliquant une diminution des effectifs des copépodes pour C1 (86,72 %), par rapport aux témoins et leur disparition totale des mésocosmes traités avec C2 et C3.

L'ensemble de ces constatations confirment que la réponse du peuplement copépodologique à la contamination par la perméthrine est concentration-dépendante. Cette réponse rapide est traduite à partir de 5 jours d'exposition pour les trois concentrations utilisées. Les résultats relatifs à la concentration C1 montrent que la perméthrine a persisté dans les mésocosmes durant les 25 jours d'expérimentation et que la sensibilité des copépodes a été aussi temps-dépendante puisque les effectifs ont été chuté, par rapport aux témoins, de 12 % après 5 jours et de 86,72% après 25 jours d'exposition.

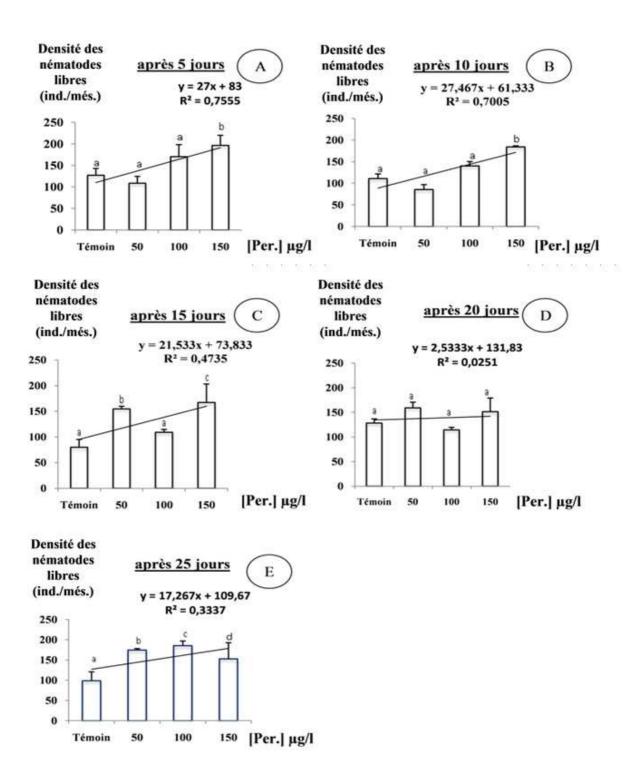


Figure 4. Mise en évidence de l'effet concentration et de l'effet temps de la contamination par la perméthrine sur la densité moyenne des nématodes libres marins. [Per.] : Concentration de perméthrine. La différence significative a été déterminée par ANOVA1 suivi du test HSD de Tukey. La différence entre les densités attribuées avec les mêmes lettres n'étaient pas significatives et les densités avec différentes lettres étaient significativement différentes à p < 0,05.

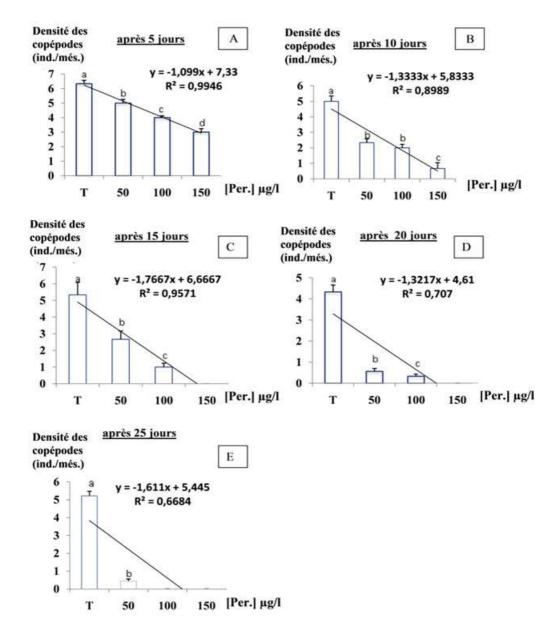


Figure 5. Mise en évidence de l'effet concentration et de l'effet temps de la contamination par la perméthrine sur la densité moyenne des copépodes. [Per.] : Concentration de perméthrine. La différence significative a été déterminée par ANOVA1 suivi du test HSD de Tukey ; La différence entre les densités attribuées avec les mêmes lettres n'étaient pas significatives et les densités avec différentes lettres étaient significativement différentes à p < 0.05.

