

## Réponse des nématodes libres à la qualité des eaux et des sédiments de la lagune de Ghar El Melh (Tunisie) en été 1999

Ezzeddine MAHMOUDI, Hamouda BEYREM et Patricia AÏSSA

*Laboratoire de Biosurveillance de l'Environnement, Faculté des Sciences de Bizerte\*,  
Zarzouna 7021 Bizerte, Tunisie.*

\* Fax : 216 72 590 566. E-Mail : Hamouda.Beyrem@fsb.rnu.tn ; Patricia Aissa@fsb.rnu.tn

**Résumé** : La lagune de Ghar El Melh (Tunisie septentrionale) connaît depuis 1994, notamment en été, une réduction alarmante de ses ressources halieutiques. Dans le but d'étudier la réponse des nématodes libres à la qualité de l'eau et du sédiment de cette lagune, dix stations ont été échantillonnées. D'après cette étude, la salinité, la teneur de l'eau en oxygène dissous et celle des sédiments en ions ammonium sont les facteurs abiotiques les plus limitants pour les densités, les biomasses et les indices de diversité spécifique de la nématofaune.

**Abstract** : *Response of free-living nematodes to the quality of waters and sediments at Ghar El Melh lagoon (Tunisia) during summer 1999.* The Ghar El Melh lagoon, a stretch of water in the Northern Tunisia, knows since 1994, notably in summer, an alarming reduction of its fisheries resources. In order to study the response of free-living nematodes to water and sediment quality of this area, ten stations have been sampled. According to this study, the salinity and dissolved oxygen of waters and the ammonia contents of sediments were key factors for densities, biomasses and specific diversity of the nematofauna.

**Key words** : Lagoon, Free-living marine nematodes, densities, diversity, salinity.

### Introduction

La lagune côtière de Ghar El Melh, un plan d'eau de la Tunisie septentrionale couvrant une superficie de 35 km<sup>2</sup> avec seulement une profondeur moyenne de 0,8 mètre, connaît depuis 1994 une régression de sa diversité biologique et en particulier une réduction de ses ressources halieutiques.

Dans le cadre d'un projet visant à mieux connaître l'état actuel de l'écosystème de Ghar El Melh, une étude multi-

disciplinaire touchant différents groupes taxinomiques y compris les nématodes libres a été entreprise.

L'utilité de la méiofaune en général et des nématodes libres en particulier dans la détection des perturbations touchant les milieux marins et lagunaires n'est plus à démontrer. Plusieurs auteurs leur ont reconnu le rôle d'indicateurs de pollution. Ainsi, Boucher et al. (1984) ont constaté une réduction durable des densités de nématodes dans un sable sublittoral, contaminé massivement par des hydrocarbures après l'accident de l'Amoco Cadiz. Selon Lamshead (1986), les rejets domestiques et industriels se déversant dans un estuaire du Royaume-Uni ont nettement modifié les caractéristiques quantitatives, qualitatives et trophiques des peuplements de nématodes libres. D'après Beyrem (1999),

l'instabilité temporelle de la salinité dans le lac Ichkeul a été à l'origine d'une importante restructuration saisonnière des communautés nématologiques. Beyrem & Aïssa (2000) ont montré que les nématodes libres de la baie de Bizerte répondaient à la pollution pétrolière par une nette réduction de leurs effectifs, de leurs biomasses et de leurs indices de diversité spécifique. Plusieurs études de suivis se sont accordées à constater une diminution de la diversité de la méiofaune en parallèle avec un accroissement du niveau d'eutrophisation des eaux (Vitiello & Aïssa, 1985 ; Hermi, 2001).

Actuellement, on s'oriente vers l'utilisation de certains groupes voire même de certaines espèces méiofaunistiques dans des expériences de microcosmes (Schratzberger & Warwick, 1998 ; Moens & Vincx, 2000 ; Schratzberger et al., 2000), leurs cycles vitaux très courts et leur sensibilité aux perturbations environnementales faisant de ce groupe un matériel idéal pour l'expérimentation (Warwick et al., 1988).

## Matériel et méthodes

### Choix des stations

Des échantillons d'eau et de sédiments ont été prélevés au mois d'août 1999 dans dix stations distribuées dans toute la lagune (Fig. 1). On distingue :

un secteur purement lagunaire regroupant les stations GM1, GM2, GM3, GM4 et GM6 ;

le site GM5, le plus proche du village de Ghar El Melh, une zone recevant les eaux usées de cette agglomération et les rejets du port de pêche ;

un secteur proche de la seule passe de communication avec la mer qui rassemble les stations GM7, GM8 et GM9 ;

le site GM10, situé dans la zone de la Sebkha El Ouafi, relativement isolée du reste de la lagune (Fig. 1).

Les sites d'échantillonnage sont disposés le long de radiales pour tenter de mettre en évidence d'éventuels gradients physico-chimiques et suivre l'évolution spatiale de la structure des communautés nématologiques.

### Techniques d'étude de la méiofaune

A chaque station, trois carottes de sédiments de 10 cm<sup>2</sup> de section et de 18 cm de hauteur ont été extraites et conservées dans du formol à 5% en vue d'étudier la méiofaune. Dans chacune des carottes, les nématodes colorés au rose bengale, ont été séparés par la méthode de lévigation-tamassage puis retenus sur un tamis de 40 µm de maille (Beyrem & Aïssa, 1998) et comptés sous la loupe binoculaire. Les individus recensés dans chacun des replicats ont été ensuite réunis pour disposer d'un lot faunistique homogène par station. La détermination de la structure spécifique des peuplements de nématodes et celle de leur biomasse totale ont été estimées, à partir d'un sous-échantillon représentatif de 100 individus (Vitiello & Aïssa, 1985). La biomasse individuelle (bi) a d'abord été calculée en poids frais selon la méthode volumétrique d'Andrassy (1956) en retenant une densité volumétrique moyenne de 1,08 (Heip, 1974) puis en poids

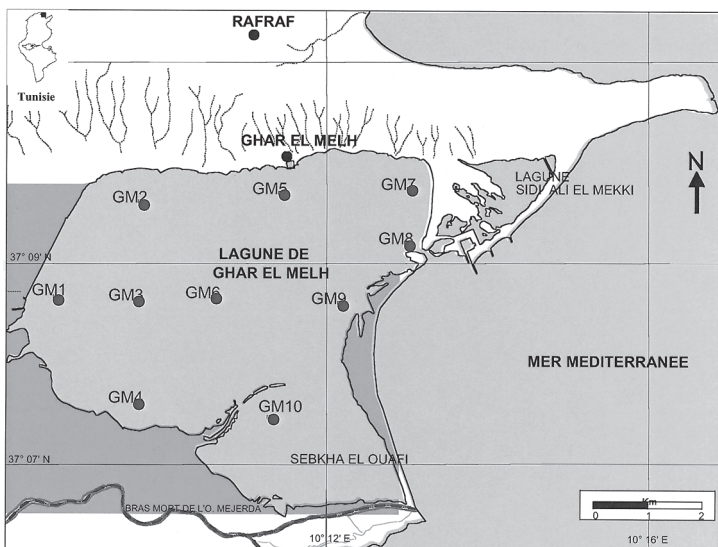
sec, égal au quart du poids frais (Juario, 1975). Ensuite, la biomasse totale (BT) de chaque communauté nématologique, égale au produit de la densité moyenne des nématodes par le poids moyen individuel (bi), a été calculée.

