

Variations interannuelles de la macrofaune benthique des substrats meubles de la baie de Oued Laou (Mer d'Alboran, Maroc)

Abdellatif BAYED¹ & Hocein BAZAIRI²

¹ Université Mohammed V Agdal, Institut Scientifique, Unité de Recherche OCEMAR, B.P. 703, Agdal, 10106Rabat

² Université Hassan II Aïn Chock, Faculté des Sciences, Laboratoire d'Ecologie Aquatique et Environnement, 20000 Casablanca
E-mail : bayed@israbat.ac.ma ; hoceinbazairi@yahoo.fr

Résumé. La biocénose des Sables Fins Bien Calibrés (SFBC) est largement répandue en Méditerranée où elle occupe de grandes aires côtières. La présente étude a pour objectifs d'examiner la variabilité interannuelle de cette biocénose dans la baie de Oued Laou entre 2003 et 2005 et de mettre en relation les variations qualitatives et quantitatives observées avec les conditions environnementales. Les espèces dominantes se caractérisent par une nette dominance des crustacés. A l'envasement de la baie de Oued Laou, observé de 2003 à 2005, la communauté benthique a répondu par un changement dans sa composition et sa structure mais les espèces dominantes sont demeurées les mêmes. D'autre part, l'organisation spatiale de la communauté en fonction de la profondeur s'est maintenue dans le temps, témoignant ainsi de sa persistance. L'hydrodynamique, les apports de Oued Laou, notamment en éléments fins, et la large distribution géographique des espèces dominantes semblent expliquer les principaux traits de la variabilité interannuelle de la biocénose des SFBC dans la baie de Oued Laou.

Mots clés : macrofaune, substrat meuble, variation interannuelle, Oued Laou, mer d'Alboran, Maroc.

Inter-annual variations of soft bottom benthic macrofauna of the Oued Laou bay (Alboran Sea, Morocco).

Abstract. The biocoenose of fine well-sorted sand (SFBC) is largely widespread in the Mediterranean where it occupies large coastal areas. The aim of the present study was to examine the inter-annual variability of this biocoenose in the Oued Laou Bay between 2003 and 2005 and to connect the qualitative and quantitative variations observed with the environmental conditions. The dominant species are characterized by a clear predominance of crustaceans. In relation with the silting of the Oued Laou bay, observed from 2003 to 2005, the benthic community showed a change in its composition and its structure but the dominant species remained the same. In addition, the spatial organization of the community according to the depth was maintained in time, testifying to its persistence. Hydrodynamics, Oued Laou River inputs, mainly fine elements, and the broad geographical distribution of the dominant species seem to explain the main features of the inter-annual variability of the SFBC biocoenose in the Oued Laou Bay.

Key words: macrofauna, soft-bottom, inter-annual variation, Oued Laou, Alboran sea, Morocco.

INTRODUCTION

La zone côtière est le siège de diverses sources de perturbation, aussi bien naturelles qu'anthropogéniques. Les communautés benthiques intègrent ces perturbations et répondent par des fluctuations de leurs paramètres de structure, comme le nombre d'espèces et l'abondance par exemple (Boero 1994, Occhipinti-Ambrogi et al. 2005). De ce fait, les organismes benthiques sont largement utilisés comme des indicateurs des conditions écologiques des écosystèmes marins et côtiers (Pearson & Rosenberg 1978, Bilyard 1987, Dauer *et al.* 2000, Gibson *et al.* 2000). En effet, leur occupation de la zone de contact entre eau et sédiment, en fait de bons intégrateurs des changements qui affectent le sédiment et la colonne d'eau (Dauvin 1993). Leur vie sédentaire, qui ne leur offre pas la possibilité de fuir les conditions défavorables, et leur durée de vie relativement longue leur permettent d'intégrer les effets des perturbations tant accidentelles que chroniques (Dauvin 1993, Reiss & Kröncke 2005). La faune benthique, en général, et les communautés benthiques, en particulier, constituent donc la composante biotique la plus utilisée pour l'évaluation de l'intégrité biologique des systèmes aquatiques (Dauvin 2007).

La mer Méditerranée héberge entre 4 à 8% (selon les taxa considérés) des espèces macroscopiques connues à l'échelle mondiale (Bianchi & Mori 2000). Il s'agit probablement de la mer la mieux étudiée au monde (Labruno et al. 2007). Ceci est certainement vrai pour son bassin occidental, qui a été étudié de manière extensive en raison de la proximité de nombreux laboratoires marins confirmés en Espagne, Italie et en France (Labruno et al. 2007). Toutefois, des connaissances de base manquent encore dans certaines régions du bassin méditerranéen. C'est le cas des communautés benthiques de la façade méditerranéenne du Maroc où les données disponibles montrent clairement que les connaissances relatives sur la structure et le fonctionnement des communautés benthiques du substrat meuble, comme à titre d'exemple la biocénose des Sables Fins Bien Calibrés (SFBC) de Pérès & Picard (1964), demeurent fragmentaires.

La biocénose des SFBC s'étend entre 2 et 20 m de profondeur (Pérès & Picard 1964, Augier 1982) et elle est largement répandue en Méditerranée où elle occupe de grandes zones côtières mais peut présenter des variabilités structurelles et fonctionnelles, même au sein d'une aire géographique restreinte (Massé 1972).

Au Maroc, les données disponibles sur cette biocénose se rapportent à la baie de Oued Laou où le sédiment est généralement un sable fin plus au moins envasé (Bazairi *et al.* 2006). En effet, une étude de la biocénose benthique de la baie de Oued Laou avait été déjà conduite et avait pour objectif de mesurer la variabilité géographique de l'habitat des sables fins côtiers de Méditerranée, et tout particulièrement sous influence des apports d'eau douce de Oued Laou (Bazairi *et al.* 2006).