Densité des polychètes

densité des polychètes n'a été pas significativement affectée aprés cinq jours de contamination par les trois concentrations de perméthrine (figure 6). Cependant, à partir de 10 jours d'exposition, un gradient décroissant des densités a été enregistré en fonction de la concentration. Ainsi, les effectifs ont chuté de 8%, 36% et 44% respectivement pour C1, C2 et C3 par rapport aux témoins (figure 6). Une disparition totale des polychètes a été enregistrée dans les mésocosmes

traités avec la forte concentration (C3) après seulement 15 jours d'exposition.

A partir de 20 jours, les polychètes disparaissent complètement dans tous les mésocosmes traités, suite à une contamination prolongée par la perméthrine. Ainsi, la réponse concentration-dépendante des polychètes face à la contamination par la perméthrine durant les premiers 15 jours d'exposition est aussi temps-dépendante se traduisant par la disparition complète des polychètes après 20 jours d'exposition.

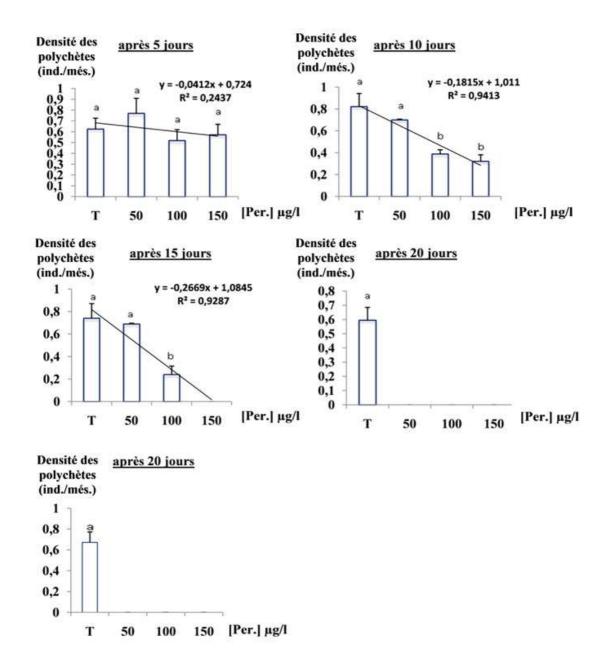


Figure.6. Mise en évidence de l'effet concentration et de l'effet temps de la contamination par la perméthrine su la densité moyenne des polychètes. [Per.] : Concentration de perméthrine. La différence significative a été déterminée par ANOVA1 suivi du test HSD de Tukey ; La différence entre les densités attribuées avec les mêmes lettres n'étaient pas significatives et les densités avec différentes lettres étaient significativement différentes à p < 0.05.

DISCUSSION

La perméthrine est un insecticide fortement toxique pour les organismes aquatiques (Thurston *et al.*, 1985; Sappington *et al.*, 2001; Sánchez-Fortún et Barahona, 2005). Son introduction dans les milieux aquatiques s'accompagne souvent d'impacts majeurs sur les communautés d'invertébrés qui se manifestent par des malformations et des perturbations sur le plan quantitatif (Kreutzweiser et Sibley, 1991; Werner et Hilgert, 1992).

Nos résultats relatifs à la contamination expérimentée par la perméthrine montrent que cette dernière est responsable de la modification de la structure des peuplements méiofaunistiques. Les trois taxons considérés ont été différemment touchés par les concentrations testées et la réponse des communautés vis-à-vis de la contamination a été temps et concentration-dépendante. La fluctuation des densités des taxons méiofaunistiques majoritaires a été très variable sur le plan temporel avec une réponse qui

diffère d'un taxon à l'autre selon la concentration ajoutée.