### Mesure des paramètres abiotiques

La température, la salinité, le pH, la teneur en oxygène et la profondeur ont été mesurés in situ.

Pour la détermination des caractéristiques granulométriques, les échantillons prélevés ont été séchés à l'étuve à 50°C jusqu'à poids constant. Après élimination des débris végétaux, un fractionnement par voie humide a été effectué sur un tamis 63 µm. La fraction grossière (> 63 µm) a été analysée par voie humide sur une colonne de tamis de 2 mm à 63 µm selon les normes AFNOR. Les pourcentages des fractions fines et grossières ont été calculés par rapport au poids initial.

Les teneurs des eaux en chlorophylle *a* ont été déterminées selon la technique de Strickland & Parsons (1965) après mesure de la densité optique à 665 et 750 nm d'un extrait acétonique de pigments chlorophylliens, avant et après acidification, pour séparer cette chlorophylle des phéopigments.



**Figure 1.** Localisation géographique des stations échantillonnées en juillet 1999 (GM1 à GM10).

**Figure 1.** Geographical location of the stations sampled in July 1999 (GM1 - GM10).

Les ions ammonium ont été dosés par la méthode de Koroleff, décrite dans Aminot & Chaussepied (1983).

Les phosphates ont été titrés par spectrophotométrie à 815 nm selon la méthode classique de Murphy & Riley (in FAO, 1975).

Les nitrates, réduits en nitrites par passage sur une colonne d'amalgame cadmium/cuivre, ont été dosés selon la méthode de Strickland & Parsons (1965).

#### Méthodes statistiques utilisées

En raison de la répartition agrégative de la nématofaune (Aïssa, 1991), toutes les données ont subi une transformation du type  $y = \text{Log}(x+1)$  pour homogénéiser les variances.

Le test t de Student (Schwartz, 1983) a été utilisé afin de comparer les effectifs moyens de nématodes des stations prises deux à deux. La diversité spécifique a été estimée par l'indice de diversité spécifique  $H'$  (Shannon & Weaver, 1963) et par la régularité ou équitabilité  $E$  (Cancela Da Fonseca, 1968). L'indice de similarité de Sanders (1960) a permis de comparer la composition faunistique des différentes stations. Le coefficient de corrélation  $r$  de Bravais-Pearson (Schwartz, 1983) a été calculé pour chercher d'éventuelles relations entre les données faunistiques et certains facteurs du milieu. Le regroupement des stations sur la base de la distance euclidienne (Legendre & Legendre, 1984) a été effectué par le logiciel systat W 5.

## Résultats

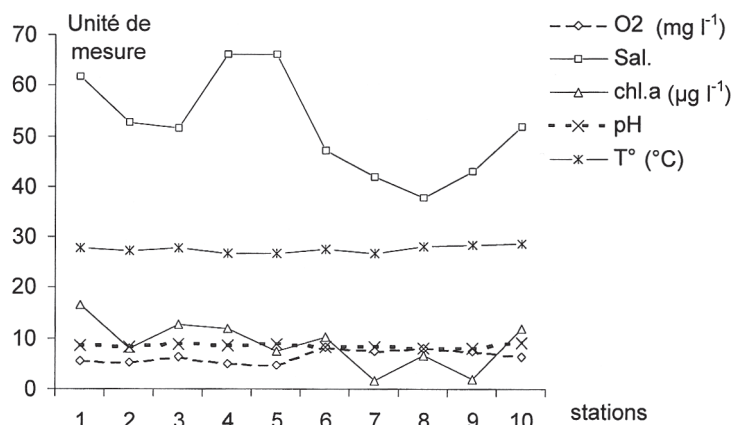
#### Caractéristiques abiotiques

La profondeur des stations prospectées varie de 0,6 m (GM1) à 2,4 m (GM8), mais le faciès granulométrique de la plupart des sites prospectés est sensiblement le même, les sédiments étant fins, silto-argileux, avec un pourcentage de la fraction fine supérieur à 60 %. Cependant, le matériel sédimentaire dans la partie ouest de la lagune, en face de l'ancienne passe (GM9), est plutôt sableux (fraction grossière > 96 %).

La température et le pH des eaux de la lagune sont stables alors que la salinité, la teneur des eaux en chlorophylle *a* et en oxygène montrent d'importantes variations spatiales. Ainsi, pour la salinité, un gradient croissant de direction est-ouest est observé. Les plus fortes salinités (> 66) sont enregistrées du côté sud-ouest (GM4) et au nord-est (GM5). Le côté oriental de la lagune (GM7, GM8 et GM9), le plus proche de la mer montre des salinités modérées, comprises entre 37,8 et 43. Au niveau des autres stations (GM1, GM2, GM3, GM6 et GM10), les salinités sont comprises entre 47,2 et 61,6.

La plus forte teneur en chlorophylle *a* est enregistrée à l'extrême ouest de la lagune au niveau de la station GM1

(16,6  $\mu\text{g l}^{-1}$ ), les plus faibles teneurs se situant à l'est de la lagune en GM7 (1,6  $\mu\text{g l}^{-1}$ ), GM9 (2  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) et GM8 (6,5  $\mu\text{g l}^{-1}$ ). La teneur des eaux en chlorophylle *a* montre également un gradient de concentrations croissantes de direction est-ouest. L'analyse de la répartition spatiale de la teneur des eaux en oxygène révèle que les plus faibles valeurs se trouvent au niveau des stations GM5 (4,7 mg  $\text{l}^{-1}$ ) et GM4 (5 mg  $\text{l}^{-1}$ ) et les plus fortes teneurs aux stations GM6, GM7, GM8 et GM9 (> 7 mg  $\text{l}^{-1}$ ) (Fig. 2).



**Figure 2.** Variation spatiale de certains facteurs hydrologiques dans la lagune de Ghar El Melh (juillet, 1999). O<sub>2</sub> : Teneur des eaux en oxygène dissous (mg l<sup>-1</sup>), Sal. : Salinité, chl. a : Teneur des eaux en chlorophylle *a* (µg l<sup>-1</sup>), pH des eaux, T° : Température de l'eau du fond (°C). Les stations GM1 à GM10 sont indiquées 1 à 10.

