

SPONTOX

UTILISATION DES SPONGIAIRES COMME BIOINDICATEUR DE
L'ENVIRONNEMENT LITTORAL

2010



Hymeniacidon perlevis

Olivier Basuyaux, SMEL

Christelle Caplat, ERPCB-Université de Caen BN

Marie-Laure Mahaut, CNAM –INTECHMER

Dans le cadre de l'estimation de l'état écologique d'un écosystème, plusieurs démarches expérimentales peuvent être mises en place afin d'apprécier le degré et la variation spatiale de la contamination de l'environnement. Des programmes de biomonitoring se sont développés afin d'évaluer les quantités et la distribution de certains contaminants dans les individus d'espèces choisies pour leurs caractéristiques bioécologiques. Les spongiaires rassemblent une très grande part des qualités exigées pour un bioindicateur de pollution. Le programme SPONTOX vise à étudier la possibilité d'utiliser ces organismes en Basse-Normandie. En 2010, une approche cartographique de la présence des spongiaires, des analyses en métaux, HAP, PCB ainsi que des premières essais de spongiculture vont permettre d'identifier l'espèce la plus appropriée...



Ce programme a été réalisé avec la participation **technique** de :



Estelle Baudinière – Janv. / Juillet 2010

Etude de la répartition des Spongiaires sur la zone intertidale de la région Basse-Normandie - 42 pp

Stage de Master 2 - Cartographie et Bioproduction des Ecosystèmes



Claire Chataigner – Mars / septembre 2010

Etude préliminaire de l'opportunité d'utiliser les éponges comme bioindicateur de l'environnement en Basse-Normandie – 67 pp.

Ingénieur Ecole National Supérieure de Chimie de Montpellier



Julien Pain – Avril / juin 2010

Etude de la qualité des eaux côtières appliquée au modèle biologique des éponges – 31 pp.

Master Recherche Chimie Organique, bio-organique et environnementale 1^{ère} année – Clermont-Ferrand.

Ainsi que les étudiants du CNAM/Intechmer: **Mélanie BESSON, Justine CHOMPRET, Claire DOUCHIN, Alizée FREZEL, Célia KHELIFI, Vincent LEFEBVRE, Ambre MALET, Manuella RABILLIER & Raphaël VERGE.**



Et la participation **financière** de :

L'Agence de l'Eau Basse-Normandie (AESN),

Le Conseil Régional Basse Normandie (CRBN),

Le Syndicat Mixte pour l'Équipement du Littoral (Conseil Général de la Manche, Chambre consulaires, Communes littorales) (SMEL),

Le Conservatoire National des Arts et Métiers (Institut National des Sciences et Techniques de la Mer) (CNAM/INTECHMER) (dont la dotation du Syndicat Mixte du Cotentin),

L'Équipe de Recherche en Physico-Chimie et Biotechnologies de l'Université de Caen Basse-Normandie (ERPCB)

Fiche résumée

Basuyaux O., C. Caplat & ML Mahaut, 2010. SPONTOX 2010 - Utilisation des spongiaires comme bioindicateur de l'environnement littoral. Rapport d'étude 2010. 104 pp.

Le programme Spontox 2010 est une étude préliminaire de l'opportunité de l'utilisation des éponges comme bioindicateur en Basse Normandie. La première étape a été d'établir la géolocalisation des colonies de spongiaires sur les estrans rocheux de la région. 40 espèces différentes ont été observées et cartographiées sur l'ensemble du littoral bas-normand. 2 espèces (*Hymeniacidon perlevis* et *Halichondria panicea*) se sont avérées particulièrement abondantes sur la plupart des stations.

Dans une seconde phase, la bioaccumulation dans les éponges en métaux, HAP et PCB a été comparée aux résultats du réseau RNO (ROCCH) qui utilise les moules comme bioaccumulateur. L'étude établit que les capacités d'accumulation de l'espèce *Halichondria panicea* présente sur de nombreux secteurs, sont faibles. Par contre, les tissus d'*Hymeniacidon perlevis* présentent des taux d'accumulation de contaminants très supérieurs à ceux des moules vivant dans les mêmes secteurs : Dans le port de Cherbourg, les concentrations en Zn sont jusqu'à 5 fois plus importantes que celles mesurées dans les moules (régulation), et les concentrations en Cu sont 3 fois plus élevées. Les concentrations en HAP sont très fortement (ratio de l'ordre de 20) supérieures dans l'éponge *H. perlevis* que dans les moules par contre les éponges semblent ne pas accumuler les PCB. Un complément d'études méthodologiques et de terrain devra confirmer ces orientations.

L'utilisation d'éponges issues de culture permettra de réaliser des suivis en caging sans contrainte pour les populations naturelles. Ainsi, des essais préliminaires de culture par bouturage ont été réalisés en laboratoire et en mer sur *Halichondria panicea* et *Hymeniacidon perlevis*. Plusieurs alimentations et différents supports ont été testés. Les boutures présentent de bonnes croissances avant de régresser. Il semble donc que d'autres facteurs tels que l'hydrodynamisme, la lumière... puissent jouer un rôle dans la croissance des boutures. Des essais de bouturage en mer montrent une bonne reprise ainsi qu'une bonne croissance dans un premier temps mais la contamination des boutures par une faune et une flore diversifiée ne permet pas d'obtenir des boutures suffisamment pures.

Des essais *in vitro* de contamination par le zinc (suite à la dissolution d'une anode sacrificielle d'une part, et à l'introduction de sulfate de zinc d'autre part) ont été réalisés sur *Halichondria panicea* en parallèle au modèle moule. Les bioaccumulations médiocres obtenues sur cette espèce sont conformes aux mesures réalisées dans les populations naturelles. Une expérimentation similaire sur *H. perlevis* sera conduite en 2011.

Des cages contenant des éponges (*Hymeniacidon perlevis*) et des moules ont été placées dans différents sites du port de Cherbourg (Bassin fermé, port de plaisance, port de commerce, terminal charbonnier) durant une durée d'un ou deux mois selon les sites. Les résultats ont montré une accumulation rapide en HAP dans les éponges pour atteindre au bout de deux mois des valeurs proches de celles mesurées dans les populations naturelles. Ces concentrations sont très supérieures à celles relevées dans les moules dans le cadre du RNO. Par contre, comme cela a déjà été observé sur les populations sauvages issues des stations DCE, les concentrations en PCB mesurées dans les mêmes éponges apparaissent relativement faibles. Cette expérimentation par caging préfigure la méthodologie qui sera envisagée pour un suivi sur l'ensemble du littoral.

Les résultats obtenus en 2010 montrent clairement que certaines espèces d'éponges sont capables de procéder à une bioconcentration particulièrement importante des métaux et des HAP mais que les réponses sont très variables en fonction de l'espèce analysée. *Hymeniacidon perlevis* a été identifiée comme étant l'espèce répondant le mieux aux exigences d'une espèce sentinelle. D'autre part, les essais de caging réalisés dans le port de Cherbourg ont montré l'intérêt et la possibilité d'utiliser les éponges comme bio-accumulateur.

Ainsi en 2011, l'accent sera porté sur la connaissance de l'espèce *Hymeniacidon perlevis* ainsi que sur le dosage des HAP et PCB, avec une poursuite de l'étude sur les métaux.

<i>Fiche résumée</i>	5
INTRODUCTION	7
1- DETERMINATION DE LA BIODIVERSITE DES SPONGIAIRES SUR LE LITTORAL BAS-NORMAND	12
1.1 – Stratégie d'échantillonnage	12
1.2– Traitement des échantillons	13
1.3 - Protocole d'identification	13
1.4– Inventaire des espèces identifiées présentes en zone intertidale	14
1.5- Richesse spécifique des Spongiaires dans les masses d'eau DCE	15
2- ETUDE PRELIMINAIRE DU NIVEAU DE CONTAMINATION DES EPONGES EN BASSE-NORMANDIE	20
2.1- Quelques généralités	20
2.2- Contamination métallique	28
2.2.1- Matériel et méthodes	29
2.2.4- Résultats en métaux dans les éponges du littoral Bas-Normand	33
2.3- Contamination organique (HAP, PCB)	39
2.3.1- Matériel et méthode	39
2.3.2- Résultats	41
3 - EXPERIMENTATIONS PRELIMINAIRES EN MILIEU CONTROLE	44
3.1- Faisabilité de la spongiculture	44
3.1.1- Matériel et méthode	44
3.1.2- Résultats des essais de culture et de transplantation	48
3.1.3- Conclusion	54
3.2- Importance de la bioaccumulation du zinc en milieu contrôlé	55
3.2.1 –Matériels et Méthodes	55
3.2.2 –Résultats des essais de bioaccumulation	57
4- EXPERIMENTATION DE CAGING : RADE DE CHERBOURG	60
4.1- Matériel et méthode	60
4.1.1- Préparation des cages	60
4.1.2- Prélèvements	61
4.1.3- Analyses des prélèvements	62
4.2- Résultats	62
4.2.1- Profils de température, salinité et oxygène dissous	62
4.2.2- Métaux dosés dans les échantillons prélevés in-situ	65
4.2.3- HAP et PCB	67
SYNTHESE	71
CONCLUSION	73
PERSPECTIVES SPONTOX 2011	74
BIBLIOGRAPHIE	76

INTRODUCTION

Dans le cadre de l'évaluation du bon état écologique d'un écosystème, plusieurs démarches expérimentales peuvent être mises en place afin d'apprécier le degré et la variation spatiale de la contamination de l'environnement. Il n'est souvent pas possible d'évaluer directement les apports d'un contaminant dans le biotope ; par contre, les taux de contamination des résidus abiotiques (eau, sédiment), complétés par des recherches sur ses effets bioécologiques, permettent d'établir les voies de contamination les plus critiques de l'écosystème considéré, mais également les seuils de contamination au-dessous duquel il n'y aura pas d'effet nocif sur la biocénose. Deux notions peuvent être alors considérées : la bioaccumulation (le biote étant une sentinelle représentant la contamination dans l'environnement) et l'écotoxicologie (représentant l'impact de la contamination sur le biote).

Ainsi, des programmes de biomonitoring se sont développés afin d'évaluer les quantités et la distribution de certains contaminants dans les individus d'espèces choisies pour leurs particularités bioécologiques. On observe en effet plusieurs avantages à analyser des êtres vivants plutôt que des substances persistantes, organiques ou minérales : les concentrations en contaminants dans les êtres vivants sont très supérieures à celles observées dans les biotopes, par suite des phénomènes de bioconcentration, et parfois de bioamplification. L'analyse des organismes permet donc la mesure de la disponibilité réelle des polluants pour la biocénose. Souvent, les êtres vivants intègrent et stockent des contaminants même si leur passage dans le biotope a été fugace, comme c'est le cas lors de pollution accidentelle ponctuelle.

A l'origine de ce type d'étude, les systèmes de monitoring ont été développés pour s'assurer que certaines espèces d'intérêt économique n'étaient pas contaminées au-delà des CMA (concentration

maximale admissible) pour la santé humaine. Ainsi le *Mussel Watch* débuté aux Etats-Unis en 1965 (Goldberg, 1975 ; Goldberg *et al.*, 1978) est maintenant utilisé à grande échelle par de nombreux pays pour dresser une cartographie de la contamination marine et il s'appuie sur les dosages de divers contaminants isolés dans des tissus de bivalves filtreurs, des Mytilidés, mais également des Ostréidés. En France, ce programme de suivi de populations de bivalves (moules, huîtres,...) sur le littoral français est intégré aux objectifs du Réseau National d'Observation de la Contamination Chimique du milieu marin (ROCCH anciennement RNO) de l'IFREMER depuis 1974, ainsi qu'à celui du Réseau « Intégrateurs biologiques » RINBIO en méditerranée (Andral et Stanisière, 1999 ; Andral *et al.*, 2001)

Mais de plus en plus fréquemment, de nouveaux indicateurs biologiques de pollution apparaissent, choisis en fonction d'un certain nombre de critères morphologiques, éthologiques ou physiologiques qui conditionnent leur fiabilité (Anonyme, 2000).

C'est pourquoi le programme SPONTOX propose d'intégrer les spongiaires en tant qu'espèces sentinelles aux réseaux de surveillance du milieu littoral car elles rassemblent une très grande part des qualités exigées pour un bioindicateur de pollution.