La perméthrine stimule une réponse communautaire même après un court délai d'exposition. En effet, l'évolution progressive des effectifs, enregistrée au cours de l'intervalle 5-25 jours, montre que cet insecticide modifie l'état du peuplement à partir de 5 jours et qu'il a persisté dans le substrat des mésocosmes traités le long de la période d'étude.

Les nématodes libres marins, qui constituent le premier taxon majoritaire du méiobenthos, ont été quantitativement peu touchés par les différentes perméthrine. concentrations de Cependant, l'évolution de leurs effectifs a été paradoxalement caractérisée par un léger accroissement en fonction du temps peu visible après 25 jours d'exposition pour les concentrations C1 et C2 mais qui s'observe précocement (5 jours après la contamination) pour la concentration C3. Ce résultat met en évidence non seulement la réponse quantitative des communautés nématologiques à la contamination par la perméthrine mais aussi l'évolution du seuil d'induction de cette réponse en fonction du temps d'exposition. L'accroissement de la densité de ce taxon semble lié à la prolifération de certaines espèces résistantes profitant de l'atténuation de la compétition interspécifique après l'élimination d'autres espèces plus sensibles. La densité des copépodes et des polychètes a subi, au contraire, une réduction significative en fonction du temps et parallèlement à l'enrichissement sédimentaire en perméthrine. En effet, la réponse quantitative de ces deux taxons montre, dès les premières tranches horaires (10 et 15 jours), un gradient de sensibilité croissant en fonction de la concentration.

La réponse de ces deux taxons même avec la faible concentration C1 met en évidence un seuil de sensibilité à la perméthrine inférieur à 50 µg/l. Leur élimination après 25 jours d'exposition est en accord avec les résultats signalés par Alsterberg *et al.* (2007) qui ont montré que les copépodes et les polychètes sont les deux taxons méiofaunistiques les plus sensibles à la contamination chimique. De même Lee *et al.* (2004) ont souligné la haute sensibilité des copépodes harpacticoïdes vis-à-vis de la pollution organique.

La réponse différentielle des communautés méiofaunistique semble indiquer que certains taxons ou espèces plus résistants sont capables de métaboliser la perméthrine accumulé afin de s'adapter à cette perturbation de nature chimique. Elle peut être expliquée aussi la persistance de la perméthrine au niveau du sédiment (Lee et al., 2004; Liu et al., 2004). En effet, son adsorption sur la matière organique dissoute et les particules sédimentaires, peut mettre certains méiofaunistiques à l'abri. Les détritivores, les déposivores de surface et les déposivores de subsurfaces, se nourrissent respectivement des particules végétales fines, de la matière organique adsorbée sur le sédiment et du sédiment, sont les plus concernés par la contamination par la perméthrine. Cependant, la persistance de perméthrine dans le sédiment des mésocosmes traités modifie le seuil de tolérance des taxons et explique leur réponse temps-dépendante vis-à-vis de la contamination. Ceci confirme que l'adsorption de la perméthrine sur les particules fines, les cellules algales et les films biologiques bactériens des sédiments peut accroître, à travers les réseaux trophiques, sa biodisponibilité chez les autres invertébrés aquatiques (Allan *et al.*, 2005).

CONCLUSION

Quantitativement, les peuplements méiofaunistiques ont été différemment touchés par la contamination de l'eau avec par la perméthrine. Cette altération se répercute sur la modification de leurs densités moyennes. Ainsi, l'évolution, en fonction du temps, des effectifs moyens des nématodes libres, des copépodes et des polychètes a souligné un gradient croissant de sensibilité à la contamination par la perméthrine.

Les densités des nématodes libres marins qui ont montré un accroissement parallèle à l'enrichissement des sédiments en perméthrine traduit bien évidement, le seuil de leur sensibilité qui parait inferieur à 50µg.l-1. Cet accroissement peut nous renseigner sur l'aspect qualitatif de la réponse où certaines espèces opportunistes tolérant les conditions expérimentales des aquariums traités, peuvent profiter de l'espace et de l'abondance des particules alimentaires suite à l'atténuation de la compétition interspécifique, pour se proliférer au profit des espèces plus sensibles.