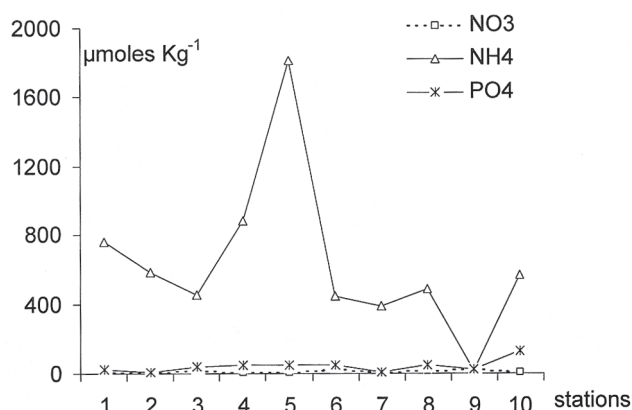
**Figure 2.** Spatial variation of some hydrological parameter values in Ghar El Melh lagoon (July, 1999). O<sub>2</sub>: dissolved oxygen content (mg l<sup>-1</sup>), Sal.: Salinity, Chl. a: chlorophyll *a* content (µg l<sup>-1</sup>), water pH, T°: Water temperature (°C). The stations 1-10 correspond to GM1 - GM10.

Les teneurs en phosphates des sédiments varient entre 4,4  $\mu\text{moles kg}^{-1}$  (GM7) et 131,6  $\mu\text{moles kg}^{-1}$  (GM10). Les sédiments de la lagune de Ghar El Melh présentent des concentrations en nitrates fluctuant entre 5,1  $\mu\text{moles kg}^{-1}$  (GM4) et 24,7  $\mu\text{moles kg}^{-1}$  (GM6). Les concentrations sédimentaires en ammonium oscillent entre 18,5  $\mu\text{moles kg}^{-1}$  (GM9) et un pic de 1813  $\mu\text{moles kg}^{-1}$  enregistré en GM5 (Fig. 3).

#### Données faunistiques quantitatives

Le Tableau 1 montre la variation spatiale des effectifs moyens des différents groupes méiofaunistiques collectés dans la lagune de Ghar El Melh durant l'été 1999.

Pendant cette période, les peuplements de méiofaune sont constitués en majorité de nématodes libres (moyenne de 77 %, toutes stations confondues). L'effectif minimum (10 individus 10 cm<sup>-2</sup>) est observé en GM5 et le maximum (210 individus 10 cm<sup>-2</sup>) en GM8. Les copépodes, toujours présents, arrivent en seconde position (moyenne de 15 %) avec des densités fluctuant entre 5 individus 10 cm<sup>-2</sup> (GM5)



**Figure 3.** Variation spatiale des teneurs des sédiments en nitrates ( $\mu\text{mole kg}^{-1}$ ), phosphates ( $\mu\text{mole kg}^{-1}$ ) et ammonium ( $\mu\text{mole kg}^{-1}$ ) dans la lagune de Ghar El Melh (juillet 1999). Les stations GM1 à GM10 sont indiquées 1 à 10.

**Figure 3.** Spatial variation of the sediment contents in nitrates ( $\mu\text{mole kg}^{-1}$ ), phosphates ( $\mu\text{mole kg}^{-1}$ ) and ammonia ( $\mu\text{mole kg}^{-1}$ ) in Ghar El Melh lagoon (July 1999). The stations 1-10 correspond to GM1- GM10.

et 29 individus  $10 \text{ cm}^{-2}$  (GM10). Des taxons comme ceux des oligochètes et des polychètes sont très peu représentés

**Tableau 1.** Variation spatiale des densités moyennes (individus  $10 \text{ cm}^{-2}$ ) de la méiofaune totale (Méio. tot) et des différents groupes méiofaunistiques dans la lagune de Ghar El Melh (juillet 1999). 0, taxon absent ; en caractères gras, effectif moyen maximal ; en italique, effectif moyen minimal.

**Table 1.** Spatial variation of mean densities (individuals  $10 \text{ cm}^{-2}$ ) of total meiobenthos and different meiobenthic groups in Ghar El Melh lagoon (July 1999). 0, absent taxon; in bold, the highest average taxon density; in italic, the lowest average taxon density.

densité (ind. $10 \text{ cm}^{-2}$ ) Station	Méio. tot	Nématodes	Copépodes	Oligochètes	Polychètes	Divers
GM1	61 ± 19	30 ± 4	<b>30</b> ± 20	<i>1</i> ± 2	0	0
GM2	59 ± 9	35 ± 5	12 ± 3	1 ± 1	<i>1</i> ± 1	9 ± 2
GM3	51 ± 11	37 ± 9	14 ± 6	0	0	0
GM4	44 ± 9	20 ± 2	9 ± 5	<b>9</b> ± 1	0	4 ± 1
GM5	<i>18</i> ± 5	<i>10</i> ± 3	5 ± 4	0	<i>1</i> ± 1	2 ± 1
GM6	67 ± 8	55 ± 4	7 ± 3	<i>1</i> ± 1	0	4 ± 2
GM7	123 ± 4	110 ± 4	8 ± 7	2 ± 1	0	3 ± 1
GM8	<b>231</b> ± 3	<b>210</b> ± 4	6 ± 9	5 ± 3	<b>4</b> ± 1	<b>6</b> ± 1
GM9	221 ± 14	180 ± 3	27 ± 11	9 ± 3	<i>1</i> ± 1	4 ± 2
GM10	53 ± 8	30 ± 4	23 ± 5	0	0	0

(< 5 %) et parfois absents (GM10). Les larves nauplii et les formes indéterminées regroupées sous la rubrique divers sont plus rares (< 4%).

Les données pondérales des communautés nématologiques varient selon les stations comme les densités moyennes (Fig. 4). Ainsi, les biomasses totales oscillant entre un minimum de  $1,15 \mu\text{g } 10 \text{ cm}^{-2}$  (GM5) et un maximum de  $183,75 \mu\text{g } 10 \text{ cm}^{-2}$  (GM8) permettent de mettre en évidence un gradient croissant depuis la station la plus pauvre numériquement (GM5) jusqu'aux stations sous influence marine, GM8 et GM9, les plus peuplées. Les poids moyens individuels variant de  $0,06 \mu\text{g}$  (GM5) à  $0,86 \mu\text{g}$  (GM8) révèlent que les nématodes les plus corpulents se trouvent dans les stations proches de la passe de communication avec la mer.

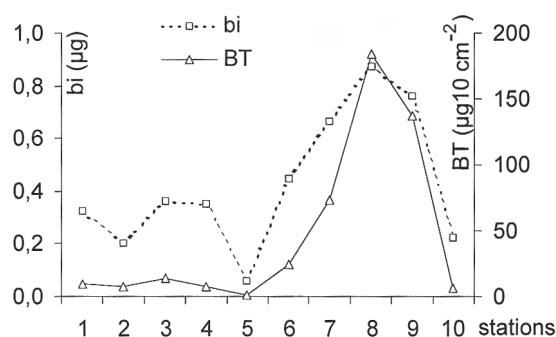
En comparant par le test t de Student les densités moyennes des nématodes libres aux différentes stations (Tableau 2), un gradient croissant de richesse numérique apparaît de la station GM5, la plus pauvre aux stations les plus peuplées (GM7, GM8 et GM9).