En effet, de structure simple, ces parazoaires ne présentent ni tissus différenciés, ni organes ; ils n'ont pas de plus de système nerveux ou hormonal à l'exception de quelques cellules nerveuses d'origine ectodermique dispersées dans leur mésoglyée. Ces colonies filtreuses sont donc susceptibles d'intégrer avec une même intensité les contaminants présents dans la colonne d'eau, quelle que soit la localisation et les conditions environnementales. D'après plusieurs études réalisées sur des éponges marines à proximité de zones urbaines polluées, ces organismes semblent de plus être capables de supporter des doses très importantes de pollution sans être dégradées ni tuées (*e.g.* Patel *et al.*, 1985 ; Wagner *et al.*, 1998 ; Perez, 2000). Les éponges forment des colonies sédentaires ce qui peut permettre une géolocalisation précise d'éventuels pics de pollution. Certaines espèces telles les Halichondrines (*Hymeniacydon perlevis*, *Halichondria panicea*...) présentent une large aire de répartition puisqu'elles abondent sur toutes les côtes d'Europe, aussi bien en Mer Baltique, Mer du Nord et Manche que sur les côtes atlantiques ou dans le bassin Méditerranéen. Cette distribution favorisera la comparaison de résultats obtenus sur des sites distincts. Leur mode de croissance par bouturage leur confère une longévité hors norme si bien qu'elles sont capables d'intégrer des contaminants sur de longues périodes. Elles sont généralement de taille suffisante pour fournir des tissus en quantité importante pour analyse. Enfin, ce sont des espèces très faciles à échantillonner et suffisamment résistantes pour permettre en laboratoire des études de décontamination. En effet, il sera primordial de connaître

l'importance des taux de dépuración par rapport à ceux de bioaccumulation. Si ces deux taux sont comparables, la contamination observée dans l'éponge sera le reflet d'une contamination à court terme (quelques heures à quelques jours), tandis que si la dépuración est lente par rapport à l'accumulation, la contamination constatée dans l'éponge indiquera l'existence d'une contamination de l'environnement sur de longues périodes (plusieurs mois).

Au début des années 70 apparaissent les premiers travaux utilisant des éponges dulcicoles comme bioindicateurs de pollution (Harrison, 1974). Depuis, les programmes de surveillance des plans d'eau douce continuent régulièrement d'utiliser ces bioindicateurs pour détecter par exemple la présence de métaux lourds (Richelle-Maurer *et al*, 1994).

A l'occasion de l'échouage de l'Amoco Cadiz sur les côtes de Bretagne en 1978, les éponges ont été analysées, tout comme les bivalves et les ascidies, et elles témoignaient alors d'une capacité considérable à bioaccumuler les hydrocarbures (Perez, 2000). En 1985, Patel *et al* observent sur les côtes de l'Océan Indien deux éponges siliceuses de région subtropicale *Prostylyssa foetida* et *Spirastrella cuspidifera* qui bioconcentrent des métaux avec une intensité de 10^5 à 10^7 fois supérieure à la concentration mesurée dans l'eau environnante. Cette capacité à bioconcentrer apparaît même 10^4 à 10^6 fois supérieure à celle d'autres bioindicateurs benthiques présents à proximité (algues, gastéropodes, crustacés...). Patel *et al* (1985) mettent également en évidence des taux considérables de radionucléides (cobalt-60) dans les tissus de l'éponge *Spirastrella cuspidifera* fixée à proximité des rejets d'une station nucléaire de Tarapur (Inde).

Certaines autres éponges (*Spongia sp.*) dépourvues de spicules (microstructures squelettiques internes) présentent un intérêt économique important puisqu'elles sont vendues comme « éponges de toilette naturelles ». Elles croissent particulièrement bien près des rejets d'effluents urbains à cause de la charge organique et bactérienne que ces eaux contiennent. Mais même si ces effluents pourraient permettre la culture de ces éponges commercialisables puisqu'ils en favorisent la croissance, ils présentent l'inconvénient de charrier également de nombreux contaminants (métaux traces, PCB, DDT...). Cela a conduit Verdenal *et al* (1985) à étudier en Méditerranée analyser les pesticides dans trois éponges commerciales *Spongia officinalis*, *Spongia agaricina* et *Spongia nitens*. Les auteurs mettent notamment en évidence des taux de bioconcentration supérieurs chez *Spongia officinalis* par rapport aux autres espèces.

En 1991, Muricy s'intéresse aux assemblages d'éponges soumises à une pollution par les effluents urbains de Marseille. Il met ainsi en évidence trois types de peuplements caractérisant des

zones dites « très polluées », des zones « modérément polluées » et des zones « sub-normales ». Dans cette étude, Muricy recense une vingtaine d'éponges susceptibles de servir de bioindicateurs et souligne que la structure spatiale de leur peuplement peut fournir des indications complémentaires fiables sur l'état du milieu.

En 1992, un programme de biomonitoring intègre la silisponge *Halichondria panicea* pour évaluer les contaminations en cuivre, zinc, cadmium et chrome sur les côtes du Danemark (Hansen *et al.*, 1995).

En 1998, les risques de génotoxicité du cadmium et du zinc sont étudiés sur des cellules de l'éponge *Suberites domuncula* prélevées sur 5 sites différents des côtes de Croatie. Les résultats très concluants de ces travaux permettent de confirmer les qualités de cette éponge en tant que bioindicateur (Wagner *et al.*, 1998 ; Müller *et al.*, 1998).

En 2000, dans le cadre d'une synthèse bibliographique, Perez souligne le potentiel des spongiaires à refléter les niveaux de contamination de l'eau grâce à leur mode de vie, leur simplicité d'organisation qui limite leur réponse physiologique au stress, leur régime alimentaire filtreur constitué de bactéries mais également de matière organique dissoute sur lesquelles les contaminants peuvent s'adsorber. Les agences de l'eau s'appuient alors sur cette synthèse pour intégrer les spongiaires aux bioindicateurs de l'état du milieu marin qu'elles recommandent d'utiliser lors de la réalisation d'un « système idéal d'évaluation de la qualité des eaux littorales » (anonyme, 2000).

Dans le cadre du programme Liteau, Perez *et al.* (2003) utilisent l'espèce *Spongia officinalis* pour bioévaluer les niveaux de contamination des peuplements de substrats durs en Méditerranée Nord-occidentale, à proximité de Marseille.

Malgré les travaux de plus en plus nombreux utilisant les éponges en tant que bioindicateurs de pollution dans le bassin méditerranéen et en mer Baltique, aucun programme n'a jusqu'à aujourd'hui intégré ces invertébrés benthiques filtreurs dans une stratégie d'étude de contamination côtière sur les côtes de la Manche. Pourtant deux espèces d'Halichondriidés très fréquentes sur les estrans rocheux, *Halichondria panicea* et *Hymeniacidon perlevis*, sont reconnues comme particulièrement pollutolérantes (Sarà et Vacelet, 1973) et pourraient donc être utilisées aisément comme espèces sentinelles de pollution.

Le littoral est une grande richesse de la région bas-normande, de par ses faciès extrêmement variés. La combinaison du fort marnage et d'une faible pente du plateau continental génère un estran

relativement important. C'est un milieu riche et varié abritant une grande diversité biologique due à la présence de vastes platiers rocheux et des nombreux récifs, sites privilégiés de frayère.

Ce littoral bas-normand fait l'objet d'une des plus intenses vigilances de l'ensemble du littoral français en nombre de réseaux, en points de prélèvements et en paramètres analysés. IFREMER et la DDASS notamment surveillent ainsi étroitement différents paramètres bactériologiques, le niveau d'eutrophisation du milieu, l'arrivée de blooms phytoplanctoniques.... Ces réseaux

La région Basse-Normandie regroupe un total de 16 masses d'eau côtières définies par les critères de la Directive Cadre Européenne sur l'eau (DCE) : « *Une masse d'eau côtière est une partie distincte et significative des eaux de surface située entre la ligne de base servant pour la mesure de la largeur des eaux territoriales et une distance d'un mille marin* » (SANDRE, 2007). Elle correspond à une zone d'eau côtière dont les propriétés physico-chimiques, hydrologiques et dynamiques sont comparables . C'est le découpage territorial élémentaire des milieux aquatiques, destinée à être l'unité d'évaluation de la DCE. Afin de qualifier chacune d'entre elles, l'Ifremer a mis en place un programme de surveillance sur le littoral normand. Le Réseau Hydrologique Littoral Normand (RHLN) créé en octobre 2000 est le résultat d'un partenariat entre l'Agence de l'Eau Seine-Normandie (délégation du littoral), le Conseil Régional de Basse Normandie, le Conseil Général de la Manche/SMEL/SYMEL, les Directions Départementales de l'Équipement (CQEL) de la Manche, du Calvados et de la Seine Maritime, les DIREN de Basse et de Haute Normandie, la Marine Nationale au travers du LASEM) et l'IFREMER (laboratoire LERN de Port en Bessin). L'objectif de ce réseau de surveillance est double. Le premier est de permettre une évaluation du degré d'eutrophisation de ces masses d'eau littorales normandes et le deuxième est de définir un réseau de suivi hydrologique pérenne permettant de satisfaire aux exigences de la DCE.

C'est sur la base de ces objectifs que **SPONTOX** a décidé d'étudier le peuplement des Spongiaires des 16 masses d'eau et de comparer les résultats du niveau de leur contamination avec ceux de *Mytilus edulis* dosés par l'Ifremer , afin de valider les Spongiaires en tant que bioindicateurs du milieu. Pour se faire, une étude préalable de la répartition des espèces d'éponges sur le médiolittoral de la région Basse-Normandie a été effectuée.

1- DETERMINATION DE LA BIODIVERSITE DES SPONGIAIRES SUR LE LITTORAL BAS-NORMAND

1.1 – Stratégie d'échantillonnage

Dans le cadre du programme SPONTOX, l'échantillonnage des Spongiaires marins a été déployé au niveau des 16 masses d'eau DCE sur le littoral de la Manche et du Calvados (fig. 1). Les campagnes d'échantillonnage ont été effectuées entre le 3 mars 2010 et le 30 novembre 2010 au moment des grandes marées. Le mode de vie fixé des Spongiaires a induit un échantillonnage privilégié sur le platier rocheux de chaque zone (fig. 2).

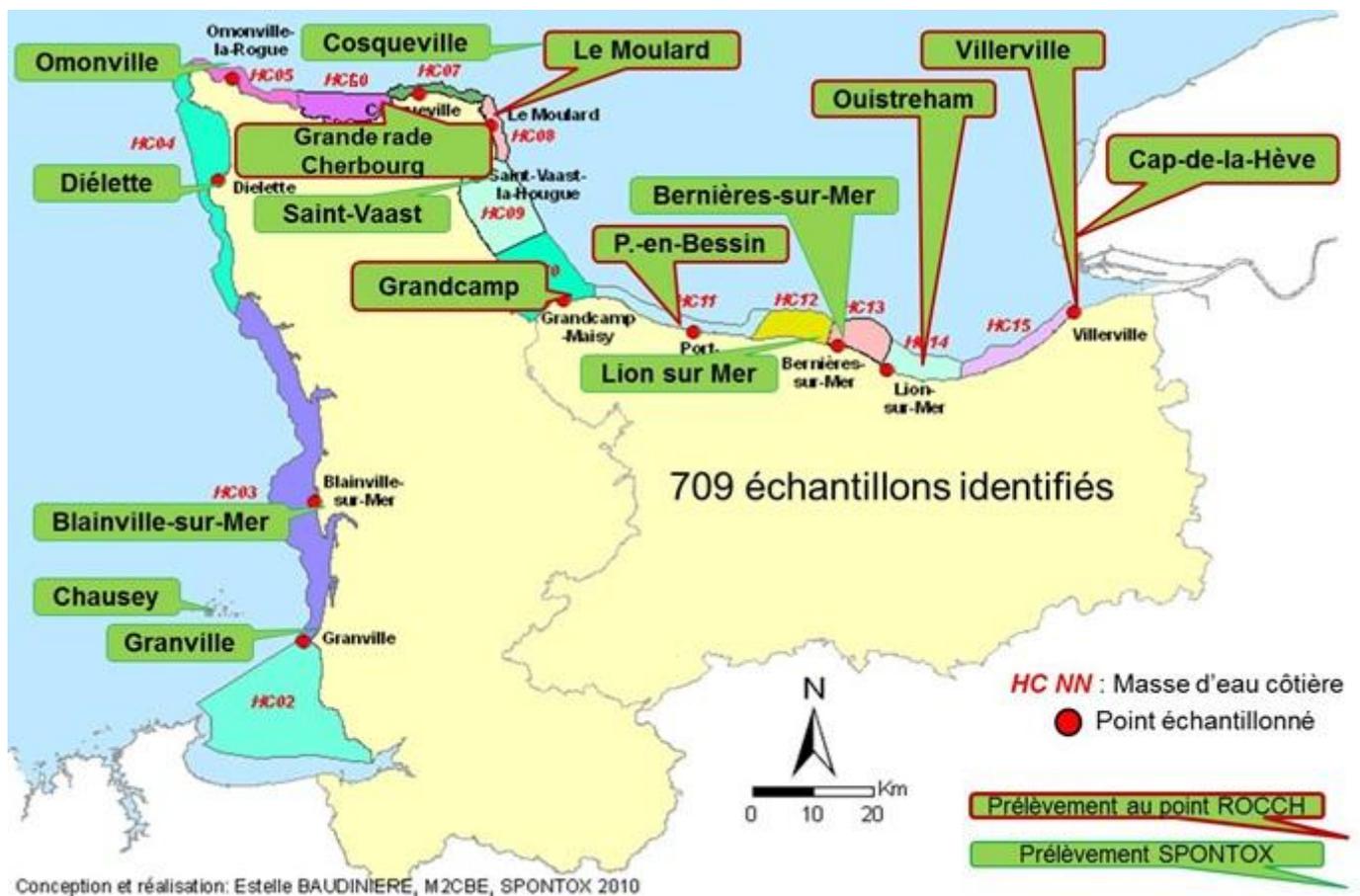


Figure 1- Localisation des sites de prélèvements des Spongiaires en zone intertidale