Actuellement, l'intérêt porté à l'influence des apports des petites rivières méditerranéennes sur le milieu marin est de plus en plus croissant. Ceci est justifié non seulement par leur contribution dans les décharges fluviales en mer mais aussi pour leur impact sur les communautés biologiques (Akoumianaki & Nicolaidou 2007). Cet intérêt est fondé sur l'évidence que l'augmentation des dépôts de sédiments terrestres dans la zone côtière, liée aux activités opérées dans les bassins versants (déforestation, agriculture intensive et urbanisation) nuisent à la biodiversité et à la valeur écologique des habitats côtiers (GESAMP 1994, Thrush *et al.* 2004). De plus, situés à l'aval des bassins versants, ces écosystèmes deltaïques constituent des aires appropriées pour la surveillance, la détection et le suivi des impacts des activités réalisées dans les bassins versants d'influence (Akoumianaki & Nicolaidou 2007).

Le suivi à long terme des changements des communautés benthiques représente une information de base pour la compréhension des effets des agents de perturbation et pour la définition d'indicateurs de la qualité environnementale (Pearson *et al.* 1986, Warwick *et al.* 1991, Seys *et al.* 1994, Pearson & Mannvick 1998). De nombreux experts considèrent que les informations issues du suivi constituent une base pour une gestion rationnelle et viable des ressources naturelles, et aussi, un moyen fiable pour la qualité de l'évaluation de l'environnement marin (Bellan-Santini *et al.* 1994, Marka & Nicolaidou 2000). De telles approches sont à même d'expliquer les mécanismes responsables de la structure des communautés (Massé 1972, Ambrogi *et al.* 1990).

Dans ce contexte, la présente étude se propose d'examiner la variabilité interannuelle de la biocénose des SFBC dans la baie de Oued Laou et tenter de mettre en relation les variations quantitatives et qualitatives observées avec les conditions environnementales qui règnent dans la baie.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Site d'étude

La baie de Oued Laou se trouve en Méditerranée marocaine à quelque soixante kilomètres du détroit de Gibraltar qui sépare l'Atlantique de la Méditerranée (Fig. 1). C'est une baie ouverte délimitée par deux caps, Ras Mekkada au nord-ouest (N35°28'52'' W05°06'68'') et Ras Targha au sud-est (N35°24'16'' W05°01'0'') séparés de 12 km. Dans cette baie débouche l'Oued Laou qui draine les eaux d'un bassin versant de 930 km² et dont il est le principal cours d'eau. L'Oued Laou prend naissance dans la partie calcaire du Rif au niveau du Jbel Tissouka à 1600 m d'altitude et parcourt 70 km avant de se jeter en mer. Dans les reliefs

montagneux, les précipitations sont élevées (entre 800 et 1200 mm) et sont plus faibles sur les bas reliefs près de la côte (500 mm dans la localité de Oued Laou). Le débit moyen de l'Oued Laou est de 11,7 m³/s pouvant atteindre un maximum supérieur à 1200 m³/s. La baie de Oued Laou est baignée par la mer d'Alboran qui joue le rôle de lien entre l'Atlantique et la Méditerranée occidentale. Dans l'Alboran, les eaux atlantiques de surface de salinité 35-36 se dirigent vers l'Est. A partir de 300 m de profondeur, l'eau méditerranéenne de salinité plus élevée (37-38) se déplace d'est en ouest et traverse le détroit pour pénétrer en Atlantique. L'hydrologie de la partie occidentale de la mer d'Alboran est sous la tutelle d'un tourbillon de faible intensité qui se traduit par la manifestation de deux gyres anticycloniques, celui de l'ouest intéresse la zone de la baie de Oued Laou. La température de l'eau de mer y est de 14-15°C en hiver et 24-25°C en été.

Echantillonnage et analyse des prélèvements

Les données traitées ici proviennent de trois campagnes réalisées durant les mois de septembre (fin de l'été) des années 2003, 2004 et 2005, car les communautés benthiques dans la région sont apparues plus stables durant cette saison (Bazairi *et al.* 2006). La variation interannuelle des communautés benthiques a été évaluée par le suivi de 12 stations, réparties sur trois radiales localisées respectivement en face de l'embouchure et à 2000 m de part et d'autre de celle-ci (Fig. 1). Sur chaque radiale, quatre stations localisées aux isobathes de 5 m, 10 m, 15 m et 20 m et dont la distance par rapport à la côte était respectivement de 300-500 m, 850-950 m, 1250-1300 m et 1550-1600 m, selon les radiales. Le plan d'échantillonnage utilisé avait pris en considération la représentativité des quatre niveaux bathymétriques dans les différentes parties de la baie. Devant l'absence d'embarcations de grandes tailles permettant l'utilisation de bennes quantitatives qui sont relativement lourdes et difficile de manipuler, les prélèvements ont été réalisés à l'aide d'une drague conique proche de la drague Rallier du Baty qui dispose d'une ouverture circulaire de 45 cm de diamètre et d'une lame de 25 cm de large pénétrant dans le sédiment. La poche utilisée (maille d'ouverture maximale de 1 mm de côté) recueille environ 20 dm³ de sédiment. Cette drague convient parfaitement pour les fonds vaseux, sableux ou graveleux. La durée de prélèvement a été constante à chaque station (1 minute pour une même vitesse de l'embarcation) ce qui permet un traitement semi-quantitatif des échantillons récoltés (Bazairi *et al.* 2003, Cherkaoui *et al.* 2003). De la quantité du sédiment échantillonné, 300 g sont prélevés pour l'analyse granulométrique et pour l'évaluation de la teneur en matière organique. L'échantillon est tamisé sur place au moyen d'un tamis de 1 mm² de vide de maille. Le refus du tamis est fixé au formol à 8%. Au laboratoire, les refus sont lavés et triés et la macrofaune isolée, identifiée et comptée. Les fractions de sédiment ont été identifiées en utilisant le principe de classification biosédimentaire de Chassé & Glémarec (1976) qui reconnaît quatre familles granulométriques : pélites (médiane granulométrique (Md) < 63 µm), sables fins (63 µm < Md < 500 µm), sables grossiers (500 µm < Md < 2000 µm) et graviers (Md > 2000 µm).