Ainsi la réponse communautaire à la contamination par la perméthrine apparait rapidement dés la première tranche horaire et suit un profil croissant de sensibilité en fonction de la concentration et du temps d'expérimentation.

L'élimination des copépodes et des polychètes des aquariums traités, également souligne leurs hautes sensibilités, après une courte période de la contamination par la perméthrine. Nos résultats soulignent la fiabilité de l'utilisation des taxons méiofaunistiques et notamment des nématodes libres comme bioindicateurs de contamination par les pesticides et en particulier la perméthrine.

BIBLIOGRAPHIE

Afli, A., Ayari, R. et Zaabi, S., 2008. - Ecological quality of some Tunisian coast and lagoon locations, by using benthic community parameters and biotic indices. Estuarine *Coastal Shelf Science* 80: 296-280.

Allan, I.J., House, W.A., Parker, A. et Carter J.E. 2005. -Diffusion of the synthetic pyrethroid

- permethrin into bed-sediments. *Env. Sci. Tech.* 39: 523-530.
- Alsterberg, C., Larson, F. et Sundbäck, K., 2007. Direct and indirect effects of an antifouling biocide on benthic microalgae and meiofauna. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 351:56-72.
- Beyrem, H. & Aissa, P. 2000. Les nématodes libres, organismes-sentinelles de l'évolution des concentrations d'hydrocarbures dans la baie de Bizerte (Tunisie). *Cahier de Biologie Marine* 41: 329-342.
- Burton, S.M., Rundlf, S.D. et Jones M.B. 2001. -The relationship between trace metal contamination and stream meiofauna. *Environmental Pollut*ion 111: 159-167.
- Culp, J.M., Cash, K.J., Glozier, N.E. & Brua, R.B. 2003. - Effects of pulp mill effluent on benthic assemblages in mesocosms along the Saint John River, Canada. *Environmental Toxicology* and Chemistry 22: 2916-2925.
- Daaboub, J., Ben Cheikh, R., Lamari, A., Ben Jha, I., Feriani, M., Boubaker, C. H. et Ben Cheikh, H., 2008. Resistance to pyrethroid insecticides in Culex pipiens pipiens (Diptera: Culicidae) from Tunisia. *Acta Tropica*. 107: 30-36.
- Dellali, M., Gnassia, B.M., Romeo, M., et Aïssa, P. 2001. The use of acetylcholinesterase activity in Ruditapes decussatus and Mytilus galloprovincialis in the biomonitoring of Bizerta lagoon. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C* 130: 227-235.
- Gammon, D.W., Lawrence, L.J. et Casida, J.E. 1981.
 Two classes of pyrethroid action in the cockroach. *Pesticide Biochemistry and Physiology* 15:181-191.
- Guo, Y., Smerfield, J.P., Warwick, R.M. et Zhang, Z. 2001. Large-scale patterns in the community structure and biodiversity of free-living nematodes in the Bohai Sea, China. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 755-763.
- Hickey, C.W. et Golding, L.A. 2002. Response of macroinvertebrates to copper and zinc in a stream mesocosm. *Environmental Toxicology and Chem*istry 21: 1854-1863.
- Hlaili, A., Chikhaoui, M.A., El Grami, B. et Hadj Mabrouk, H. 2003. -Variation hiverno-éstivale de la communauté phytoplanctonique de la lagune de Bizerte en milieux naturel et fertilisé en nutriments. Revue de la Faculté des Sciences de Bizerte, Tunisia, 2:37-49.
- Kovach, I.C., Petzold, D. et Tette J. 1991. A method to measure the environmental impact of pesticides. *NY Food Life Sci. Bull.* 13: 124-139.
- Kreutzweiser, D.P. et Sibley, P.K. 1991. Invertebrate drift in a headwater stream treated