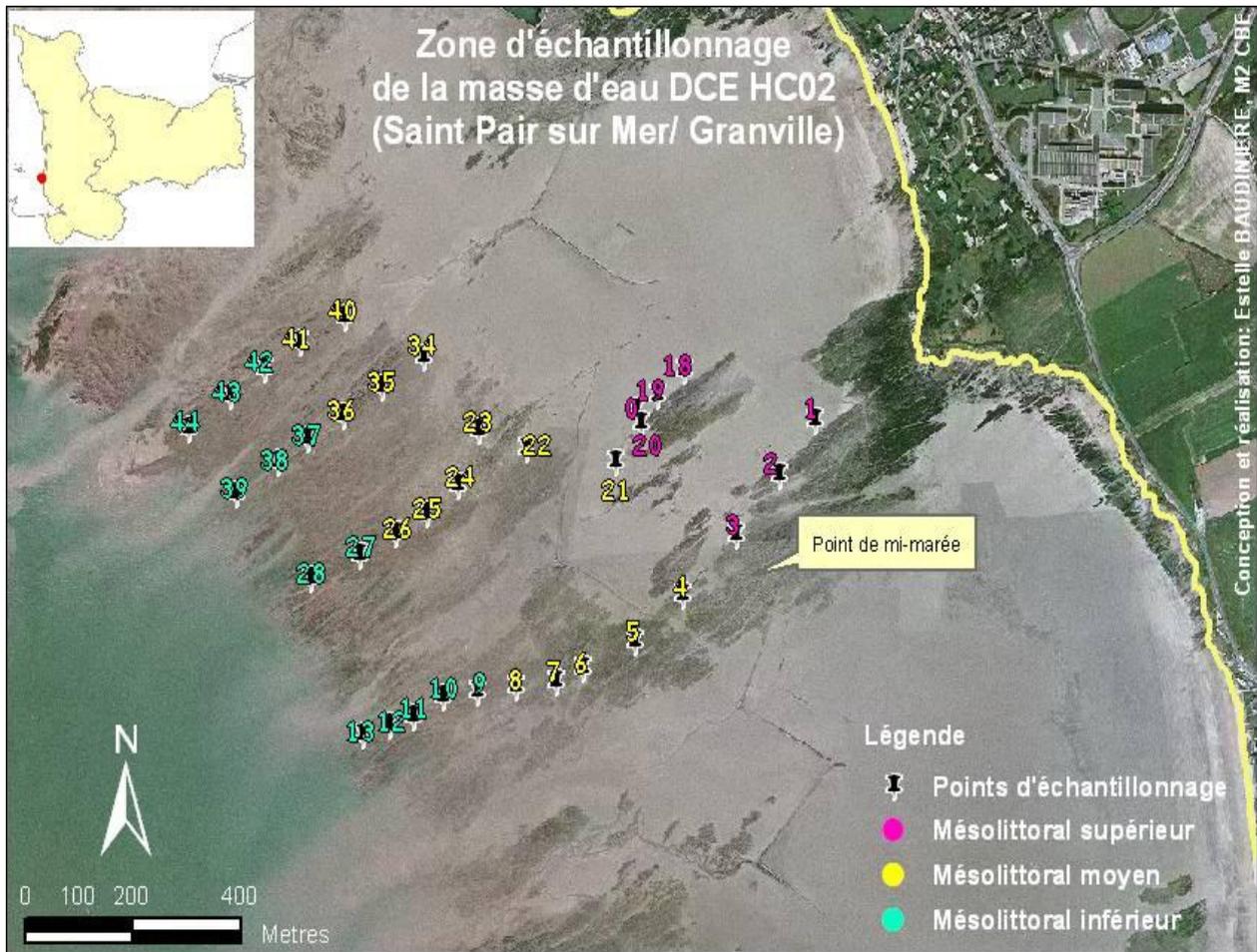


Figure 2- Cartographie de la répartition des points d'échantillonnage sur la station Saint-Pair-sur-Mer/ Granville situés dans la masse d'eau HC02 (département de La Manche)

1.2– Traitement des échantillons

De retour au laboratoire, l'ensemble des échantillons a été mis au congélateur. Les colonies prélevées pour la spongiculture, quant à elles, ont été immédiatement placées en eau dans des bacs aérés, attachées sur des supports inertes, dans des conditions se rapprochant de celles du milieu de prélèvement.

1.3 - Protocole d'identification

Les échantillons d'une zone DCE ont été décongelés puis un fragment de l'éponge à identifier a été placé dans une boîte de Pétri propre. Il a été alors couvert d'eau de javel (2,6% de chlore actif) afin de dissoudre la matière organique. Seule la partie minérale de l'éponge (spicules) a été préservée. Cette partie minérale apparaît en microscopie sous la forme de microstructures squelettiques, les spicules,

soit calcaires (Calcisponges) soit siliceuses (Démospouges) selon la classe à laquelle appartient l'espèce.

Une observation attentive et minutieuse de plusieurs lames est nécessaire à divers grossissements (x200 et x400) pour observer l'ensemble des spicules dont l'association permet l'identification de l'éponge (fig. 3).

Pour discriminer une espèce Calcisponge d'une Démospouge, il est indispensable d'effectuer un test à l'acide chlorhydrique (1N) en appliquant une goutte d'acide sur une préparation sur lame. S'il s'agit d'une Calcisponge, les spicules calcaires disparaissent après l'ajout d'acide. Ceux en silice des Desmosponges persisteront.

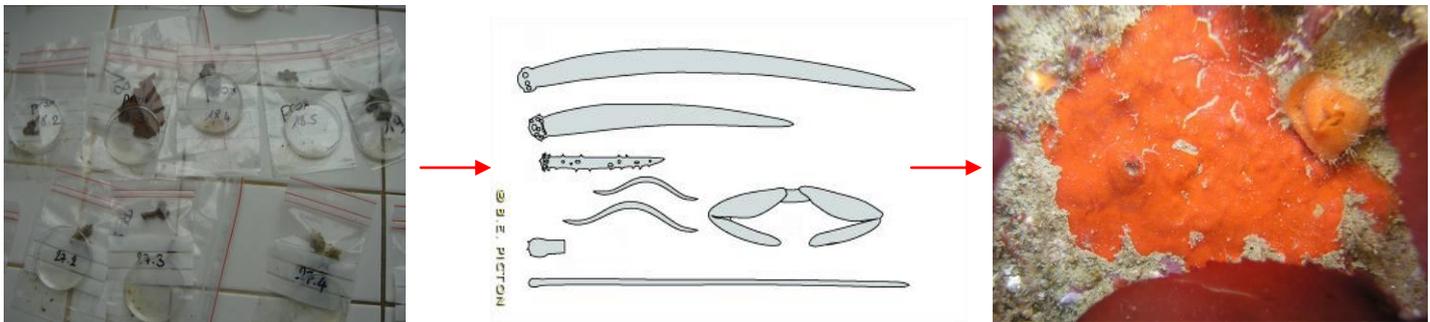


Figure 3- Protocole d'identification des Spongiaires (dissolution de la matière organique, observation des spicules au microscope sous divers grossissements, détermination de l'espèce grâce aux ouvrages appropriés)

L'identification s'est appuyée sur des clefs de détermination (Ackers *et al.*, 1992). 709 échantillons provenant de la zone intertidale (mésolittorale = médiolittoral) des 16 zones DCE de Basse-Normandie ont été identifiés en 2010.

1.4– Inventaire des espèces identifiées présentes en zone intertidale

Suite aux campagnes d'échantillonnages menées sur le rivage des départements de la Manche et du Calvados, 42 espèces de Spongiaires ont pu être référencées parmi les 709 spécimens prélevés et identifiés. Deux classes sont représentées : dans la classe des éponges calcaires, 3 espèces ont été trouvées en zone mésolittorale, réparties dans 2 familles, les 39 autres espèces identifiées appartenant aux éponges siliceuses et étant réparties dans 17 familles. La classification détaillée de toutes les espèces identifiées apparaît en annexe 1

1.5- Richesse spécifique des Spongiaires dans les masses d'eau DCE

Le domaine intertidal du littoral est un système très dynamique dans la mer de la Manche caractérisé par d'importantes fluctuations des paramètres environnementaux. Les Spongiaires qui sont des espèces épibenthiques sessiles, subissent de façon permanente les variations de l'environnement littoral. Ils doivent donc s'adapter aux caractéristiques écologiques locales naturelles ou générées par l'activité anthropique. D'après l'étude menée par le Réseau Hydrologique de Littoral Normand (RHLN) de l'IFREMER et AESN (Anne, 2004), les stocks hivernaux des sels nutritifs entre la Manche et le Calvados sont comparables et propices au développement des organismes planctoniques. Dans la zone intertidale où a été menée la présente étude, les processus microbiens jouent un rôle majeur dans la biominéralisation de la matière organique dissoute et particulaire amenant à une production de nutriments (Decho, 1990). Ces deux paramètres sont majoritairement à l'origine de l'essor des Spongiaires.

La figure 4 rend compte de la richesse spécifique (RS) des éponges marines sur chacune des zones intertidales de Basse-Normandie. Sur la figure 5 sont précisés les noms des différentes espèces de spongiaires identifiées sur chacune de ces zones DCE.

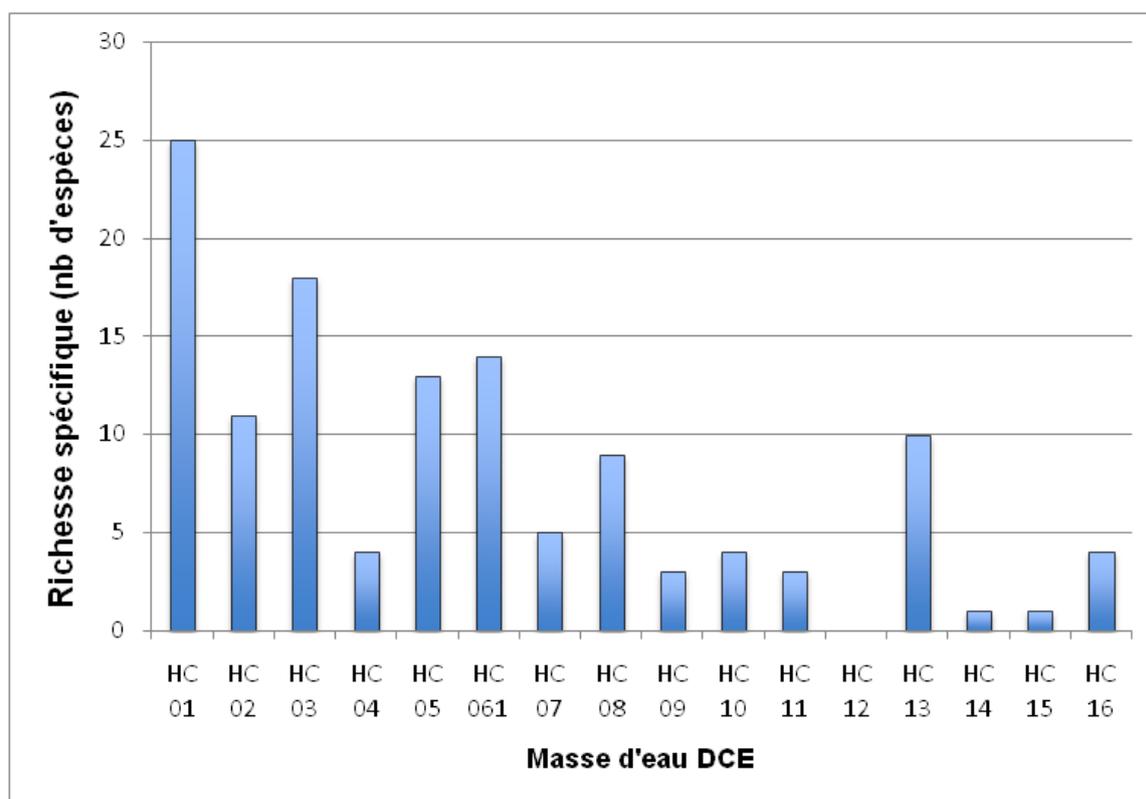


Figure 4 – Richesse des spongiaires en zone intertidale aux différentes stations DCE de Basse-Normandie