#### Données faunistiques qualitatives

L'étude de la composition spécifique des peuplements de nématodes libres (Tableau 3) permet de constater qu'il existe un gradient croissant de richesse spécifique de la station GM5, la plus pauvre en espèces (seulement trois espèces) aux stations les plus diversifiées, proches de la passe GM7, GM8 et GM9 (14, 15 et 18 espèces respectivement), en passant par les sites à diversité intermédiaire GM4, GM6, GM10, GM1, GM2 et GM3 (moins de 8 espèces par station).

Les indices de Shannon (Fig. 5) permettent également de mettre en évidence un gradient croissant de richesse spécifique des peuplements de nématodes de la station GM5 vers la passe. La diversité plus élevée ailleurs, atteint un maximum de 3,30 bits à la station GM8, la plus proche de la mer.

D'après les valeurs de l'équité E (Fig. 5), le peuplement de nématodes de la station GM5 apparaît en fort déséquilibre ( $E < 0,5$ ) et les communautés nématologiques peuplant GM4, GM6, GM10, GM1, GM2 et GM3 sont déséquilibrées ( $0,5 < E < 0,65$ ) ;



**Figure 4.** Evolution spatiale des biomasses totales (BT en poids sec,  $\mu\text{g } 10 \text{ cm}^{-2}$ ) et du poids individuel moyen (bi en poids sec,  $\mu\text{g}$ ) de la nématofaune dans la lagune de Ghar El Melh (juillet 1999). Les stations GM1 à GM10 sont indiquées 1 à 10.

**Figure 4.** Spatial variation of total biomasses (BT dry weight,  $\mu\text{g } 10 \text{ cm}^{-2}$ ) and mean individual weight (bi dry weight,  $\mu\text{g}$ ) of nematodes in Ghar El Melh lagoon (July 1999). The stations 1-10 correspond to GM1 - GM10.

**Tableau 2.** Comparaison des densités nématologiques moyennes par le test t de Student (t à droite de la diagonale) et indices d'affinité faunistique de Sanders (I. S à gauche de la diagonale) entre les peuplements de nématodes recensés aux différentes stations de la lagune de Ghar El Melh en juillet 1999. AS : Associations semblables, \* : Associations différentes, \*\* : Associations très différentes, \*\*\* : Associations hautement différentes. N : différence non significative à  $p < 0,05$  ; S : différence significative à  $p < 0,05$  ; T : différence très significative à  $p < 0,01$  ; H : différence hautement significative à  $p < 0,001$ .

**Table 2.** Comparison of the mean value of nematode densities by the Student's t-test (t on the right side of the diagonal) and the Sanders index of faunistic affinity (I. S on the left side of the diagonal) between nematode communities counted at different stations of Ghar El Melh lagoon in July 1999. AS : similar associations, \* : different associations, \*\* : very different associations, \*\*\* : highly different associations. N : no significant difference at  $p < 0.05$ , S : significant difference at  $p < 0.05$ , T : very significant difference at  $p < 0.01$ , H : highly significant difference at  $p < 0.001$ .

t	GM1	GM2	GM3	GM4	GM5	GM6	GM7	GM8	GM9	GM10
I S										
GM1		1,4 N	1,2 N	3,6 S	6,5 T	7,6 T	23,2 H	52,7 H	49,1 H	0,1 N
GM2	6 ***		0,3 N	5,2 T	7,9 T	5,9 T	21,4 H	49,8 H	31,9 H	1,6 N
GM3	5 ***	76 A S		3,3 S	5,1 T	3,3 S	13,2 H	31,2 H	26,8 H	1,3 N
GM4	30 **	67 A S	67 A S		4,8 T	14,7 H	34,8 H	73,6 H	76,8 H	4,1 T
GM5	0 ***	7 ***	8 ***	0 ***		16,6 H	34,6 H	69,3 H	69,2 H	7,4 T
GM6	30 **	8 ***	5 ***	27 **	67 A S		17,7 H	49,8 H	46,2 H	8,7 T
GM7	18 **	10 ***	12 **	1 ***	25 **	1 ***		30,6 H	24,2 H	26,1 H
GM8	12 **	13 **	19 **	7 ***	3 ***	7 ***	20 **		10,4 H	58,7 H
GM9	19 **	8 ***	8 ***	4 ***	1 ***	5 ***	46 *	35 *		56,4 H
GM10	77 A S	10 ***	13 **	37 *	1 ***	29 **	9 ***	11 **	10 ***	

celles des stations GM7 et GM9 sont légèrement plus équilibrées ( $0,65 < E < 0,8$ ) et seule la station GM8 abrite un peuplement en équilibre ( $E = 0,8$ ).

Les courbes de K - dominance (Lambshhead et al., 1983 ; Schratzberger et al., 2000) confirment les observations précédentes (Fig. 6). Ainsi, pendant la période d'échantillonnage, la station lagunaire GM5 héberge la communauté nématologique la plus pauvre tandis que les peuplements sont de plus en plus riches en espèces au fur et à mesure que l'on s'éloigne de cette station. Le profil de ces courbes confirme que la diversité est plus élevée aux stations GM7, GM9 et maximale en GM8.

Le regroupement des stations sur la base de la distance euclidienne en fonction de l'indice de diversité de Shannon (Fig. 7) révèle l'existence de 3 secteurs lagunaires :

le premier, restreint à la station GM5 abrite un peuplement de très faible diversité ( $H' < 0,6$  bits) ;

le second, plus étendu, rassemble les stations GM10, GM6, GM4, GM3, GM1, GM2, où les communautés de nématodes sont un peu plus diversifiées ( $0,6 < H' < 1,65$  bits) ;

le dernier, limité aux stations GM7, GM8 et GM9 montre les peuplements les plus diversifiés ( $2,5 < H' < 3,5$  bits).

La composition spécifique des peuplements nématologiques (Tableau 3) et les indices de similarité faunistique (I. S) permettent d'individualiser dans la lagune de Ghar El Melh cinq zones bionomiques de superficies inégales (Tableau 2) :

la première, caractérisée par une association de nématodes à *Sphaerolaimus hirsutus*, regroupe les stations les plus isolées GM1 et GM10 à forte affinité faunistique (77 %) ;

la seconde, couvrant la plus grande partie du secteur ouest de la lagune (GM2, GM3, GM4), abrite une communauté à *Daptonema normandicum* avec un maximum d'affinité entre GM2 et GM3 (76 %) ;

la troisième, où prédomine *Chromadorita tenuis*, regroupe les sta-

tions GM5 et GM6, situées dans le prolongement du village de Ghar El Melh. Les associations de nématodes y sont semblables (I. S > 60 %) ;

**Tableau 3.** Liste des espèces de nématodes libres identifiées dans la lagune de Ghar El Melh (juillet 1999). Cette liste ne comporte que les espèces dont la dominance (D%) est supérieure à 1 % dans au moins l'un des prélèvements. S\*\* : nombre des espèces dominantes (D > 1 %), S : nombre total d'espèces par station. En gras sont indiquées les dominances des deux espèces caractéristiques de chaque station.