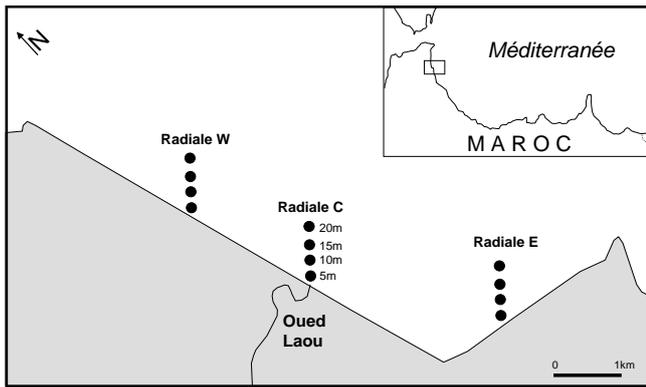


Figure 1 : Localisation des stations de suivi de la macrofaune benthique dans la baie de Oued Laou. W = ouest, C = centre, E = est.

L'analyse des communautés benthiques a été réalisée à l'aide d'une analyse de proximité MDS (non-parametric Multidimensional Scalling) et par une classification ascendante hiérarchique (CAH). Dans les deux cas, la matrice de similitude est basée sur l'indice de similarité de Bray-Curtis avec une transformation préalable en $\log(x+1)$ des données (abondances). Les différences de composition entre communautés ont été testées à l'aide de l'ANOSIM (Analysis of Similarities). La procédure SIMPER a été suivie pour l'identification des espèces les plus contributives dans la similarité entre les stations d'un même groupe, d'une part, et celles qui sont les plus contributives dans la dissimilarité entre les stations de deux groupes différents, d'autre part.

Les différents paramètres de structure de peuplement (richesse spécifique, abondance, indice de diversité de Shannon H' et indice d'équitabilité de Pielou J') ont été comparés à l'aide d'une analyse de variance (ANOVA). Avant l'utilisation de l'ANOVA, l'hypothèse d'homogénéité des variances a été testée. En cas de violation des conditions d'utilisation de l'ANOVA, c'est le test non paramétrique de Kruskal-Wallis qui est utilisé.

Les analyses ANOVA et test de Kruskal-Wallis ont été effectuées à l'aide du programme STATISTICA (StatSoft, Inc.), tandis que les analyses MDS, CAH, ANOSIM et SIMPER ont été réalisées à l'aide du programme PRIMER (Clarke & Gorley 2003).

Tableau I : Résultats du test global et des tests appariés issus de l'ANOSIM à deux facteurs (temps et bathymétrie) appliquée aux données de la macrofaune benthique de la baie de Oued Laou. n.s. : différence non significative.

	Test global		Tests appariés	
	R	p	Groupe	R p
Entre années	0,36	<0,01	2003 – 2004	0,16 n.s.
			2003 – 2005	0,56 <0,01
			2004 – 2005	0,35 <0,01
Entre profondeurs	0,55	<0,01	5m – 10m	0,81 <0,01
			5m – 15m	0,96 <0,01
			5m – 20m	0,93 <0,01
			10m – 15m	0,38 <0,01
			10m – 20m	0,58 <0,01
			15m – 20m	0,11 n.s.

RÉSULTATS

A travers les prélèvements analysés, 123 taxons ont été identifiés. Ce sont principalement des polychètes (42 espèces), crustacés (41 espèces) et bivalves (31 espèces). Les échinodermes ont été représentés par quatre espèces alors que nemertiens, sipunculidés, poissons, chordés et plathelminthes n'ont été représentés que par une seule espèce à la fois.

La comparaison de la composition des communautés benthiques à l'aide d'une ANOSIM à deux facteurs (profondeur et années) a montré un effet année ($R=0,36$ et $p<0,01$) avec une différence significative entre 2003-2005 et 2004-2005, d'une part, et un effet profondeur ($R=0,55$ et $p<0,01$) avec des différences significatives entre tous les niveaux bathymétriques, à l'exception du couple 15 m-20 m, d'autre part (Tabl. I). A la lumière de ce résultat, nous considérons que les stations des niveaux 15 m et 20 m représentent une même entité biocénotique et seront considérés dans la suite de l'analyse comme un seul groupe; Leur composition et leurs structures globales seront comparés à celles des niveaux bathymétriques moins profonds.

L'analyse de proximité MDS (Fig. 2) illustre clairement ces résultats. Les communautés benthiques se séparent nettement en fonction de la profondeur, le long de l'axe horizontal, et en fonction des années, le long de l'axe vertical. Le niveau des 5 m se distingue nettement des autres niveaux bathymétriques plus profonds.

Les espèces les plus contributives dans la dissimilarité entre communautés par profondeurs et par années (SIMPER, seuil de 50%) sont reportées dans le tableau II. Ce sont essentiellement des crustacés (52%), des polychètes (20%) et des mollusques (12%). Le nombre d'espèces contributives augmente avec la profondeur et passe de six espèces à 18 entre les isobathes de 5 m et 20 m. Les crustacés marquent cette structure et restent bien représentés malgré la diminution de leur dominance avec la profondeur qui est passé de 84% à 66%. Il convient de noter également qu'au sein de chaque niveau bathymétrique, les espèces contributives et donc dominantes restent inchangées avec le temps ; seules leurs dominances relatives respectives changent.

L'analyse interannuelle de la structure des peuplements montre des différences significatives pour l'abondance, H' et J' pour les niveaux bathymétriques de 5 m. Pour les 10 m aucune différence significative n'est observée tandis qu'une différence significative pour la richesse spécifique est mise en évidence pour les 15-20 m (Tabl. III).