	HC 01	HC 02	HC 03	HC 04	HC 05	HC 61	HC 07	HC 08	HC 09	HC 10	HC 11	HC 12	HC 13	HC 14	HC 15	HC 16
<i>Grantia compressa</i>	●						●									
<i>Leuconia gossei</i>			●										●			
<i>Leuconia nivea</i>					●											
<i>Oscarella lobularis</i>					●											
<i>Pachymatisma johnstonia</i>	●															
<i>Dercitus bucklandi</i>					●											
<i>Tethya citrina</i>	●	●	●			●										
<i>Suberites ficus</i>		●				●				●	●		●		●	
<i>Protosuberites dehhartogi</i>		●	●			●										
<i>Polymastia boletiformis</i>		●		●												
<i>Polymastia penicillus</i>	●					●		●								
<i>Stelligera rigida</i>	●															
<i>Stelligera stuposa</i>	●															
<i>Ophlitaspongia papilla</i>		●			●		●	●								
<i>Clathria armata</i>		●							●							
<i>Clathria atrasanguinea</i>	●	●	●	●	●	●		●		●						
<i>Clathria strepsitoxa</i>	●				●											
<i>Antho inconstans</i>	●		●		●											
<i>Myxilla rosacea</i>	●	●	●			●		●					●			
<i>Phorbas dives</i>			●		●			●					●			
<i>Phorbas fictitius</i>	●		●			●										
<i>Phorbas plumosum</i>	●	●	●		●	●	●	●	●							
<i>Crella rosea</i>			●													
<i>Mycale contareni</i>			●										●			
<i>Mycale macilenta</i>			●													
<i>Amphilectus fucorum</i>			●			●							●			
<i>Amphilectus lobata</i>	●		●													
<i>Halicnemia patera</i>	●															
<i>Halichondria bowerbanki</i>	●															●
<i>Halichondria panicea</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		●			●
<i>Cyocalyptra penicillus</i>	●															
<i>Hymeniacidon perlevis</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		●			●
<i>Hymeniacidon kitchingi</i>						●										
<i>Tethyspira spinosa</i>	●															
<i>Haliclona cinerea</i>	●					●										●
<i>Haliclona oculata</i>					●								●	●		
<i>Haliclona rosea</i>													●			
<i>Haliclona simulans</i>	●		●		●			●								
<i>Haliclona urceolus</i>	●															
<i>Haliclona viscosa</i>	●															
<i>Dysidea fragilis</i>	●		●			●										
<i>Chelonaplysillia noevus</i>	●															
Spongiaires absents (environnement exclusivement sableux)																

Figure 5 – Distribution des différentes espèces dans les masses d'eau DCE en zone intertidale

Les richesses spécifiques les plus importantes en zone intertidale sont retrouvées dans la partie Ouest du département de la Manche, soient aux masses d'eau HC01 (Iles Chausey : RS=25), HC02 (Région de Granville : RS=11) et HC03 (Blainville sur Mer : RS=18) (fig.5). Au sein de ces masses d'eau, la présence de larges platiers rocheux associée à un marnage important favorise une diversité spécifique car ces platiers offrent un support multidimensionnel remarquable aux espèces sessiles.

La partie Nord de la presqu'île du Cotentin à substrat rocheux présente également des richesses spécifiques intéressantes (HC05 = 13 et HC60 = 14) hormis dans les zones soumises à un hydrodynamisme important (mode battu : HC04 : RS = 4 – Abords du Cap de la Hague et HC07 : RS = 5 – Abords du Cap Levi). Sur la côte Est du département de la Manche, la pente de l'estran est plus marquée ce qui réduit la surface de cette zone intertidale offerte pour la fixation des éponges : seule la masse d'eau HC08 (RS=9) est riche en espèces, les autres masses d'eau présentant une RS inférieure à 4.

Les rejets sur le littoral et les estuaires ont également un impact négatif sur la richesse spécifique à cause de la sédimentation importante des apports vaseux : c'est ce qui est observé au niveau des masses d'eau HC09 (RS = 3), HC10 (RS = 4) et HC11 (RS = 3) proches de la Baie des Veys, au niveau de HC14 (RS = 1) proche de l'estuaire de l'Orne et de HC15 (RS = 1) proche de l'estuaire de la Seine. La baisse de cette richesse spécifique peut également être expliquée par une biodisponibilité de contaminants d'origine anthropique désorbés des bouchons vaseux. Face à cet impact anthropique, la résistance de chaque espèce varie et certaines colonies ne se fixent pas ou disparaissent. C'est encore le cas des masses d'eau HC15 et HC16 situées à proximité de l'embouchure de la Seine.



Photo 1- Populations d'éponges au sein d'un gisement de moules à Bernières sur mer (masse d'eau HC 13)

Globalement, on observe également une tendance à la décroissance de la RS entre le département de la Manche et celui du Calvados, les plus grandes RS se retrouvant en HC01 HC02 et HC03 et les plus faibles en HC12, HC14 et HC15.

Sur les côtes du Calvados, la baisse du nombre d'espèces va être d'autant plus marquée que la place occupée par les bancs sableux est importante (HC 11 à HC 15). Ainsi, la masse d'eau HC12 présente un faciès exclusivement sédimentaire qui empêche la fixation de spongiaires. La biodiversité des spongiaires sur l'estran de ce département est donc faible ($RS < 4$) excepté dans la masse d'eau HC13 où une dizaine d'espèces d'éponges est parvenue à se développer au sein même d'un gisement de moules, malgré la faiblesse du support rocheux. (photo 1).

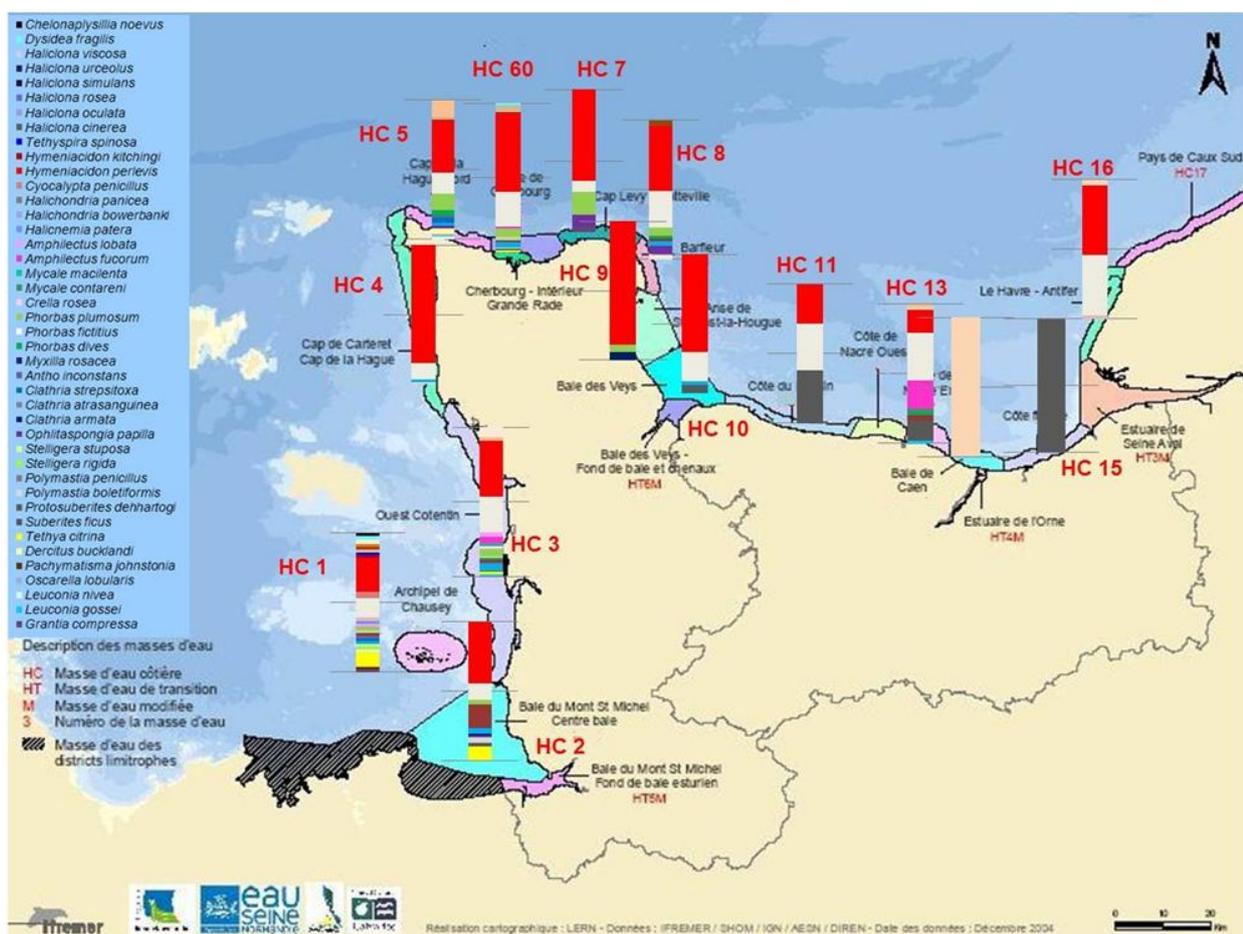


Figure 6 – Répartition des espèces d'éponges sur le littoral Bas-Normand

La présence de la majorité des espèces en bas de l'estran doit être soulignée. Les Porifères sont des organismes filtreurs qui supportent de façon variable, selon les espèces, l'exondation durant la marée basse. Seule *Hymeniacion perlevis* a été observée dès le niveau de mi-marée. Cette

espèce apparait donc capable de supporter des temps d'exondation au moins équivalents à la durée d'immersion. Cette espèce est également celle qui est apparue la plus fréquentes sur le littoral de La Manche et du Calvados (présente sur 13 des 16 masses d'eau). Elle est également apparue la plus abondante sur les stations intertidales des deux départements (fig.4)

2- ETUDE PRELIMINAIRE DU NIVEAU DE CONTAMINATION DES EPONGES EN BASSE-NORMANDIE

Le milieu marin, biotope particulièrement riche, est caractérisé à la fois par une remarquable stabilité de ses propriétés fondamentales et une grande variabilité de ses microconstituants. L'eau de mer contient en solution des combinaisons de tous les éléments chimiques mais seulement certains d'entre eux, au nombre de douze, ont des concentrations égales ou supérieures au mg.L^{-1} . Ces douze éléments majeurs interviennent pour 99,4% en masse du total de la croûte terrestre (O, Si, Al, Fe, Ca, Na, K, Mg, Ti, H, P et Mn par ordre d'abondance). Les éléments traces, au nombre de 68, ne représentent en masse que 0,6% du total et sont à des concentrations inférieures à 10^{-6} dans l'eau de mer (Miquel, 2001 ; Neff, 2002).

Ces éléments sont engagés dans des réactions biochimiques et contribuent à l'équilibre du milieu marin. Mais l'apport de micropolluants par l'intermédiaire des effluents industriels et de l'atmosphère, des fleuves et de leur estuaires, peut modifier la composition de l'eau de mer ce qui peut devenir toxique pour la faune et la flore.

2.1- Quelques généralités

2.1.1- Principaux groupes de micropolluants

Le terme de Micropolluant désigne des substances inexistantes ou présentes en très faible quantité dans un milieu à l'état naturel, et susceptibles d'induire des effets négatifs dans ce milieu à faible ou très faible concentration. On distingue les micropolluants minéraux (métaux et métalloïdes) des micropolluants organiques (hydrocarbures, pesticides...).

Les métaux

Les métaux sont des composants de l'écorce terrestre. Par mobilisation mécanique et chimique, ils sont présents de façon naturelle dans les eaux de surface et les nappes souterraines ainsi que dans les poussières atmosphériques. Les volcans et les incendies de forêts sont des sources naturelles très importantes de métaux pour l'hydrosphère.

C'est le fond géochimique qui explique les concentrations parfois observées en dehors de toute pollution anthropique, notamment dans les sédiments ou les eaux souterraines, pour des éléments

minéraux comme le fer, le nickel, le sélénium et l'arsenic... Mais les activités anthropiques peuvent conduire à une augmentation de ces concentrations naturelles.