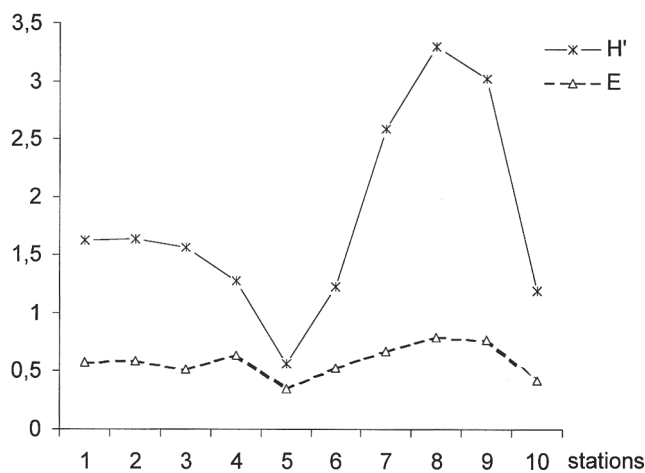
**Table 3.** List of free nematode species from Ghar El Melh lagoon (July 1999). The list includes only species whose dominance (D%) is higher than 1% at least in one of the samples. S\*\* : number of dominant species (D > 1 %). S: total number of species by station. The dominances of two characteristic species from each station are indicated in bold.

Stations	GM1 D %	GM2 D %	GM3 D %	GM4 D %	GM5 D %	GM6 D %	GM7 D %	GM8 D %	GM9 D %	GM10 D %
<i>Anoplostoma viviparum</i> (Bastian, 1865)	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-
<i>Anticomma acuminata</i> (Eberth, 1863)	-	-	<b>10</b>	-	-	-	3	<b>36</b>	1	-
<i>Chromadora nudicapitata</i> Bastian, 1865	-	-	7	-	<b>7</b>	-	9	-	-	-
<i>Chromadorita tenuis</i> (Schneider, 1906)	-	7	1	-	<b>90</b>	<b>67</b>	<b>18</b>	3	1	1
<i>Cobbia truncata</i> Wieser, 1959	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-
<i>Cyatholaimus prinzi</i> (Marion, 1870)	-	-	-	-	-	2	-	-	-	1
<i>Daptonema fallax</i> Lorenzen, 1971	-	5	-	-	-	1	-	1	1	-
<i>Daptonema hirsutum</i> (Vitiello, 1967)	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-
<i>Daptonema normadicum</i> De Man, 1890	-	<b>66</b>	<b>70</b>	<b>64</b>	-	-	1	5	3	-
<i>Daptonema trabeculosum</i> (Schneider, 1906)	-	<b>16</b>	7	3	-	-	-	2	1	5
<i>Eurystomina ornata</i> (Eberth, 1863)	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-
<i>Marylynna</i> sp. (Bastian, 1865)	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Monhystera parva</i> (Bastian, 1865)	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Neotonchoides cuanensis</i> Platt, 1982	-	-	-	-	-	-	18	-	-	-
<i>Oncholaimellus mediterraneus</i> Stekhoven, 1942	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-
<i>Oncholaimus campyloceroïdes</i> (De Coninck et Stekhoven, 1933)	-	-	-	-	-	-	-	5	10	-
<i>Paracomesoma dubium</i> (Filipjev, 1918)	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-
<i>Paramonhystera pilosa</i> (Boucher, 1972)	-	-	-	-	-	-	-	<b>12</b>	5	-
<i>Paralinhomoeus tenuicaudatus</i> (Bütschli, 1874)	-	-	-	3	-	-	-	-	-	3
<i>Polysigma fuscum</i> Gerlach, 1956	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prochromadorella neapolitana</i> (De Man, 1876)	-	-	-	-	-	-	-	1	4	-
<i>Prooncholaimus megastoma</i> (Eberth, 1863)	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-
<i>Sabatieria granifer</i> Wieser, 1954	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-
<i>Sphaerolaimus hirsutus</i> (Bastian, 1865)	<b>67</b>	-	3	<b>30</b>	-	<b>27</b>	-	-	-	80
<i>Spilophorella paradoxa</i> De Man, 1888	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-
<i>Syringolaimus striatocaudatus</i> De Man, 1888	5	3	-	-	-	-	-	-	-	2



Suite tableau 3

Stations	GM1 D %	GM2 D %	GM3 D %	GM4 D %	GM5 D %	GM6 D %	GM7 D %	GM8 D %	GM9 D %	GM10 D %
<i>Terschellingia longicaudata</i>										
De Man, 1907	17	2	1	-	-	-	41	9	39	8
<i>Terschellingia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-
<i>Vasostoma</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-
<i>Viscosia cobbi</i>										
Filipjev, 1918	-	-	-	-	-	-	1	-	6	-
<i>Viscosia glabra</i>										
Bastian, 1865	2	1	1	-	-	3	1	5	14	-
<i>Viscosia viscosa</i>										
(Bastian, 1865)	-	-	-	-	-	-	3	2	6	-
(S**)	7	7	8	4	3	5	11	17	15	7
(S)	7	7	8	4	3	5	14	18	15	7



**Figure 5.** Evolution spatiale des indices de diversité et de l'équitabilité (H' en bits et E) dans la lagune de Ghar El Melh (juillet 1999). Les stations GM1 à GM10 sont indiquées 1 à 10.

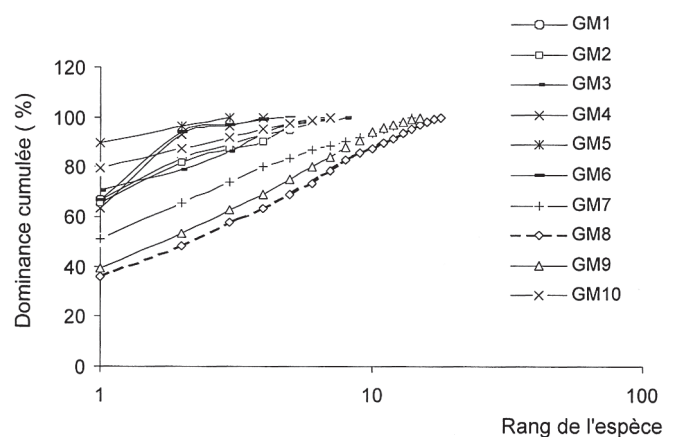
**Figure 5.** Spatial variation of diversity indexes (H' in bits and E) in Ghar El Melh lagoon (July 1999). The stations 1-10 correspond to GM1 - GM10.

la quatrième, réunissant les sites GM7 et GM9 relativement proches de la passe de communication avec la mer, héberge deux communautés nématologiques différentes avec la même espèce caractéristique, *Terschellingia longicaudata*.