La figure 3 tente d'illustrer le phénomène de successions entre les trois années de l'étude et entre niveaux bathymétriques en considérant les espèces communes, les espèces disparues et les espèces apparues entre deux années successives, 2003-2004 et 2004-2005. Le nombre total d'espèces est le plus élevé en 2005 à tous les niveaux bathymétriques. En 2004, le nombre total d'espèces est légèrement plus faible qu'en 2003. La succession entre espèces se traduit par un nombre d'espèces apparues plus

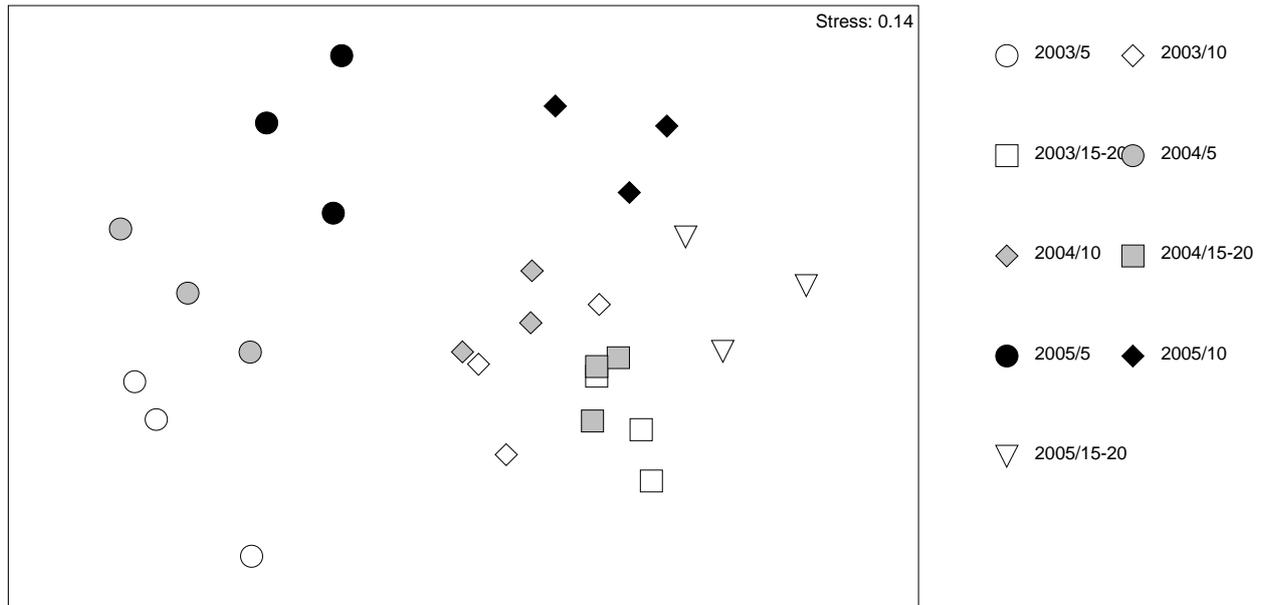


Figure 2 : Ordination par MDS des données préalablement transformées en $\log(x+1)$ de la macrofaune benthique par station et par date (légende : Année/profondeur).

Tableau II : Abondances moyennes des espèces les plus contributives (seuil de 50%) dans la dissimilarité interannuelle par profondeur entre les stations de suivi (SIMPER). GT : Groupe Taxonomique ; C : crustacé ; E : échinoderme ; M : mollusque ; P : annélide polychète.

GT	Espèces	2003			2004			2005		
		5 m	10 m	15-20 m	5 m	10 m	15-20 m	5 m	10 m	15-20 m
C	<i>Ampelisca brevicornis</i>	319,0	81,0	11,3	149,7	45,3	18,7	85,3	34,0	11,2
C	<i>Ampelisca ruffoi</i>	7,3	93,3	43,2	1,0	37,3	16,5	4,3	9,7	9,8
C	<i>Apseudes</i> sp.	0,3	24,0	12,2	3,7	34,7	21,2	11,3	23,3	4,2
C	<i>Bathyporeia phaeophthalma</i>	33,0	74,7	16,0	132,0	24,0	10,8	35,3	2,7	0,2
M	<i>Callista chione</i>	0,0	2,7	3,5	0,0	3,7	3,7	0,7	6,7	13,7
C	<i>Harpinia antennaria</i>	0,0	12,7	21,5	0,0	15,3	11,2	0,3	6,3	10,3
P	<i>Hyalonoecia fauveli</i>	1,0	0,7	4,2	0,3	2,3	2,3	2,0	0,7	7,0
C	<i>Leptocheirus pectinatus</i>	2,3	19,7	76,3	0,7	18,7	71,0	4,0	8,0	11,0
C	<i>Leucothoe incisa</i>	0,3	3,3	7,7	0,0	5,0	2,7	2,3	4,7	2,5
P	<i>Lumbriconeris</i> sp.	0,3	3,0	8,7	0,3	3,3	3,0	0,0	2,0	3,8
P	Maldanidae indét.	0,0	1,3	11,8	0,3	3,0	7,0	4,0	8,0	5,3
N	Nemertien	5,0	8,0	4,8	1,0	3,0	1,5	1,3	1,0	1,3
E	<i>Ophiura texturata</i>	0,0	2,0	2,7	0,3	0,7	3,8	0,3	1,3	3,2
M	<i>Spisula subtruncata</i>	0,0	48,0	3,5	0,0	15,3	7,7	0,3	81,3	51,8
C	<i>Urothoe grimaldii</i>	8,3	6,3	20,5	40,0	62,0	36,8	19,7	33,7	48,2
C	<i>Urothoe intermedia</i>	10,0	70,7	40,2	48,3	71,0	44,0	34,7	36,3	34,3

Tableau III : Résultats de l'ANOVA à un seul facteur appliquée aux paramètres de structure des communautés pour tester les différences interannuelles par niveau bathymétrique.

Profondeurs	Paramètres	Sources de variation	DDL	F	P
5 m	S	année	2	4,0	0,1
	A	année	2	5,9	0,0
	H'	année	2	21,6	0,0
	J'	année	2	21,6	0,0
10 m	S	année	2	0,4	0,7
	A	année	2	0,3	0,8
	H'	année	2	1,3	0,3
	J'	année	2	2,4	0,2
15-20 m	S	année	2	4,8	0,0
	A	année	2	0,9	0,4
	H'	année	2	0,6	0,5
	J'	année	2	0,3	0,8

faible que celui des disparues et le phénomène est plus accentué avec la profondeur croissante. En 2005, le phénomène s'inverse par rapport à 2004. Les taxons apparus sont nettement plus élevés que ceux des disparus et le phénomène est plus marqué en profondeur puisque leurs nombres sont de 19, 23 et 28 espèces respectivement aux profondeurs de 5 m, 10 m et 15-20 m (Fig. 3).