Certains métaux sont souvent indispensables au déroulement des processus biologiques (oligo-éléments), et pourtant, un bon nombre d'entre eux peuvent s'avérer contaminants pour diverses formes de vie, lorsque leur concentration dépasse un seuil, lui-même fonction de l'état physico-chimique (spéciation) de l'élément considéré. C'est le cas du fer (Fe), du cuivre (Cu), du zinc (Zn), du nickel (Ni), du cobalt (Co), du vanadium (V), du sélénium (se), du molybdène (Mo), du manganèse (Mn), du chrome (Cr), et du titane (Ti) (Miquel, 2001).

D'autres ne sont pas nécessaires à la vie et pourtant ils peuvent, tout aussi bien, être préjudiciables pour les êtres vivants. C'est le cas du mercure (Hg), du plomb (Pb) et du cadmium (Cd) (Chiffolleau *et al*, 2001).

La biodisponibilité des métaux en milieu aquatique est limitée du fait de leur forte capacité d'adsorption (sédiments, matières organiques) et de complexation ; mais elle est aussi très variable en fonction des conditions physico-chimiques du milieu. En effet, si on prend l'exemple du cadmium, celui-ci passe de la phase particulaire à la phase dissoute lorsque la salinité augmente.

L'accumulation de stocks considérables de métaux dans les sédiments pose par ailleurs le problème de leur remobilisation et de la persistance éventuelle de leurs nuisances bien au-delà d'un arrêt des rejets.

Ainsi, les « micropolluants minéraux » sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, à la fois parce qu'ils sont naturellement présents ou parce que les activités anthropiques favorisent leur dispersion. Enfin, ils présentent un réel danger pour les consommateurs de produits marins capables de **bioaccumuler** ou de **bioconcentrer** ces éléments mais aussi du fait de leur élimination difficile et de leur large répartition dans le milieu aquatique.

Les autres micropolluants minéraux

Les métalloïdes sont également des constituants de roches. Comme leur nom l'indique, ils sont semblables aux métaux mais n'en possèdent ni la malléabilité, ni la **ductilité**, et sont sans l'éclat qui les caractérise.

Il y a au moins 7 éléments classés métalloïdes : le bore (B), le silicium (Si), le germanium (Ge), l'arsenic (Ar), l'antimoine (Sb), le tellure (Te), le polonium (Po). Le sélénium (Se) est parfois considéré

comme un métal dans sa forme la plus stable parce qu'il devient conducteur lorsqu'il est soumis à la lumière.

Certains de ces minéraux ont, comme les métaux, un rôle d'oligo-élément indispensable au fonctionnement des organismes (Iode, Fer, Cuivre, Zinc, Sélénium, Chrome, Molybdène). Cependant, dans l'environnement, au-delà de certaines (faibles) concentrations, ils sont considérés comme des polluants.

Les HAP (Hydrocarbures aromatiques polycycliques)

Les feux de forêt sont une source naturelle d'HAP. Ces composés sont également issus de la combustion incomplète des produits pétroliers, ainsi qu'à la fabrication des bitumes, goudrons et enduits d'étanchéité ou de certains biocides.

Ces composés généralement peu solubles dans l'eau s'adsorbent sur les matières en suspension dans l'eau, et dans les sédiments, où ils se concentrent. Ils s'accumulent aussi dans les graisses, notamment celles des poissons et des mollusques, mais sont mieux métabolisés et biodégradés par les organismes supérieurs que les substances chlorées.

Un bon nombre d'entre eux, notamment le benzo(a)pyrène, sont reconnus cancérigènes. Des effets perturbateurs endocriniens sont également suspectés.

Quelques exemples d'HAP : benzopyrène, le naphtalène, fluoranthène, anthracène...

Les PCB (PolyChloroBiphényles)

Les polychlorobiphényles sont des substances chlorées de synthèse très stables, résistantes au feu et très lentement biodégradables (plusieurs dizaines d'années). On les trouve encore sous forme confinée dans les transformateurs électriques, les condensateurs et les fluides hydrauliques de machines. Autrefois, ils entraient dans la fabrication des vernis, encres, peintures, solvants...

En raison de leur très faible solubilité dans l'eau mais de leur forte affinité pour les matières en suspension et les lipides, ils s'accumulent dans le milieu naturel et se bioaccumulent fortement dans la chaîne alimentaire, par exemple dans la graisse des poissons, des oiseaux marins, des phoques... et des populations humaines qui les consomment.

Ils sont aujourd'hui interdits à la mise sur le marché en Europe et font l'objet de restrictions d'usage importantes du fait de leur grande persistance dans le milieu et de leur forte aptitude à la bioaccumulation.

Ces substances sont toxiques, perturbateurs endocriniens et cancérigènes à des concentrations extrêmement faibles (maladie de Yusho au Japon...).

Seuls ces quatre groupes de micropolluants seront étudiés lors de cette étude.

2.1.2- Comportement des éléments toxiques dans l'environnement

Dispersion et circulation

Les polluants, quelque soit leur nature chimique, passent d'un compartiment environnemental à un autre.

Tout composé, organique ou minéral, peut théoriquement passer dans l'atmosphère. C'est le cas bien sûr des gaz. En ce qui concerne les liquides, ce passage s'effectue sous forme d'aérosols ou par évaporation. Les solides, quand à eux, passent dans l'atmosphère sous forme de poussière ou lorsqu'ils sont piégés dans les aérosols.

Un certain nombre de polluants atmosphériques, après un temps de séjour plus ou moins long et une circulation plus ou moins lointaine, retombent à la surface du globe sous forme de dépôts secs ou humides.

Les dépôts sur le sol sont transportés à vitesse variable vers les eaux superficielles et les eaux souterraines par ruissellement, érosion ou infiltration.

Les effluents de toutes origines, transférés directement ou par l'intermédiaire de la pluie sont susceptibles d'apporter des polluants toxiques aux cours d'eau, aux estuaires et au milieu marin. La distribution de ceux-ci entre les différents compartiments du milieu (colonne d'eau, sédiment, atmosphère), mais également leur persistance et leur biodisponibilité déterminent le niveau d'exposition aux toxiques que subiront les différentes populations qui y vivent.

Dégradation, biodégradation

La plupart des polluants dispersés dans l'environnement sont instables.

Divers processus abiotiques conduisent à la destruction des molécules et/ou à leur transformation en dérivés peu ou pas toxiques ou au contraire plus toxiques que la substance d'origine. La photolyse (décomposition hydrolytique des molécules catalysées par l'énergie lumineuse), l'hydrolyse, l'oxydation, la photodégradation ainsi que les réactions acido-basiques pour les composés inorganiques, sont autant de processus abiotiques qui jouent un rôle prépondérant dans la dégradation des toxiques.

Les êtres vivants (bactéries, champignons...) jouent également un rôle prépondérant dans la dégradation des substances polluantes. En effet, ils sont capables de biodégrader certains toxiques présents dans leur milieu.

La dégradation abiotique et la biodégradation sont des processus importants car ils tendent plus ou moins rapidement à la minéralisation des composés organiques (transformation en eau, CO₂ et sels minéraux).

Processus d'insertion des polluants dans les réseaux trophiques

Les polluants biodisponibles dans l'environnement, bioaccumulés ou bioconcentrés par les organismes vivant dans le milieu, sont susceptibles de se retrouver dans les réseaux trophiques.

La biodisponibilité

La biodisponibilité d'une substance chimique désigne sa capacité à interagir avec les organismes vivants. Cette notion est très importante dans l'évaluation du risque écotoxicologique dont la pertinence repose notamment sur l'aptitude à prédire quelle sera la fraction contaminante des micro-polluants susceptible d'exercer une action toxique sur les organismes. Plusieurs méthodes, chimique et/ou biologique, sont proposées pour estimer la biodisponibilité des substances qui dépend à la fois des caractéristiques physico-chimiques du milieu et de la physiologie des organismes exposés. Dans l'écosystème aquatique, les mécanismes physiques (transport, diffusion, fixation sur particules), chimiques (dégradation, liaisons covalentes*) ou encore biologiques (biodégradation bactérienne, accumulation, digestion, métabolisation*) interagissent et transforment les contaminants qui deviennent plus ou moins accessibles et plus ou moins dangereux.

En effet, dans le milieu, les micropolluants prennent différentes formes qui n'ont pas toutes la même biodisponibilité, c'est-à-dire la même capacité à interagir avec les organismes (Gourlay-Francé et al., 2010).

Bioaccumulation et bioconcentration

Les organismes sont susceptibles de concentrer les polluants dans leurs tissus.

La bioaccumulation désigne le stockage de polluants persistants par un organisme vivant, contaminé par son biotope (son milieu) et/ou par sa nourriture, et dont il n'est pas capable de se débarrasser par excrétion ou métabolisme.

La bioconcentration est le phénomène par lequel les êtres vivants absorbent des substances présentes dans leur biotope, et les accumulent dans leur organismes à des concentrations supérieures à celles présentes dans le milieu naturel.

La *biomagnification* (ou bioamplification) décrit le processus par lequel les taux de certaines substances croissent à chaque stade du réseau trophique (chaîne alimentaire). Cette notion entre dans le cadre plus global de la bioconcentration, terme recouvrant les phénomènes amenant une matrice biologique (biocénose) à être plus contaminée que son environnement (biotope).

2.1.3- Quelques aspects des normes et directives

Du fait de la gravité des effets des micropolluants sur la santé humaine et sur l'environnement, de nombreux textes régissent la mise sur le marché, l'utilisation et le rejet des substances toxiques.

Dans le cadre de cette étude, deux textes sont particulièrement intéressants : la directive cadre sur l'eau (DCE) et la directive 2008/105/CE qui définissent les seuils de concentration, dans le milieu aquatique, permettant ainsi de préserver les écosystèmes.

La Directive Cadre sur l'Eau (DCE)

La directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000 établit un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Cette directive est l'aboutissement d'un processus législatif européen. Elle apporte des modifications majeures tant dans la méthode que dans l'ambition :

- La politique de l'eau est vue dans une acceptation large et concerne tous les types d'eaux.

- Les objectifs de qualité sont établis par « masse d'eau », correspondant à un volume dont les caractéristiques sont communes et sur lesquelles les pressions humaines, agricoles ou industrielles sont homogènes.

- L'objectif de qualité est de parvenir d'ici 2015 à un bon état écologique et chimique des eaux de surfaces (lacs, rivières, eaux de transition, eaux côtières). *Le bon état est atteint lorsque l'état écologique et l'état chimique sont bons. L'état biologique est déterminé par un ensemble de variables biologiques (micro-algues, macro-algues, invertébrés, poissons), par comparaison à des états de « référence », et de paramètres physico-chimiques. L'état chimique est établi sur la moyenne des concentrations des 41 substances listées en annexe de la DCE. Il est bon si toutes substances sont en concentration inférieure à leur NQE (Norme de Qualité Environnementale).*

- La stratégie de lutte contre la pollution chimique des eaux (article 16) se concentre autour de 33 substances considérées comme prioritaires, dont 14 le sont aussi dans le cadre des travaux de la convention OSPAR (annexe 4). Pour chacune de ces substances, des normes de qualité environnementales (NQE) doivent être établies sur la base de critères écotoxicologiques et selon une procédure d'évaluation des effets telle qu'elle est décrite dans le guide méthodologique européen d'évaluation du risque chimique (TGD). Un tableau résumant les points clés de la Directive Cadre sur l'Eau est disponible en annexe (annexe 5).

Les normes de qualité environnementale

La Directive Cadre sur l'Eau introduit la notion de « norme de qualité environnementale », définie comme la « concentration qui ne doit pas être dépassée afin de protéger la santé humaine et l'environnement ». La Commission établit des normes de qualité environnementale (Directive 2008/105/CE) afin de limiter la quantité de certaines substances chimiques présentant un risque significatif pour l'environnement et la santé dans les eaux de surface de l'Union européenne (UE). Ces normes sont accompagnées d'un inventaire des rejets, émissions et pertes de ces substances afin de vérifier si les objectifs de rLa présente directive fixe des normes de qualité environnementale concernant la présence dans les eaux de surface * des substances ou groupes de substances identifiés comme prioritaires en raison du risque significatif qu'ils présentent pour ou via l'environnement aquatique, et de certains autres polluants.

Les substances prioritaires sont définies par la [directive 2000/60/CE](#) (ou directive-cadre sur l'eau) qui établit une liste de 33 substances prioritaires parmi lesquelles le cadmium, le plomb, le mercure, le nickel et ses composés, le benzène, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ou encore le DDT total. Vingt substances prioritaires sont classées comme dangereuses (annexes 4 & 6).

Les normes de qualité environnementale envisagées sont des limites de concentration, c'est-à-dire que la quantité dans l'eau des substances concernées ne doit pas dépasser certains seuils. Deux types de normes sont proposés :

- la valeur ou concertation moyenne de la substance considérée, calculée sur une période d'un an. Cette norme vise à garantir la qualité à long terme du milieu aquatique;
- la concentration maximale admissible de la substance, mesurée de manière ponctuelle. Cette seconde norme vise à limiter les pics de pollution à court terme.