Dans la dernière zone jouxtant la passe (station GM8), prolifère une association à *Anticoma acuminata* qui ne présente que peu de similitude avec les autres, l'indice de similitude faunistique oscillant entre 3 et 35 % (Tableau 2).

## Discussion

Comparées à celles d'autres milieux déjà prospectés, les communautés de nématodes libres de la lagune de Ghar El

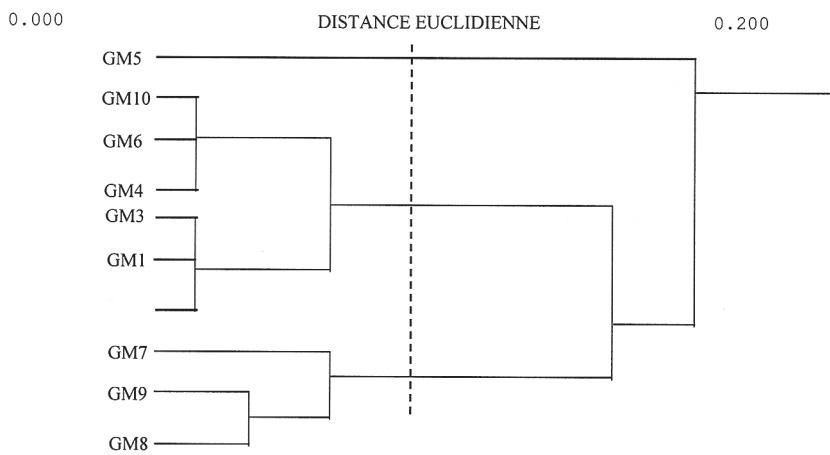


**Figure 6.** Evolution spatiale des courbes de K- dominance dans la lagune de Ghar El Melh (juillet 1999).

**Figure 6.** Spatial variation of K- dominance curves in Ghar El Melh lagoon (July 1999).

Melh ont des densités moyennes et des indices de diversité faibles, seulement comparables à celles de biotopes méditerranéens perturbés (Tableau 4).

Dans la lagune de Ghar El Melh, la salinité constitue le paramètre abiotique le plus limitant pour les peuplements de nématodes libres. Ainsi, leurs densités, leurs biomasses totales et individuelles ainsi que leurs indices de diversité spécifique sont négativement et très significativement corrélés à la salinité ( $r$  respectivement égal à -0,94 ; -0,83 ; -0,84 ; -0,91). Selon Heip et al. (1982), il existe une nette relation entre ce facteur et les peuplements de nématodes de milieux à salinité fluctuante tels les estuaires, les marais salants et les lagunes. Ainsi, ces auteurs ont observé le long d'un gradient halin décroissant une diminution des densités moyennes de nématodes. L'existence d'un tel gradient explique également l'importante restructuration spatiale des communautés de nématodes en milieu à salinité variable



**Figure 7.** Regroupement des stations prospectées dans la lagune de Ghar El Melh en juillet 1999 sur la base de la distance euclidienne en fonction de leurs indices de diversité de Shannon (H' en bits).

**Figure 7.** Regrouping of the stations sampled in Ghar El Melh lagoon in July 1999 on the basis of Euclidean distance according to their Shannon diversity indexes (H' in bits).

**Tableau 4.** Comparaison bibliographique des densités (individus 10 cm<sup>-2</sup>) et des indices de diversité de Shannon (H' en bits) des nématodes libres de certains biotopes méditerranéens.

**Table 4.** Bibliographic comparison of densities (individus 10 cm<sup>-2</sup>) and Shannon diversity index (H', in bits) of free-living nematodes in some mediterranean biotopes.

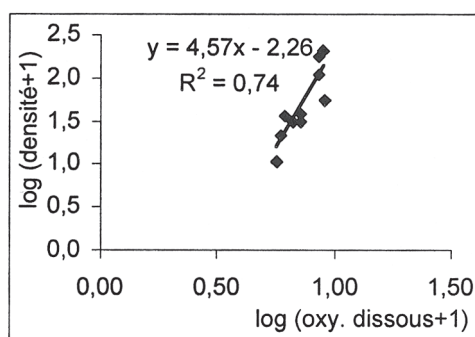
Biotope	Nature du substrat	Densité de nématodes (ind. 10 cm <sup>-2</sup> )	(H' en bits)	Référence
Aire d'épandage de l'égout de Marseille	Sables fins, pollués.	2 - 4218	0,7 - 7,34	Keller, 1984
Lagune Nord de Tunis avant assainissement	Sable peu envasés, secteur pollué.	2 - 1285	0,31 - 2,73	Vitiello & Aïssa, 1985
Lagune Ichkeul	Vase sableuse, milieu à salinité très fluctuante.	129 - 740	0,74 - 2,71	Beyrem, 1999
Baie de Bizerte	Sable peu envasé, pollué par des hydrocarbures.	14 - 837	0,72 - 5,06	Beyrem & Aïssa, 2000
Lagune Sud de Tunis	Faciès sableux, argileux et sablo-argileux pollués.	1 - 2242	0,24 - 2,23	Hermi, 2001
Lagune de Ghar El Melh	Sédiments silto-argileux.	10 - 210	0,56 - 3,30	présent travail

(Heip et al.,1985). De la même façon, Castel (1992) dans sa comparaison des données méiofaunistiques de plusieurs

lagunes côtières a montré que la salinité est un facteur clé dans la répartition quantitative et qualitative de la méiofaune et en particulier des nématodes libres. L'importance de la salinité dans la distribution spatiale des nématodes libres marins explique que certains auteurs comme Gerlach (1953) aient utilisé ce paramètre comme critère de classification de ces organismes. Même si les effets de la salinité sur les nématodes libres marins ne sont pas encore totalement élucidés, des études récentes menées en laboratoire ont montré que ce facteur contrôle leur cycle de développement, des salinités élevées (> 35) provoquant une mortalité massive des premiers stades larvaires chez certaines espèces (Moens & Vincx, 2000).