Pour tenter de comprendre l'ensemble des variabilités biotiques traités ci-dessus, nous avons étudié les paramètres édaphiques. Les sédiments sont de plus en plus fins avec la profondeur croissante ce qui se traduit par une médiane granulométrique décroissante (de 214 ± 49 à 170 ± 14) et un taux de pélites croissant (de $5 \pm 2,7$ à $11 \pm 2,8$) entre 5 m et 20 m. De l'année 2003 à 2005, une tendance générale d'un envasement prononcé a été notée, notamment dans les 5 m (Fig. 4). Les comparaisons appariées interannuelles pour la médiane granulométrique montrent des différences

significatives entre 2003-2004 et 2003-2005 pour tous les niveaux bathymétriques. Pour les taux des pélites, il y a des différences significatives entre 2003 et 2004 pour les niveaux bathymétriques et entre 2003 et 2005 uniquement pour l'isobathe de 5 m (Tabl. IV).

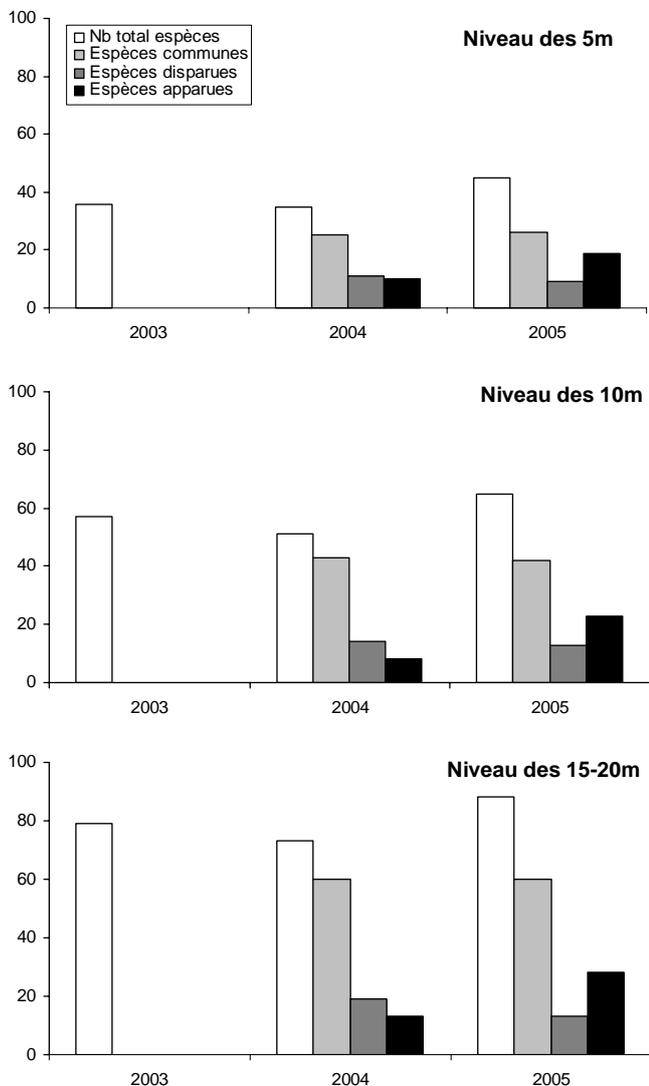


Figure 3 : Evolution interannuelle de la composition spécifique de la communauté benthique en terme du nombre total d'espèces, nombre d'espèces communes, disparues et apparues.

Discussion

La présente étude est la première du genre à évaluer les fluctuations interannuelles des communautés de sable fin sur la façade méditerranéenne du Maroc. De manière générale, la plupart des espèces dominantes dans la baie de Oued Laou se rapportent à celles de la biocénose des SFBC (Pérès & Picard 1964, Augier 1982). Cependant, dans le cas de cette baie, la composition qualitative et quantitative est largement différente de celles observées dans d'autres régions méditerranéennes (Pérès 1967, Augier 1982, Cardell *et al.* 1999, Sarda *et al.* 1999, Gusso *et al.* 2001). La biocénose des SFBC se caractérise habituellement par la dominance de mollusques pélicypodes (Pérès & Picard

1964) alors que dans la baie de Oued Laou, ce sont les crustacés qui sont les mieux représentés. Cette dominance des crustacés dans ce site serait favorisée par l'hydrodynamique du milieu. En effet, dans des communautés comparables de Méditerranée nord occidentale, les crustacés dominent dans les environnements côtiers à forte hydrodynamique marine, alors que mollusques et polychètes sont plus abondants dans des environnements plus calmes (Massé 1972).

Dans la baie de Oued Laou, la biocénose des SFBC s'organise en trois faciès qui se succèdent en fonction de la profondeur (respectivement faciès des isobathes de 5 m, 10 m et 15-20 m) qui se traduit aussi, de façon générale, par l'augmentation de l'abondance et du nombre d'espèces avec la profondeur croissante. Ce constat a été mis en évidence sur ce même site à l'occasion de travaux antérieurs (Bazairi *et al.* 2006).

Par ailleurs, les fluctuations des paramètres de structure des communautés avec la profondeur ont été décrites dans plusieurs régions de la Méditerranée (Pearsson 1983, Alberteli *et al.* 1999, Kourelea *et al.* 2004).

Le nombre réduit d'espèces près de la côte observé dans la présente étude serait le résultat de la forte hydrodynamique du milieu qui se traduit également par la persistance des conditions instables à l'interface eau-sédiment. Un tel facteur a été évoqué par Kourelea *et al.* (2004) pour expliquer la différence observée dans la communauté de SFBC étudiée en mer Egée (Méditerranée Est) par rapport au schéma habituel de Pérès & Picard (1964).