2.1.4- Réseau de suivi ROCCH

La France est parmi le tout premier pays européen à s'être doté d'un réseau de surveillance de la qualité du milieu et des ressources marines. L'Ifremer dispose d'une expérience reconnue dans ce domaine notamment avec la mise en place du réseau RNO depuis 1974 devenu ROCCH en 2007.

Le Réseau d'Observation de la Contamination Chimique du milieu marin (ROCCH), a remplacé en 2007 l'ancien Réseau d'Observation de la qualité du milieu marin (RNO) ; il s'agit d'un réseau national créé en 1974, financé par le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD) et coordonné par l'IFREMER. Son objectif principal est d'évaluer les niveaux et les tendances de la contamination chimique du littoral et des paramètres généraux de la qualité du milieu. Il repose sur la réalisation de prélèvements et d'analyses dans l'eau (paramètres hydrologiques (RNO uniquement) et sels nutritifs), les sédiments et la matière vivante (contaminants chimiques).

La surveillance des contaminants est principalement réalisée dans la matière vivante et plus précisément dans les moules et les huîtres (organismes sentinelles) qui sont utilisées comme indicateurs quantitatifs de contamination. Ces mollusques possèdent en effet, comme de nombreux organismes vivants, la propriété d'accumuler les contaminants présents dans le milieu jusqu'à atteindre un équilibre avec lui. Ce lent phénomène de bioaccumulation est à l'origine d'un **facteur de bioconcentration** entre milieu et organisme pouvant être élevé. Par exemple, une concentration en cadmium dissous de 150 ng/l peut impliquer une teneur dans les moules de 10 mg/kg par rapport au poids sec. Le facteur d'accumulation est donc ici d'environ 66 000 (rapporté au poids sec) ou 13 000 (rapporté au poids humide)(données IFREMER). Les concentrations mesurées dans les moules ou les huîtres sont donc représentatives de l'état chronique du milieu littoral.

Les analyses de contaminants sont réalisées actuellement sur les moules 2 fois par an pour les métaux et 1 fois par an pour les contaminants organiques depuis 2003 (4 fois/an auparavant) sur 81

points du littoral français, dont 12 le long des côtes de Haute (4 points) et Basse-Normandie (8 points). Le suivi des contaminants dans les mollusques bivalves ayant aujourd'hui plus de 25 ans d'existence, il permet d'évaluer les tendances évolutives des contaminations locales.

Trois groupes de contaminants, à la fois toxiques et rémanents, sont analysés et utilisés comme indicateurs de la qualité du milieu dans le réseau ROCCH (RNO):

- Les Métaux : l'argent (**Ag**), le plomb (**Pb**), le chrome (**Cr**), le mercure (**Hg**), le cuivre (**Cu**), le nickel (**Ni**), le vanadium (**V**) et le zinc (**Zn**).

- Les Organochlorés : le **DDT** (dichloro-Diphényl-Trichloroéthane) et ses dérivés (**DDE** et **DDD**) ; les 9 polychlorobiphényles ou **PCB** (congénères 28, 52, 101, 105, 118, 138, 153, 156 et 180) ; le lindane (**g-HCH** et **a-HCH**).

- Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques : **16 HAP** (Naphtalène, Acénaphtalène, Fluorène, Phénantrène, Anthracène, Fluoranthène, Pyrène, Benzo(a)anthracène, Chrysène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(k)fluoranthène, Benzo(a)pyrène, Dibenz(a,h)anthracène, Benzo(g,h,i)pérylène et Indéno(1,2,3-cd)pyrène.

Les bioindicateurs présentent un réel avantage par rapport aux analyses directes d'eau de mer. D'une part, les concentrations accumulées par ces organismes sont plus élevées que dans l'eau ce qui facilite les analyses et les manipulations d'échantillons. Et d'autres par ils offrent une représentativité de l'état chronique du milieu ce qui permet de s'affranchir des fluctuations rapides de celui-ci. C'est pourquoi, de nombreux pays (USA, Australie, Iran...) ont développé des réseaux de surveillance basés sur cette technique sous le terme générique de « *Mussel Watch* ». Toutefois, l'utilisation d'un seul indicateur biologique est insuffisante pour plusieurs raisons : la disponibilité de l'indicateur sur l'ensemble des sites expertisés, la régulation de certains éléments (le Zinc chez la moule) mais élément la taille des particules alimentaires absorbées...Ainsi, le développement d'indicateur complémentaire tel que les éponges est une nécessité.

2.2- Contamination métallique

La spectrométrie d'absorption atomique a été utilisée pour doser les concentrations en métaux dans les échantillons d'eaux de mer, d'éponges et de moules. Avant d'être analysés par spectrométrie d'absorption atomique, les échantillons d'eaux de mer ont été filtrés à 0,45µm et les échantillons

d'éponges et de moules ont subi plusieurs étapes de pré-traitement (lavage, lyophilisation et minéralisation).

2.2.1- Matériel et méthodes

2.2.1.1- Traitements appliqués aux échantillons

2.2.1.1.1- Lavage, lyophilisation des échantillons biologiques

Avant d'être minéralisés, les échantillons ont été lavés à l'eau ultrapure (EUP $18,2 \text{ M}\Omega\cdot\text{cm}^{-1}$) de manière à supprimer les grains de sables, les animaux et les algues pouvant être présents. Ils ont ensuite été placés au congélateur avant d'être lyophilisés (de quelques heures jusqu'à trois jours) grâce à un lyophilisateur LABCONCO Freezone 2,5 (photo 2). Les échantillons ont alors été broyés au mortier en porcelaine pour être homogénéisés.



Photo 2 - Lyophilisateur LABCONCO Freezone 2,5

2.2.1.1.2- Minéralisation des échantillons biologiques



Photo 3 & 4- Bombes en Téflon (a) utilisées pour la minéralisation en four micro-ondes (b).

La minéralisation a pour but de décomposer la matrice solide des échantillons afin de les faire passer à l'état liquide. Les échantillons ont été placés dans des bombes en Téflon en présence d'acides et les bombes placées dans un minéraliseur à micro-ondes de marque Berghof (photo 3 & 4).

Le protocole retenu après optimisation préconise la minéralisation des échantillons avec de l'acide nitrique (69%, Suprapur). Un échantillon de moules certifié en concentrations métalliques (SRM NIST-2976, National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, MD, USA) a été minéralisé suivant ce protocole et en même temps que les échantillons. L'utilisation d'un Matériau de Référence Certifié (MRC) permet de calibrer le système d'analyse total en subissant toutes les opérations et procédures appliquées aux échantillons de même matrice. Les éponges ne disposant de MRC mise

en vente, la validation des analyses a été effectuée sur un MRC de moule. Trois réplicats ont été analysés pour chaque échantillon afin de s'assurer de la bonne reproductibilité des mesures. Après minéralisation, les échantillons ont été repris avec de l'EUP.

2.2.1.2- Dosages par spectrométrie d'absorption atomique (SAA)

La spectrométrie d'absorption atomique (SAA) est basée sur la théorie de quantification des atomes métalliques suivant l'absorption ou l'émission de photons. Deux systèmes d'atomisation ont été utilisés pour doser :

- 1- Le zinc et le cuivre en mode flamme, SAA-F (concentrations de l'ordre du mg/L)
- 2- Le cadmium par atomisation électrothermique, SAA-ET (concentrations de l'ordre du $\mu\text{g/L}$)

Les spectromètres d'absorption atomique utilisés sont le VARIAN 240FS (mode flamme) et le VARIAN 240Z (mode électrothermique), ce dernier étant muni d'un passeur automatique (photo 5 & 6).

Chaque échantillon a été dosé en triplicat et chaque série de dosage a été accompagnée par l'analyse de l'échantillon certifié SRM NIST-2976.



Photo 5 & 6- Spectromètres d'absorption atomique en mode électrothermique 240Z (a) et en mode flamme 240FS (b).

2.2.1.2.1- Optimisation du dosage en cadmium par SAA-ET

Le dosage par SAA-ET du cadmium a nécessité de procéder à une optimisation des mesures dans la matrice éponge afin de minimiser les interférences chimiques. L'optimisation a porté sur le programme de températures ainsi que le choix des « modificateurs » à ajouter aux étalons et aux échantillons à doser pour effectuer la correction des interférences. Le logiciel ATOM a été utilisé pour optimiser la recherche des températures optimales de minéralisation (TOM) et d'atomisation (TOA).

2.1.1.2.2- Limites de détection

La limite (ou seuil) de détection est la plus petite quantité d'analyte pouvant être détectée mais non quantifiée comme valeur exacte. Elle est calculée en ajoutant 3 fois l'écart type sur 10 mesures du blanc, à la moyenne de tous les blancs. Les valeurs pour le dosage en zinc, cuivre et cadmium des échantillons de moules et d'éponges sont données au tableau 1.

SAA	Zn	Cu	Cd
LD (mg/kg)	2,75	1,75	1,25

Tableau 1 – Limites de détection en SAA pour les éponges et les moules

2.2.2.3- Echantillon certifié en métaux (SRM NIST-2976)

Le contrôle de la qualité des analyses en métaux à partir des résultats obtenus pour l'échantillon certifié SRM NIST-2976 sont donnés dans le tableau 2.

SRM NIST-2976	valeur certifiée (mg/kg ps)	valeur observée (mg/kg ps)		% Diff	% CV
		Moy.	Ecart type		
Zn	137 ± 13	141	5	3%	3,5%
Cu	4,02 ± 0,33	4,64	0,14	15%	3,0%
Cd	0,82 ± 0,16	0,95	0,10	16%	10,5%

Tableau 2 – Résultats en Zn, Cd et Cu sur l'échantillon de moule certifié SRM NIST-2976 donnés avec le pourcentage de la différence entre la moyenne observée et la valeur certifiée (% Diff) et le coefficient de variation (%CV)

2.2.1.3 – Dosage par spectrométrie d'émission atomique (ICP-AES)

L'ICP-AES (Inductive Coupled Plasma - Atomic Emission Spectroscopy) est une méthode d'analyse élémentaire permettant le dosage simultané d'une cinquantaine d'éléments chimiques (métaux dans la majorité des cas) pour une gamme de concentrations allant du µg/L au mg/L. L'échantillon, atomisé sous forme de vapeur par nébulisation en milieu liquide (sea-spray), est transféré dans un plasma d'argon (15 L.min⁻¹) qui va induire l'excitation des atomes présents, émettant ainsi un spectre de raies qui leur est spécifique. Le système optique dispersif sélectionne alors les raies utiles qui permettent d'identifier et de quantifier les éléments métalliques.

Le spectromètre utilisé est un VARIAN VISTA MPX générant un plasma induit par haute fréquence (40 Mhz) avec visée axiale, muni d'un polychromateur à échelle (purgé à l'argon, 0.7 mL/min) et d'un détecteur à transfert de charge type CCD (couvrant le domaine 175-785 nm). L'échantillonnage a été réalisé au moyen d'un passeur automatique d'échantillons VARIAN SPS 5.

Chaque échantillon a été dosé en triplicat. La mesure de l'absorbance d'émission a été répétée cinq fois sur chaque échantillon traité et la moyenne des cinq valeurs retenue dans la mesure où l'écart type relatif (RSD) était inférieur à 5%. Pour chacun des 3 éléments quantifiés les étalonnages, mesures et calculs de concentration ont été effectués aux longueurs d'ondes propres aux métaux sélectionnés.

2.2.1.3.1- Limites de détection

Les résultats pour les dosages par émission atomique des métaux dans les échantillons d'éponges et de moules sont donnés au tableau 3.

ICP-AES	Pb	Cr	Ni	Ti	Sn	Mn	Al	Fe	Mg
LD (mg/kg ps)	1,5	0,3	0,6	1,1	3,0	0,4	35	36	11

Tableau 3 – Limites de détection en ICP-AES pour les éponges et les moules

2.2.4- Résultats en métaux dans les éponges du littoral Bas-Normand

Les éponges prélevées sur les sites DCE ont été minéralisées à l'acide nitrique pour doser les métaux (Cu, Zn et Cd). Pour chaque élément métallique, les résultats ont été comparés aux médianes nationales du RNO (Réseau National d'Observation du milieu marin) pour les moules et aux concentrations moyennes se rapportant aux moules suivies sur les masses d'eau (HC) de la Région Basse-Normandie entre les années 2003-2007 (Ifremer, 2007).

2.2.4.1- Résultats en zinc, cuivre et cadmium dosés par SAA

Les résultats des dosages par SAA-F pour le zinc et le cuivre et par SAA-ET pour le cadmium dans les éponges sont donnés à la Figure 7.