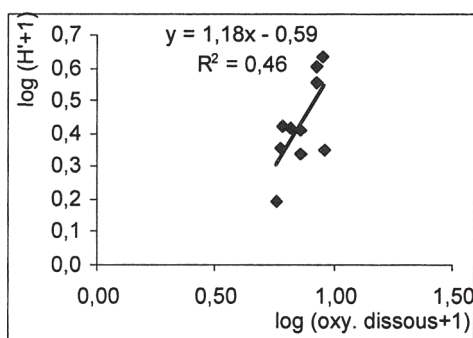
La teneur de l'eau en oxygène dissous, primordiale pour l'oxygénation du sédiment, est également déterminante comme le montrent les corrélations positives et très significatives relevées entre ce facteur et les densités de nématodes et les indices de diversité spécifique (H') (Figs. 8, 9). Ceci pourrait être dû à la sélection, au niveau des stations lagunaires les plus confinées, d'espèces de nématodes, ténues et peu exigeantes en oxygène comme *Chromadorita tenuis*, dominante en GM5, station où ont été enregistrées les plus faibles teneurs en oxygène. Cette idée est confortée par le fait que la station GM8, voisine de la seule passe de communication avec la mer, est dominée au contraire par un Anticomidae, *Anticoma acuminata*, espèce d'assez grande taille, probablement plus exigeante en oxygène. Plusieurs travaux ayant examiné la corrélation entre la teneur en oxygène et le poids individuel moyen de la nématofaune sont arrivés aux mêmes conclusions. Ainsi, d'après Jensen (1987), les espèces de nématodes seraient plus effilées lorsqu'elles sont inféodées à des sédiments pauvres en oxygène. Pour Heip (1995), les communautés benthiques vivant dans des sédiments où la disponibilité de l'oxygène est limitée seraient largement dominées par des espèces opportunistes plus petites. Dans un milieu marin perturbé par des rejets d'hydrocarbures, Beyrem & Aïssa (2000) ont signalé que l'appauvrissement des sédi-





**Figure 8.** Corrélation de Pearson entre les densités de nématodes (ind 10 cm<sup>-2</sup>) et la teneur de l'eau en oxygène (mg l<sup>-1</sup>). Données transformées,  $y = \log(x+1)$ .

**Figure 8.** Pearson correlation between densities of nematodes (ind 10 cm<sup>-2</sup>) and water dissolved oxygen content (mg l<sup>-1</sup>). Transformed data,  $y = \log(x+1)$ .



**Figure 9.** Corrélation de Pearson entre l'index de diversité de Shannon (H' en bits) et la teneur de l'eau en oxygène (mg l<sup>-1</sup>). Données transformées,  $y = \log(x+1)$ .

**Figure 9.** Pearson correlation between Shannon diversity index (H' en bits) and water dissolved oxygen content (mg l<sup>-1</sup>). Transformed data,  $y = \log(x+1)$ .

ments en oxygène était accompagné d'une diminution de la biomasse individuelle moyenne.

Par ailleurs, les densités de nématodes, leurs biomasses (BT et bi) et les indices de diversité spécifique (H') sont corrélés négativement et significativement à la teneur des sédiments en azote ammoniacal ( $p < 0,05$ ). Les ions ammonium provenant de l'hydrolyse aérobie des protéines animales et végétales et de la décomposition anaérobie de la matière organique, les fortes charges en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> relevées à la station GM5 (1813 µmoles kg<sup>-1</sup>) pourraient être liées à la proximité du village de Ghar El Melh. Les rejets d'eaux usées du village contribuent à l'enrichissement de la lagune en ions ammonium directement par des apports d'urée et indirectement par un blocage de la nitrification, consécutif à la réduction de l'activité des bactéries nitrifiantes. De plus, le pH des

eaux est corrélé négativement et significativement aux données numériques, pondérales et à l'indice de diversité spécifique ( $p < 0,05$ ).

La liste spécifique des nématodes libres identifiés dans la lagune de Ghar El Melh (Tableau 3) montre que le nombre d'espèces est limité (32 au total). A titre de comparaison, 81 espèces ont été signalées dans la lagune de Bizerte, un milieu voisin, moins confiné (Aïssa, 1991). Ce nombre limité d'espèces recensées est cependant voisin de celui observé dans la lagune Ichkeul (27 espèces), un milieu aux salinités très fluctuantes (Beyrem, 1999).

Sur les 32 espèces de nématodes libres inventoriées, aucune n'est constante et seules six d'entre elles sont communes et dénombrées dans au moins la moitié des prélèvements avec une dominance supérieure à 1 % (Vitiello, 1974). Treize espèces n'ont été récoltées qu'en un seul site. *Chromadorita tenuis*, *Terschellingia longicaudata* et *Viscosia glabra* sont les plus fréquentes avec une fréquence (F) au moins égale à 7/10. *Daptonema normandicum* et *Daptonema trabeculosum* sont recensées au niveau de six stations et la fréquence de *Sphaerolaimus hirsutus* est de 5/10. L'espèce *Chromadorita tenuis* qui préférerait des milieux peu salés selon Gerlach (1953) et Jensen (1984), se révèle euryhaline dans la lagune de Ghar El Melh, vue sa forte dominance en GM5 (D = 90 %), un site où a été enregistré un pic de salinité (66,23). L'arrivée en deuxième position d'un autre Chromadoridae euryhalin, *Chromadora nudicapitata*, supportant des salinités dépassant 84,5 (Gerlach, 1953), confirme l'euryhalinité de *Chromadorita tenuis*. En se basant d'une part sur la dominance générale moyenne (DGM) de *Terschellingia longicaudata* égale à 20 % et d'autre part sur le produit DGM x F (14 %), équivalent au produit D x P adopté pour la macrofaune (Afli et Glemarec, 2000), cette espèce, douée d'une grande capacité d'adaptation, a présenté la plus forte dominance et la plus large répartition (F = 7/10). De fait, son eurytopie est bien connue puisque Vitiello (1974) l'a définie comme caractéristique des sédiments vaseux de mode calme à tendance sableuse, Juario (1975) comme dominante dans une vase sublittorale du German Bight et Beyrem (1999) comme dominante dans les sédiments très riches en fraction fine du lac Ichkeul (Tunisie). De plus, la faible exigence en oxygène de *Terschellingia longicaudata* (Warwick & Price, 1979) lui donne l'avantage considérable de prospérer dans des sédiments lagunaires, souvent très riches en matière organique. *Viscosia glabra*, absente des sites les plus pauvres numériquement (GM5, GM4 et GM10) et signalée dans le secteur non pollué de la lagune de Tunis avant son assainissement (Vitiello & Aïssa, 1985), préfère des secteurs non perturbés. Les deux espèces *Daptonema normandicum* et *Daptonema trabeculosum* rencontrées auparavant dans des milieux à salinités très différentes sont probablement des espèces euryhalines. La première a été signalée dans la baie

de Kiel (Allemagne) (Gerlach, 1953), dans un milieu estuarien au sud-ouest de l'Angleterre (Schratzberger et Warwick, 1998) et dans la baie de Bizerte (Tunisie) (Beyrem & Aïssa, 2000). La deuxième espèce, *Daptonema trabeculosum*, a été inventoriée dans l'estuaire de Weser (Allemagne) (Gerlach, 1953) et dans la mer Baltique (Jensen, 1984). Selon Beyrem (1999), *Sphaerolaimus hirsutus* serait une espèce caractéristique du lac Ichkeul, une lagune à salinité variant de 19,8 à 66.