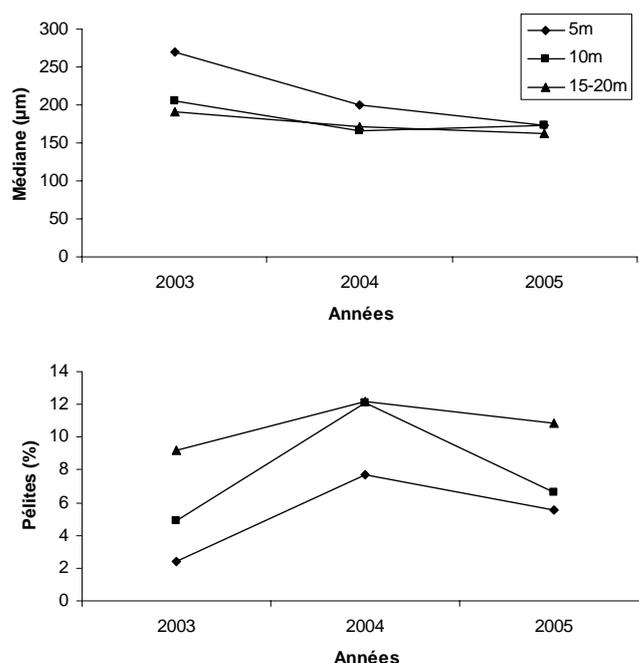


Figure 4 : Fluctuations interannuelles de caractéristiques granulométriques (médiane et taux de pélites) par niveau bathymétrique de la zone d'étude.

Tableau IV : Résultats de l'ANOVA ou du test du KruskalWallis et des tests appariés correspondant appliqués pour tester les différences interannuelles par niveau bathymétrique des médianes granulométriques et teneurs en pélites. n.s. : différence non significative.

Profondeurs	Source de variation	Test Global (ANOVA (F) ou Kruskal-Wallis (H))		Comparaison appariée	
		F ou H	p	Groupe	p
5m	Médiane	F=30,8	<0,05	2003-2004	<0,05
				2003-2005	<0,05
				2004-2005	n.s.
	Pélites	H=8,4	<0,05	2003-2004	<0,05
				2003-2005	<0,05
				2004-2005	n.s.
10m	Médiane	F=6,6	<0,05	2003-2004	<0,05
				2003-2005	<0,05
				2004-2005	n.s.
	Pélites	H=6,2	<0,05	2003-2004	<0,05
				2003-2005	n.s.
				2004-2005	n.s.
15-20m	Médiane	F=13,8	<0,05	2003-2004	<0,05
				2003-2005	n.s.
				2004-2005	n.s.
	Pélites	H=6,1	<0,05	2003-2004	<0,05
				2003-2005	n.s.
				2004-2005	n.s.

La structure des communautés de la macrofaune benthique des zones côtières subtidales est contrôlée par une combinaison de facteurs biotiques et abiotiques ; les premiers étant les plus importants (Clarck & Milne 1955, Massé 1972, Gage 1974). Il semble que le degré d'exposition à l'hydrodynamique, la température du milieu et la nature du substrat seraient les facteurs abiotiques majeurs, qui en interagissant en eux, contrôlent à la fois la distribution des espèces et la dynamique des communautés benthiques de la zone côtière (Pearsson 1983). Sur une côte exposée, le stress exercé sur les animaux benthiques augmente en direction de la côte, en relation avec l'instabilité sédimentaire et la variabilité de la température ; ce qui pourrait affecter la structure de la communauté qui se traduit par une diversité plus faible (Pearsson 1983). Il a été établi qu'à des profondeurs inférieures à 5 m, la distribution de la faune est déterminée principalement par les marées puis par l'exposition aux vagues, la température et la salinité alors que dans les eaux plus profondes (> 5m), la composition sédimentaire devient le facteur prépondérant dans la structuration des communautés benthiques (Gage 1974). Par ailleurs, Maurer *et al.* (1979) ont montré que l'augmentation de l'instabilité sédimentaire réduit le nombre d'espèces.

Sur le plan temporel, la biocénose des SFBC de la baie de Oued Laou a montré des fluctuations interannuelles généralisées à tous les niveaux bathymétriques. Ces changements se sont traduits, sur le plan faunistique, par un enrichissement significatif de la communauté en espèces nouvelles en 2004 et surtout en 2005, bien que les espèces dominantes soient demeurées les mêmes d'une année sur l'autre. La médiane granulométrique et la teneur en pélites suivent une tendance comparable avec un envasement généralisé de l'habitat sédimentaire de 2003 à 2005. Pendant cette période, les apports de Oued Laou auraient eu comme effet une augmentation de la proportion fine et par

conséquent un renforcement des teneurs en carbone organique dans les sédiments superficiels (Labrune *et al.* 2007). Des effets similaires ont été rapportés pour de nombreux cours d'eaux (Jouanneau *et al.* 2002, Mucha *et al.* 2003, Giberto *et al.* 2004) y compris en Méditerranée (Cardell *et al.* 1999, Simonini *et al.* 2004). Les changements de granulométrie, et surtout l'enrichissement en matière organique, constituent le mécanisme par lequel les rivières influencent la composition de la macrofaune benthique marine (Labrune *et al.* 2007, Fresi *et al.* 1983, Aller & Stupakoff 1996, Mannino & Montagna 1997, Simonini *et al.* 2004). Par ailleurs, les communautés benthiques marines, qui occupent les fronts deltaïques, sont sujettes à des risques d'enfouissement liés au dépôt des sédiments fins à faibles profondeurs en raison des apports sédimentaires d'origine terrigène dont la sédimentation est favorisée par la réduction de l'instabilité hydrodynamique du milieu (Akoumianaki & Nicolaidou 2007). Ceci pourrait expliquer partiellement la disparition de certaines espèces entre 2003 et 2005.