- Pour le zinc :

Une grande partie des espèces étudiées (11 espèces) présentent une concentration en zinc le plus souvent inférieure à la médiane nationale du RNO qui est de 107 mg/kg ps pour les moules. Ces éponges apparaissent donc peu intéressantes au vue d'une possible utilisation en tant que bioindicateur. Cependant, 3 espèces présentent des concentrations plus importantes, à savoir *Hymeniacidon perlevis* et *Haliclona simulans*. Il est a noté que l'espèce *Hymeniacidon perlevis* présente les concentrations les plus élevées (2 fois plus importantes que pour *Haliclona simulans*), les valeurs pouvant atteindre 2500 mg/kg ps.

- Pour le cuivre :

Six espèces présentent des concentrations plus élevées que la médiane nationale (de 6,3 mg/kg ps) donnée par le RNO pour les moules. Les éponges concernées sont *Hymeniacidon perlevis*, *Halichondria panicea*, *Hymeniacidon Bowerbanky*, *Ophlitaspongia papilla*, *Haliclona oculata*, *Sycon ciliata* et *Thetya aurantum*. Comme pour le zinc, l'espèce *Hymeniacidon perlevis* présente les concentrations les plus élevées, notamment au niveau du port de Cherbourg avec une valeur maximale de 328 mg/kg ps.

- Pour le cadmium :

Les éponges *Haliclona simulans*, *Myxilla rosacea*, *Suberite ficus*, *Polymastia boletiformis*, *Ophlitaspongia papilla*, *Halichondria panicea*, *Hymeniacidon Bowerbanky*, *Thetya aurantum* et *Hymeniacidon perlevis* affichent des concentrations en cadmium plus importantes que la médiane nationale (0,69 mg/kg ps) donnée pour les moules par le RNO. La valeur maximale relevée est 11,2 mg/kg ps pour l'espèce *Haliclona simulans*. Les résultats ne sont pas complets et seront complétés par les dernières mesures obtenues sur les échantillons d'*Hymeniacidon perlevis* collectés au niveau des zones DCE.

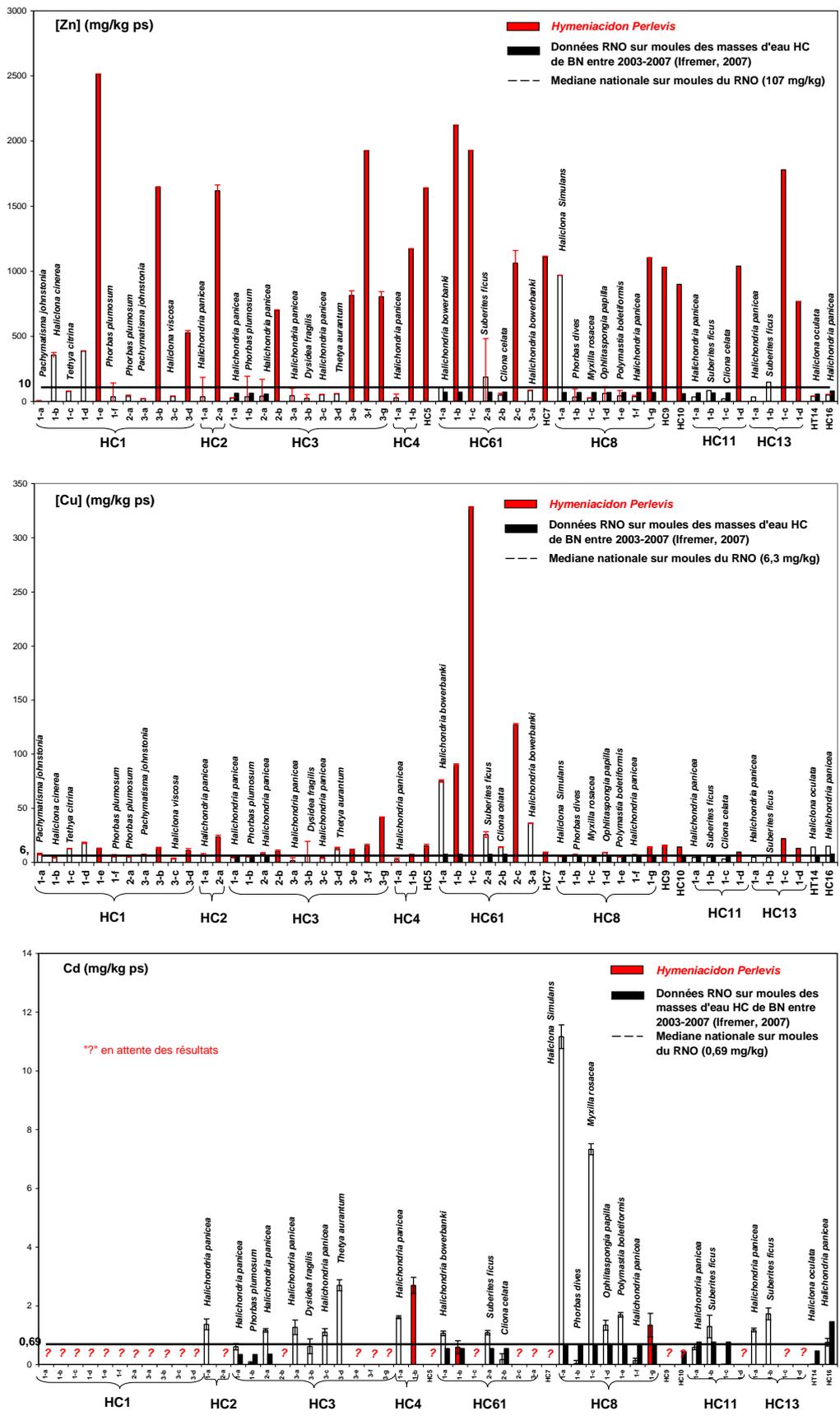


Figure 7 – Résultats en Zn, Cd et Cu des échantillons de différentes espèces d'éponges (en rouge *Hymeniacidon perlevis*) et de *Mytilus edulis* relevées sur les zones DCE (données RNO, Ifremer 2007).

2.2.4.5- Résultats du dosage des autres métaux par ICP-AES (Pb, Ni, Cr, Ti, Sn, Mn, Al, Mg et Fe)

Les premiers résultats des dosages par ICP-AES en Pb, Cr, Ni (avec comparaison possible à la médiane nationale sur les moules) et en Ti, Sn, Mn, Al, Mg et Fe (non suivi par le RNO) dans les éponges du littoral bas-normand sont donnés à la Figure 8.

Les premiers résultats des dosages par ICP-AES en Pb, Cr, Ni (avec comparaison possible à la médiane nationale sur les moules) et en Ti, Sn, Mn, Al, Mg et Fe (métaux non suivis par le RNO) dans les éponges du littoral bas-normand sont donnés à la Figure 8.

Les concentrations en plomb relevées dans les éponges ne dépassent pas 22 mg/kg ps ; pour le chrome, elles n'excèdent pas 14,1 mg/kg ps et pour le nickel, la moyenne des concentrations est de 3,14 mg/kg ps avec une valeur maximale enregistrée de 57,4 mg/kg ps pour l'espèce *Phorbas dives* sur le site du Moulard. Pour le plomb et le chrome, la majorité des éponges présentent des concentrations plus élevées que les médianes nationales données par Ifremer dans les moules. La même observation peut être donnée pour les concentrations dans les moules des masses d'eau de la basse-Normandie. En effet, ces concentrations restent inférieures à celles enregistrées dans les éponges, quelques soit l'espèce. Parmi ces espèces, on retrouve *Hymeniacidon perlevis*. La plus forte accumulation est enregistrée pour l'espèce (*Phorbas dives*) et concerne le nickel.

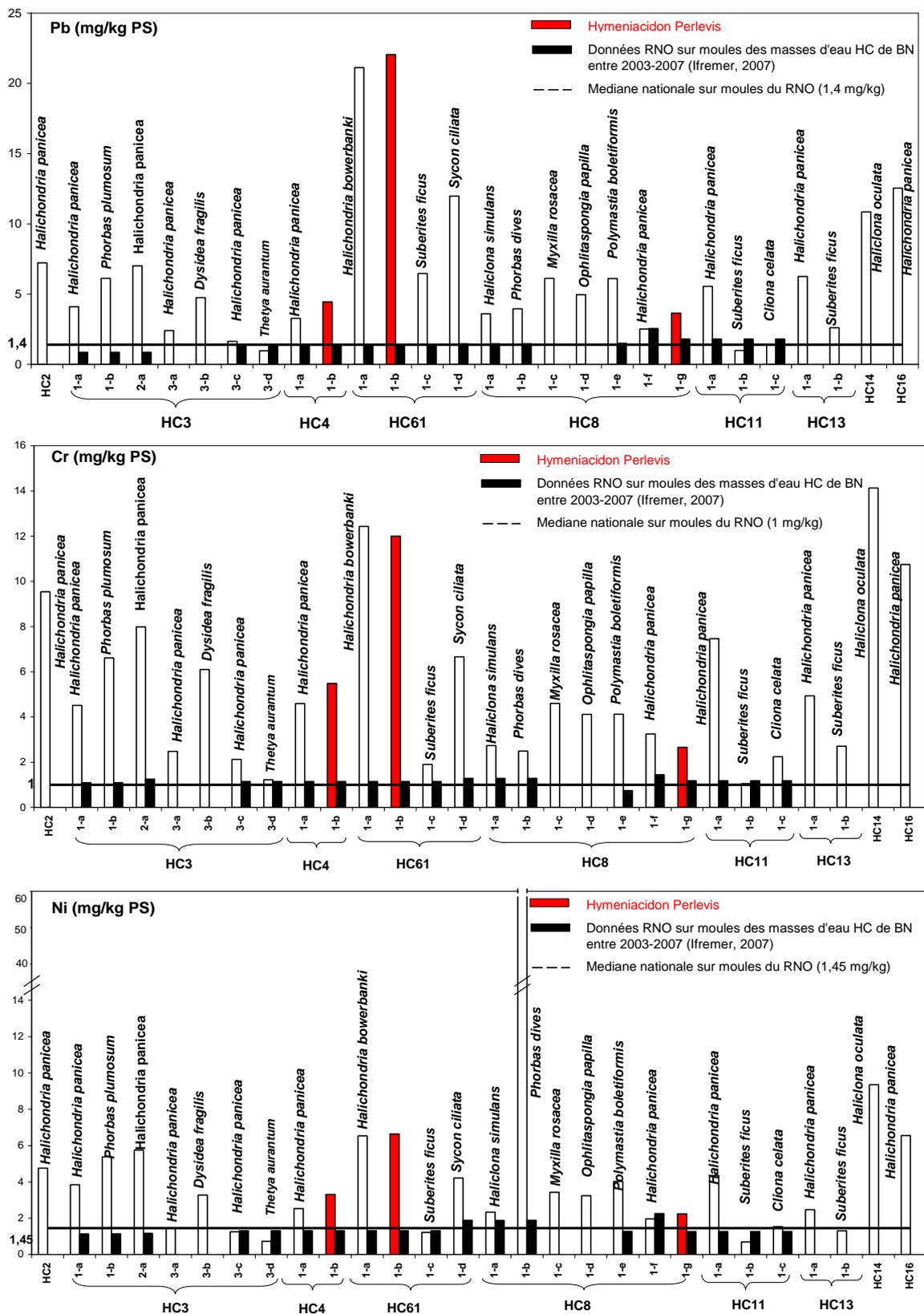


Figure 8 – Résultats des dosages par ICP-AES du Pb, Cr et Ni du littoral Bas-Normand. Comparaison à la médiane nationale du RNO (Ifremer, 2007)

Les concentrations en Ti, Sn et Mn ainsi qu'en Al, Fe et Mg sont regroupés sur un même graphique car ces métaux présentent des concentrations du même ordre de grandeur, atteignant 668 mg/kg ps pour le 1^{er} groupe de métaux et 8031 mg/kg ps pour les autres. Les plus fortes concentrations sont retrouvées dans les spongiaires du port de Cherbourg, notamment pour Sn, Al et Fe. Elles sont associées aux espèces *Hymeniacidon perlevis* et *Halichondria bowerbanki*. Une forte concentration en Mn est observée sur la zone DCE HC8 (site du moulard) dans l'espèce *Ophlitaspongia papilla*.