- with permethrin. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 20 : 330-336.
- Lagadic, L., Caquet, F., Amiard, J.C. et Ramade, F. 1997. Biomarqueurs en écotoxicologie, aspect fondamentaux. Masson, Paris 479 p.
- Lee, S., Gan, J., Kim, J.S., Kabashima, J.N. et Crowley, D. 2004. - Microbial transformation of pyrethroid insecticides in aqueous and sediment phases. *Environmental Toxicology* and Chemistry 23: 1-6.
- Liu, W., Gan J.J. Lee, S. et Kabashima, J. 2004. Phase distribution of synthetic pyrethroids in runoff and stream water. *Environmental Toxicology and Chem*istry 23:7-11.
- Mahmoudi, E., Beyrem H. et Aïssa. 2003. Les peuplements de nématodes libres, indicateurs du degré d'anthropisation des milieux lagunaires : cas de la lagune de Bou Ghrara (Tunisie). *Vie et milieu*. 53 : 47-59.
- Mahmoudi, E., Essid, N., Beyrem, H., Hedfi, A., Boufahja, F., Vitello, P. et Aïssa, P. 2005. -Effects of hydrocarbon contamination on freeliving marine nematode community Result from Microcosm Experiments. *Marine Pollution Bulletin*. 50: 1197-1204.
- Rapport Pan-Africa: Pesticide Action Network Africa, 2006. Identification des auteurs impliqués dans la gestion des pesticides en Tunisie. Rapport n°11/ASP: 37p.
- Relyea, R.A., Schoeppner, N.M. et Hoverman, J.T. 2005. Pesticides and amphibians: the importance of community context. *Journal of Applied Ecology* 15: 1125-1134.
- Rohr, J.R., Kerby, J.L. et Sih, A. 2006. Community ecology as a framework for predicting contaminant effects. *Trends in Ecology & Evolution*. 21: 606-613.
- Sanchez –Fortun, S. et Barahona, M.V. 2005. Comparative study on the environmental risk induced by several pyrethroids in estuarine and freshwater invertebrate organisms. *Chemosphere*. 59: 553-559.
- Stratton, G.W. et Corke, C.T. 1982. Toxicity of the insecticide permethrin and some degradation products towards algae and cyanobacteria. *Environmental Pollution* 29: 71-80.
- Thurston, R.V., Gilfloil, T.A., Meyn, E.L., Azjdel, R.K., Aoki, T.I. et Veith G.D. 1985. Comparative toxicity of ten organic chemicals to ten common aquatic species. *Water Research* 19: 1145-1155.
- Tomlin, C.D.S. 1997. The Pesticide Manual, a World Compendium, 11e éd. The British Crop Protection Council, Farnham, Surrey, UK, 1606 p.
- Van Den BRINK, P.J. 2006. Response to recent criticism on aquatic semifield experiments: opportunities for new developments in ecological risk assessment of pesticides.

- Integrated environmental assessment and management 2: 202-203.
- Vitiello, P. et Dinet, A. 1979. Définition et échantillonnage du méiobenthos. *Rapp. P.V. Comm. int. Explr. Scient. Mer Méd.* 25 / 26 : 279 283.
- Viver, M.H. 1978. Influence d'un déversement industriel profound sur la nématofaune (CAVON DE CASSIDAIGNE, MEDITERRANEE) 8, 4.
- Warwick, R.M., Carr, M.R., Clarke, K. R., Gee, J.M. et Green, R.H. 1988. A mesocosm experiment on the effects of hydrocarbon and copper pollution on a sublittoral soft-sediment meiobenthic community. *Marine Ecology Progress Series*. 46: 181-191.
- Werner, R.A., et Hilgert, J.W. 1992. Effects of permethrin on aquatic organisms in a freshwater stream in South-Central Alaska. *Journal of Economic Entomology* 85: 860-864.
- Yoshida, M., Hamdi, H., Abdulnasser, I. et Jedidi, N. 2004. Contamination of potentially toxic elements (PETs) in Bizerte lagoon bottom sediments, surface sediment and sediment repository. In: Ghrabi A., Yoshida M. (eds) Study on Environmental pollution of Bizerte lagoon. INRST_JICA Publishers, 139 pp.