Le trait caractéristique de la communauté étudiée est sa haute persistance démontrée par la haute similarité temporelle au niveau de chaque niveau bathymétrique, notamment le maintien de l'organisation spatiale en trois faciès en rapport avec la profondeur. Un tel constat a été aussi observé le long de l'Adriatique Nord où la zonation bathymétrique des différents groupes de stations identifiés a été maintenue sur plusieurs années (Occhipinti-ambrogi *et al.* 2002). Des changements interannuels significatifs peuvent toucher les communautés des fonds meubles (Larsen 1979, Buchanan *et al.* 1978) et peuvent se manifester par une grande variabilité dans la composition spécifique en fonction du temps mais la structure et l'organisation de la communauté demeurent stables (Maurer *et al.* 1979). La persistance des communautés benthiques installées sur des fonds côtiers peu profonds peut être

attribuée aux espèces dominantes qui ont une large répartition géographique. Jackson (1974) suggère que les communautés avec une faible diversité, mais composées d'espèces eurytopiques, pourraient être plus stables que les communautés qui ont une plus grande diversité. La raison pouvant être évoquée est à mettre en rapport avec le faible taux d'extinction que présentent les espèces ayant une large répartition géographique.

En conclusion, la présente étude montre qu'il y a une étroite relation entre la macrofaune benthique et l'environnement du front deltaïque. La distribution des espèces résulte des fluctuations du régime hydrodynamique qui influence la caractéristique du substrat. Elle a aussi montré que les apports de Oued Laou peuvent déterminer la composition des espèces dans un tel environnement et peuvent avoir un impact sur la structure de la communauté.

Remerciements

Ce travail a été réalisé dans le cadre du projet MEDCORE financé par l'Union Européenne (Contrat ICA3-CT-2002-10003, 2003-2005). Nous remercions Dr A. Chaouti et M. Boubkari pour leur assistance sur le terrain et au laboratoire.

Références

- Akoumianaki I. & Nicolaidou A. 2007. Spatial variability and dynamics of macrobenthos in a Mediterranean delta front area: the role of physical processes. *J. Sea Res.*, 57, 47-64.
- Albertelli G., Covazzi-Harriague A., Danovaro R., Fabiano M. & Pusceddu A. 1999. Differential responses of bacteria, meiofauna and macrofauna in a shelf area (Ligean Sea, NW Mediterranean): role of food availability. *J. Sea Res.*, 42, 11-26.
- Aller J.Y. & Stupakoff I. 1996. The distribution and seasonal characteristics of benthic communities on the Amazon shelf as indicators of physical processes. *Cont. Shelf Res.*, 16, 717-751.
- Ambrogi R., Bduilli G. & Zurlini G. 1990. Spatial and temporal patterns in structure of macrobenthic assemblages. A three year study in the Northern Adriatic Sea of the Po River Delta. *P.S.Z.N. I: Mar. Ecol.*, 11, 25-41.
- Augier H. 1982. Inventory and classification of marine benthic biocenosis of the Mediterranean. *Nature and Envir. Series. Council of Europe, Strasbourg*, 25, 57 p.
- Bazairi H., Bayed A., Glémarec M. & Hily C. 2003. Spatial organisation of macrozoobenthic communities in response to environmental factors in a coastal lagoon of the NW African coast (Merja Zerga, Morocco). *Oceanol. Acta*, 26, 457-471.
- Bazairi H., Chaouti A. & Bayed A. 2006. Distribution bathymétrique du macrobenthos au large de l'embouchure d'un cours d'eau méditerranéen: baie de Oued Laou dans le Nord-Ouest du Maroc. *In: F. Scapini (Ed.), Proceedings of the MedCore project international conference «The Mediterranean coastal area from the watershed to the sea: interactions and changes»*, 10-14 novembre, Florence (Italie) : 313-325.
- Bellan-Santini D., Lacaze J.C. & Poizat C. 1994. *Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée, synthèse, menaces et perspectives*. Secrétaria de la faune et de la flore (Ed.), Série Patrimoine écologique. Paris. Collection Patrimoines Naturels, 19, 246 p.
- Bianchi C.N. & Mori C. 2000. Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: situation, problems and prospects for future research. *Mar. Pollut. Bull.*, 40, 367-376.
- Bilyard G.R. 1987. The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. *Mar. Pollut. Bull.*, 18, 581-585.
- Boero F. 1994. Fluctuations and variations in coastal marine environments. *P.S.Z.N. I, Mar. Ecol.*, 15, 3-25.
- Buchanan J.B., Shearer M. & Kingston P.F. 1978. Sources of variability in the benthic macrofauna off the south Northumberland coast, 1971-1976. *J. Mar. Biol. Ass., U.K.*, 58, 191-210.
- Cardell M.J., Sarda R. & Romero J. 1999. Spatial changes in sublittoral soft-bottom polychaeta assemblages due to river inputs and sewage discharges. *Acta Oecol.*, 20, 343-351.
- Chassé C. & Glémarec M. 1976. Principes généraux de la classification des fonds pour la cartographie bio-sédimentaire. *J. Rech. Océanogr.* 1(3), 1-18.
- Cherkaoui E., Bayed A. & Hily C. 2003. Organisation spatiale des peuplements macrozoobenthiques subtidiaux d'un estuaire de la côte atlantique marocaine: l'estuaire du Bou Regreg. *Cah. Biol. Mar.*, 22, 339-352.
- Clarke K.R. & Gorley R.N. 2003. *Primer 5 (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research)*. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, United Kingdom.
- Clarke R.B. & Milne A. 1955. The sublittoral fauna of two sandy bays on the Isle of Cumbrae, Firth of Clyde. *J. Mar. Biol. Ass., U.K.*, 34, 161-180.
- Dauer D.M., Ranasinghe J.A. & Weisberg S.B. 2000. Relationship between benthic community condition, water quality, sediment quality, nutrient load and land use patterns in Chesapeake Bay. *Estuaries*, 23, 80-96.
- Dauvin J.C. 1993. Le benthos: témoin des variations de l'environnement. *Oceanis*, 19(6), 25-53.
- Dauvin J.C. 2007. Paradox of estuarine quality: Benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Mar. Pollut. Bull.*, 55(1-6), 271-281.
- Fresi E., Gambi M.C., Focardi S., Bargagli R., Baldi F. & Falciai L. 1983. Benthic community and sediment types: a structural analysis. *Mar. Ecol.*, 4, 101-121.
- Gage J. 1974. Shallow-water zonation of sea-loch benthos and its relation to hydrographic and other physical features. *J. Mar. Biol. Ass., UK.*, 54, 223-250.
- GESAMP 1994. *Anthropogenic Influences on Sediment Discharge to the Coastal Zone and Environmental Consequences*. UNESCO-TOC, Paris.
- Giberto D.A., Bremec, C.S., Acha, E.M., Mianzan, H. 2004. Large-scale spatial patterns of benthic assemblages in the SW Atlantic: the Rio de la Plata estuary and adjacent shelf waters. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 61, 1-13.
- Gibson G.R., Bowman M.L., Gerritsen J.O & Snyderb D. 2000. *Estuarine and coastal marine waters: bioassessment and biocriteria technical guidance EPA 822-B-00-024US*. Washington, DC7 Environmental Protection Agency, Office of Water, 296 p.
- Gusso C.C., Gravina M.F. & Maggioro F.R. 2001. Temporal variations in soft bottom benthic communities in central Tyrrhenian Sea (Italy). *Archo. Oceanogr. Limnol.*, 22, 175-182.
- Jackson J.B.C. 1972. The ecology of the molluscs of Thalassia communities, Jamaica, West Indies. II. Molluscan