En conclusion, les données quantitatives et qualitatives de la nématofaune de la lagune de Ghar El Melh ont mis en évidence, pour l'été 1999, trois secteurs lagunaires correspondant à cinq nématocénoses révélatrices d'une hétérogénéité physico-chimique. La salinité, la teneur en oxygène dissous et en ions ammonium ont été les facteurs les plus limitants pour les nématodes libres. Ces derniers ont répondu aux perturbations lagunaires (forte salinité, faible concentration des eaux en oxygène, charge en azote ammoniacal) par une décroissance significative de leurs densités, de leurs biomasses et de leurs indices de diversité spécifique. Ces réponses justifient l'utilisation de ces organismes comme indicateurs biologiques des variations des conditions du milieu.

## References

- Affi A. & Glemarec M. 2000.** Fluctuations à long terme des peuplements macrobenthiques dans le golfe du Morbihan (Bretagne, France). *Cahiers de Biologie Marine*, **41** : 67-89.
- Aïssa P. 1991.** *Ecologie des nématodes libres de la lagune de Bizerte - Dynamique et biocénose*. Thèse doctorat d'Etat. Faculté des Sciences de Tunis. 370 pp.
- Andrassy I. 1956.** Die Rauminshals-und Gewichtbestimmung der Fadenwürmer (Nematoden). *Acta zoologica hungaria*, **2** (1/3) : 1-15.
- Aminot A. & chaussepied M. 1983.** *Manuel des analyses chimiques en milieu marin*. Centre National pour l'Exploitation des Océans. 395 pp.
- Beyrem H. 1999.** *Ecologie des nématodes libres de deux milieux anthropiquement perturbés : la baie de Bizerte et le lac Ichkeul*. Thèse 3<sup>e</sup> cycle, Faculté des Sciences de Bizerte. 297 pp.
- Beyrem H. & Aïssa P. 1998.** Impact de la pollution pétrolière sur les densités de la méiofaune du littoral de Bizerte (Tunisie). *Vie et milieu*, **48** : 183-190.
- Beyrem H. & Aïssa P. 2000.** Les nématodes libres, organismes-sentinelles de l'évolution des concentrations d'hydrocarbures dans la baie de Bizerte (Tunisie). *Cahiers de Biologie Marine*, **41** : 329-342.
- Boucher G., Chamroux S. & Riaux C. 1984.** Modification des caractéristiques physico-chimiques et biologiques d'un sable sublittoral pollué par les hydrocarbures. *Marine Environmental Research*, **12** : 1-23.
- Cancela Da Fonseca J. P. 1968.** L'outil statistique en biologie du sol. IV. Corrélations de rang et affinités écologiques. *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*, **1** : 41-54.
- Castel J. 1992.** The meiofauna of coastal lagoon ecosystems and their importance in the food web. *Vie et milieu*, **42** : 125-135.
- FAO. 1975.** *Manual of methods in aquatic environment research. Part 1 - Methods for detection, measurement and monitoring of water pollution*, FAO Fisheries Technical Paper. FIRI/T : 137-238.
- Gerlach S. A. 1953.** Die biozönotische Gliederung der Nematofodenbesiedlung an den deutschen küsten. *Zeitschrift für Morphologisch und Ökologie der Tiere*, **41** : 411-512.
- Heip C. 1974.** A rapid method to evaluate nematode density. *Nematologica*, **20** : 266-268.
- Heip C. 1995.** Eutrophisation and zoobenthos dynamics. *Ophelia*, **41** : 113-136.
- Heip C. Vincx M., Smol N. & Vranken G. 1982.** The Systematics and Ecology of free-living Marine Nematodes. *Helminthological Abstracts*, **51** : 1-31.
- Heip C. Vincx M. & Vranken G. 1985.** The ecology of marine nematodes. *Oceanography and Marine Biology an Annual Review*, **23** : 399-489.
- Hermi M. 2001.** *Impact de la pollution sévissant dans le lac sud de Tunis sur la méiofaune*. Thèse de doctorat. Faculté des Sciences de Bizerte. 300 pp.
- Jensen P. 1984.** Ecology of benthic and epiphytic nematodes in brackish waters. *Hydrobiologia*, **108** : 201-217.
- Jensen P. 1987.** Difference in microhabitat, abundance, biomass and body size between oxybiotic and thiobiotic free-living marine nematodes. *Oecologia*, **71** : 564-567.
- Juário J. V. 1975.** Nematode species composition and seasonal fluctuation of a sublittoral meiofauna community in the German Bight. *Veröffentlichungen des Instituts für Meeresforschung in Bremerhaven*, **15** : 283-337.
- Keller M. 1984.** *Influence du rejet en mer de l'égout de Marseille sur les peuplements du méiobenthos*. Thèse 3<sup>e</sup> cycle, Université Aix-Marseille II. 131 pp.
- Lambshhead P. J. D. 1986.** Sub-catastrophic sewage contamination as revealed by marine nematode faunal analysis. *Marine Ecology Progress Series*, **29** : 247-260.
- Lambshhead P. J. D., Platt H. M. & Shaw K.M. 1983.** The detection of difference among assemblages of marine benthic species based on assessment of dominance and diversity. *Journal of Natural History*, **17** : 859-874.
- Legendre L. & Legendre P. 1984.** *Ecologie numérique*. Masson Editions. 335 pp.
- Moens T. & Vincx M. 2000.** Temperature, salinity constraints on the life cycle of two brackish-water nematode species. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **243** : 115-135.
- Sanders H. 1960.** Benthic studies in Buzzard bay. III. The structure of the bottom community. *Limnology and Oceanography*, **5** : 138-153.
- Schratzberger M. & Warwick R. M. 1998.** Effects of intensity and frequency of organic enrichment on two estuarine nematodes communities. *Marine Ecology Progress Series*, **164** : 83-94.
- Schratzberger M., Rees H. L & Boyd S. E. 2000.** Effect of simulated deposition of dredged material on structure of nematodes assemblage - The role of burial. *Marine Biology*, **136** : 519-530.

- Schwartz D. 1983.** *Méthodes statistiques à l'usage des médecins et des biologistes*. Flammarion Médecine Science, Paris. 318 pp.
- Shannon C. E. & Weaver w. 1963.** *The mathematical theory of communication*. Illinois University Press. Urbana. 117 pp.
- Strickland J. D. H. & Parsons T. R. 1965.** *A manual of sea water analysis*. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada. 203 pp.
- Vitiello P. 1974.** Nouvelles espèces de Desmodorida (nematoda) des côtes de Provence. *Téthys*, **5** : 137-146.
- Vitiello P. & Aïssa P. 1985.** Structure des peuplements de nématodes en milieu lagunaire pollué. *110 ème Congrès National des Sociétés Savantes, Montpellier. Sciences, (II)* : 115-126.
- Warwick R. M., Carr M. R., Clarke K. R., Gee J. M. & Green R. H. 1988.** A mesocosm experiment on the effect of hydrocarbon and copper pollution on a sublittoral soft-sediment meiobenthic community. *Marine Ecology Progress Series*, **46** : 181-191.
- Warwick R. M. & Price R. 1979.** Ecological and metabolic studies on Free-living marine nematodes from an estuarine mud-flat. *Estuarine and Coastal Marine Science*, **9**: 257-271.