- population variability along an environmental stress gradient. *Mar. Biol.*, 14, 304-348.
- Jouanneau J.M., Garcia C., Oliveira A., Rodrigues A., Dias J.A. & Weber O. 1998. Dispersal and deposition of suspended sediment on the shelf off the Tagus and Sado estuaries, S.W. Portugal. *Prog. Oceanog.*, 42, 233-257.
- Kourelea E., Vafidis D., Chintiroglou C.C., Trontsios G. & Chichro L. 2004. Temporal variations in fine sand assemblages in the North Aegean Sea (Eastern Mediterranean). *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 89(2), 175-187.
- Labruno C., Grémare A., Amouroux J.M., Sarda R., Gil J. & Taboada S. 2007. Assessment of soft-bottom polychaete assemblages in the Gulf of Lions (NW Mediterranean) based on a mesoscale survey. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 71, 133-147.
- Larsen P.F. 1979. The shallow-water macrobenthos of a northern New England estuary. *Mar. Biol.*, 55, 69-78.
- Makra A. & Nicolaidou A. 2000. Benthic communities of the inner Argolikos Bay. *Belg. J. Zool.*, 130, 63-69.
- Mannino A. & Montagna P.A. 1997. Small-scale spatial variation of macrobenthic community structure. *Estuaries*, 20, 159-173.
- Massé H. 1972. Quantitative investigations of sand bottom macrofauna along the Mediterranean north-west coast. *Mar. Biol.*, 15, 209-220.
- Maurer D., Leatham W., Kinner P. & Tinsman J.C. 1979. Seasonal fluctuations in coastal benthic invertebrate assemblages. *Estuar. Coast. Mar. Sci.*, 8, 181-193.
- Mucha A.P., Vasconcelos M.T.S.D., Bordalo A.A. 2003. Macrobenthic community in the Douro estuary: relations with trace metals and natural sediment characteristics. *Environ. Poll.*, 121, 169-180.
- Occhipinti-Ambrogi A., Savini D. & Forni G. 2005. Macrobenthos community structural changes off Cesenatico coast (Emilia Romagna, Northern Adriatic), a six-year monitoring programme. *Sci. Total Environ.*, 353, 317-328.
- Occhipinti-Ambrogi, A., Favruzzo M. & Savini D. 2002. Multi-annual variations of macrobenthos along the Emilia-Romagna coast (Northern Adriatic Sea). *PSZN I: Mar. Ecol.*, 23, 307-319.
- Pearson J.C. & Rosenberg R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, 16, 229-311.
- Pearson T.H.G. & Mannvik H.P. 1998. Long-term changes in the diversity and faunal structure of benthic communities in the Northern North Sea – natural variability or induced instability. *Hydrobiologia*, 376, 317-329.
- Pearson T.H.G., Duncan G. & Nuttal J. 1986. Long term changes in the benthic communities of Loch Linnhe and Loc Eil (Scotland). *Hydrobiologia*, 142, 113-119.
- Pearsson L.E. 1983. Temporal and spatial variation in coastal macrobenthic community structure, Hanö bay (southern Banlic). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 68, 277-293.
- Pérès J.M. & Picard J. 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, 31, 1-137.
- Pérès J.M. 1967. The Mediterranean benthos. *Ocean. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 5, 449-553.
- Reiss H. & Kröncke I. 2005. Seasonal variability of benthic indices: An approach to test the applicability of different indices for ecosystem quality assessment. *Mar. Pollut. Bull.*, 50, 1490-1499.
- Sarda R., Pinedo S. & Martin D. 1999. Seasonal dynamics of macroinfaunal key species inhabiting shallow soft-bottoms in the bay of Blanes (NW Mediterranean). *Acta Oecol.*, 20, 315-326.
- Seys J., Meire P.M., Coosen J. & Craeymeersch J.A. 1994. Long-term changes (1979-89) in the intertidal macrozoobenthos of the Oosterschelde estuary: are patterns in total density, biomass and diversity by the construction of the storm-surge barrier? *Hydrobiologia*, 282/283, 251-264.
- Simonini R., Ansaloni I., Bonvicini Pagliai A.M., Prevedelli D. 2004. Organic enrichment and structure of the macrozoobenthic community in the northern Adriatic Sea in an area facing Adige and Po mouths. *ICES J. Mar. Sci.*, 61, 871-881.
- Thrush S.F., Hewitt J.E., Cummings V., Ellis J.I., Hatton C., Lohrer A. & Norkko A. 2004. Muddy waters: elevating input to coastal and estuarine habitats. *Front. Ecol. Environ.*, 2, 299-306.
- Warwick R.M., Goss-Custard J.D., Kirby R., George C.L., Pope N.D. & Rowden A.A. 1991. Static and dynamic environmental factors determining the community structure of estuarine macrobenthos in SW Britain: why is the Severn Estuary different? *J. Appl. Ecol.*, 28, 329-345.

Manuscrit reçu le 5 juillet 2007