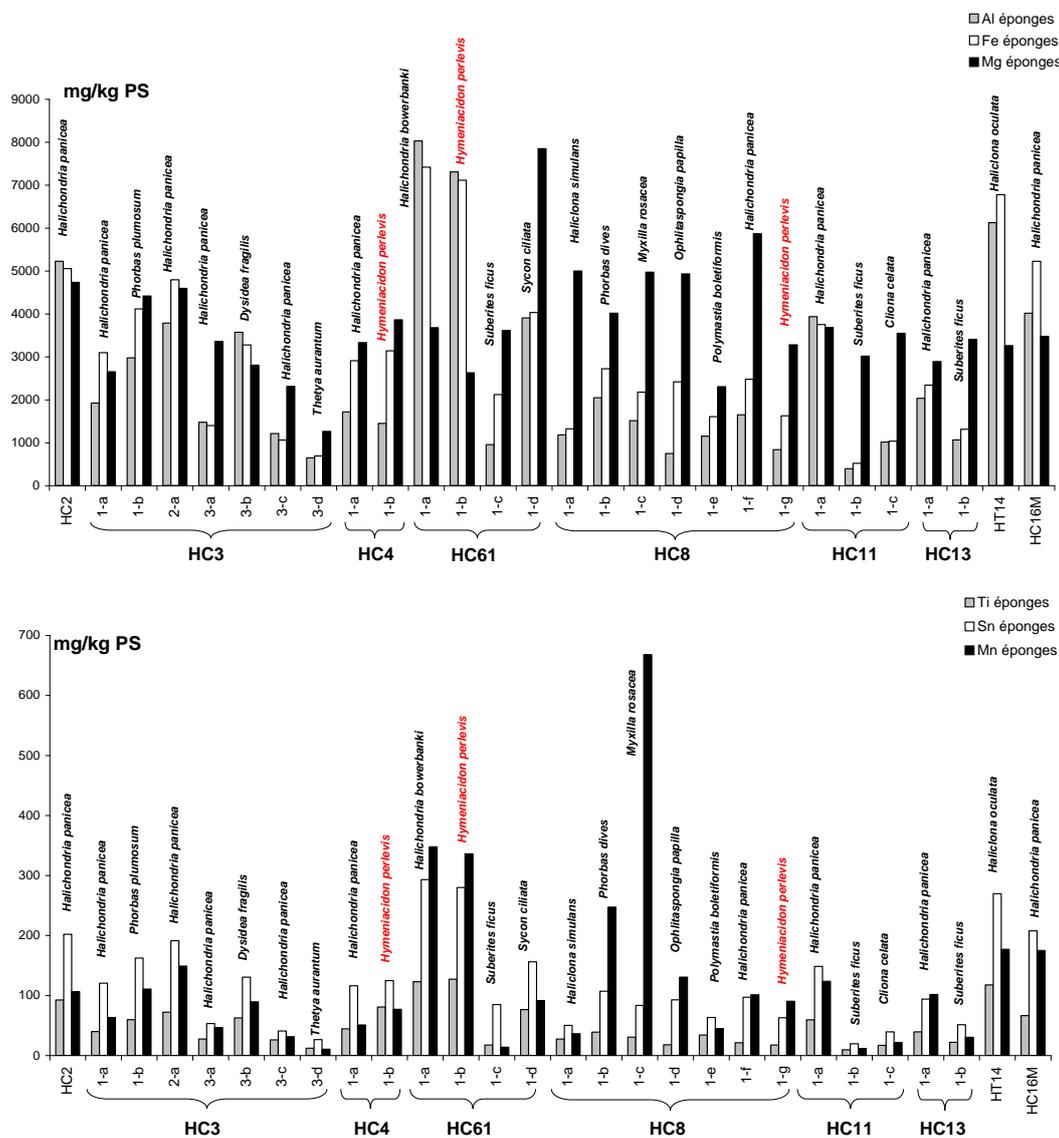


Figure 9— Résultats des dosages par ICP-AES du Ti, Sn, Mn, Al, Fe et Mg du littoral Bas-Normand

2.3- Contamination organique (HAP, PCB)

2.3.1- Matériel et méthode

L'Ifremer, dans le cadre du réseau de suivi ROCCH, analyse les PCB et HAP bioaccumulés par les moules. L'objectif du projet SPONTOX étant de proposer un bioindicateur complémentaire aux bivalves, il convient de réaliser les mêmes analyses, que celles effectuées dans le cadre du ROCCH, sur les éponges.

Les analyses sont sous-traitées au laboratoire municipal de ROUEN, même laboratoire qui effectuait les analyses sur les moules pour le RNO.

Les extractions ont été réalisées à chaud sous pression à l'aide d'un système ASE 350, par un mélange Hexane/Acétone 50/50. Les extraits pour les HAP ont été purifiés sur colonne de silice et sur colonne d'alumine. Les extraits pour les Organochlorés et les PCB ont été purifiés par de l'acide sulfurique.

Les analyses ont été réalisées par chromatographie capillaire en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse pour les HAP et à un détecteur à capture d'électrons (ECD) pour les Organochlorés et les PCB.

Pour l'analyse des Chlorés et des PCB et compte tenu des LQ recherchées l'ECD est le détecteur adapté car très sensible. Pour les HAP la GC/MS est plus adaptée que l'HPLC/Fluorimétrie pour l'analyse du biote, alors que la technique HPLC est très bien adaptée à l'analyse des eaux et des sédiments.

L'augmentation du poids des échantillons a permis d'abaisser les LQ entre les deux séries d'analyses.

Lors de la campagne d'échantillonnage, neuf masses d'eau DCE parmi lesquelles à 7 stations de suivi du réseau ROCCH ont été échantillonnées pour ces analyses (tab. 4). Les deux principales espèces trouvées sur les sites ont été prélevées : *Halichondria panicea* et *Hymeniacidon perlevis*. Une autre espèce, *Haliclona simulans* présente à Ouistreham a fait l'objet d'un prélèvement.

Le coût élevé des analyses HAP/PCB ne nous a pas permis de multiplier le nombre d'échantillon mais permet néanmoins d'avoir une estimation de la bioaccumulation de ces composés dans les éponges.

Le tableau suivant est un récapitulatif des sites échantillonnés, des masses d'eau DCE correspondantes et des espèces prélevées.

Sites échantillonnés	Zone DCE correspondante	Espèce prélevée	Date de prélèvement
Bréville	HC3	<i>Halichondria panicea</i> (photo 7)	30 mars 2010
Pirou	HC3	<i>Halichondria panicea</i>	3 avril 2010
Diélette	HC4	<i>Halichondria panicea</i>	18 mars 2010
		<i>Hymeniacidon perlevis</i> (photo 8)	18 mars 2010
Cherbourg (Int. Rade)	HC6	<i>Hymeniacidon perlevis</i>	17 juin 2010
Cherbourg (Int. Rade)	HC6	<i>Hymeniacidon perlevis</i>	15 juillet 2010
Cherbourg (Ext. Rade	HC6M	<i>Hymeniacidon perlevis</i>	17 juin 2010
Cherbourg (Ext. Rade	HC6M	<i>Hymeniacidon perlevis</i>	15 juillet 2010
Le Moulard	HC8	<i>Halichondria panicea</i>	17 mars 2010
Port en Bessin	HC11	<i>Halichondria panicea</i>	2 avril 2010
Bernières sur Mer	HC13	<i>Halichondria panicea</i>	30 mars 2010
Ouistreham	HC14	<i>Haliclona simulans</i> (photo 9)	29 mars 2010
Cap de la Hève	HC16	<i>Halichondria panicea</i>	2 avril 2010

Tableau 4 – Sites échantillonnés pour le dosage des HAP et PCB



Photo 7, 8 & 9- *Halichondria panicea*, *Hymeniacidon perlevis*, *Haliclona simulans*

La présentation des résultats pour les 9 congénères de polychlorobiphényles (PCB) mesurés (PCB 28, 52, 101, 105, 118, 138, 153, 156 et 180) n'aurait que peu d'intérêt. Ainsi, l'ensemble des PCB sera représenté par le PCB 153 (fig. 10), considéré comme représentatif de la contamination globale par ce groupe de substances par IFREMER (RNO/ROCCH). Pour les mêmes raisons que précédemment, la famille des hydrocarbures aromatiques polycyclique sera représentée par le fluoranthène.

2.3.2- Résultats

L'ensemble des résultats est présenté dans le tableau 5.

	LO(mars/avr)	LO(juin/juillet)	HC3-A1	HC3-B1	HC4-1	HC4-2	HC6	HC6	HC6M	HC6M	HC8	HC11-1	HC13-1	HC14	HC16
			mars-10	avr.-10	mars-10	mars-10	juin-10	juil.-10	juin-10	juil.-10	mars-10	avr.-10	mars-10	mars-10	avr.-10
			<i>H. Panicea</i> Breville	<i>H. Panicea</i> Pirou	<i>H. Panicea</i> Dielette	<i>H. Perlevis</i> Dielette	<i>H. Perlevis</i> Bequet	<i>H. Perlevis</i> Bequet	<i>H. Perlevis</i> Collignon	<i>H. Perlevis</i> Collignon	<i>H. Panicea</i> Le Moulard	<i>H. Panicea</i> Port en Bes	<i>H. Panicea</i> Bernières s	<i>H. rosea</i> Ouisstrehan	<i>H. Panicea</i> Cap de la he
Organochlorés et apparentes															
1 DDT pp'	1	0,1				3,4		0,4	0,1						
2 alpha-HCH	1	0,1													
3 beta-HCH	1	1													
4 Hexachlorobenzène	1	1											1,7		
5 gamme-HCH (lindane)	1	0,1						0,2	0,1	0,2					
6 delta-HCH	1	1													
7 DDE op'	1	1									1,3				
8 DDE pp'	1	0,1					0,3	0,4	0,3	0,3					
9 DDD op'	1	1		1,1							1,3			1,7	1,3
10 DDD pp'	1	0,1					0,3	0,2	0,2	0,2					
11 DDT op'	1	1		1,4							1,4			1,4	
12 PCB 31	1	1				1,3									
13 PCB 28	1	0,2								0,2				1,3	
14 PCB 52	1	0,2				2,8	4,4	3,2	3,4	1,7	2,3	2			2
15 PCB 101	1	0,2					0,8	0,8	1,2	1	3,2			1,4	3,6
16 PCB 118	1	0,1					0,7	1	0,9	0,8	2,3	1,1	1,2		2,3
17 PCB 153	1	0,1				1,5	2,6	3,5	3,8	3,7	6,5	2,3	6	2,1	7,3
18 PCB 105	1	1			1,7										
19 PCB 138	1	0,1				1,1	2	1,5	2,3	2,2	3,4	1,1	3,2		4,1
20 PCB 156	1	1								1,2					
21 PCB 180	1	0,1					1	1	2,3	1,4	2,3			1,6	2,5
Hydrocarbures polycycliques aromatiques															
3 Naphtalène	1	1	3,7	4,7	5,3	4,1	12,6	4,6	13,1	2,7	4,9	3,8	4,5	4,2	4,6
4 Acénaphthylène	1	1				1,6	7,2	9,2	9,1	5,3			1,7	1,6	3,2
5 Acenaphtene	1	1	2,7		1,3		3,4	2,2	3,1	8,3			1,9	1	1,9
6 Fluorene	1	1	1,6	1,1	2,1	1,1	11,5	8	15,4	15,5	2	1,6	3,6	1,7	3,1
7 Dibenzothiophène	1	1		1,3	3,9	3,7					1,8	2	4,8	2,4	3,9
8 Phénanthrène	1	1	7	22,8	25,2	23,8	99,8	42,4	126	120	13,6	13,1	30,1	26,6	50,4
9 Anthracène	1	1		5	1,1	1,5	9,2	4,3	14,7	7,5	1,4	1,2	2,4	9,4	8,7
10 Méthylphénanthrènes		5	11,7	28,5	130	136	53,8	15	52,8	65,5	27,8	27,9	111	51,6	41
11 Fluoranthène		1	5,9	40,7	14,7	24,6	82,9	44	94,9	89,4	14,3	11,5	19,8	45	69,8
12 Pyrène	1	1	5,3	35,3	48,4	63,4	170	60	152	217	15,6	13,1	45,3	42,3	77
13 Benzo (b) naphthothiophène	1	1		2,7	1,5	3,9					1,2		2,2	5,5	7
14 Benzo (g,h,i) fluoranthène	1	1		4,6	1,5	5,8					1,9	1,8	2,8	4,8	10,6
15 Cyclopenta (c,d) pyrène	1	1					16,5	10,2	18,1	18,7					
16 Benzo (a) anthracène	1	1	1,9	23	1,9	5,6	46	18,6	39,2	34,3	6,7	5,8	6,4	35,4	44,7
17 Chrysène	1	1	3,5	24	7,1	24,4	78,3	42,8	81	107	10,1	9,1	13,8	35,9	50,5
18 Méthylchrysènes	5	5		12,1		17,1	10,5	6,5	11,7	17,3	7,9	5,7	9,4	18,1	29,8
19 Benzo (b) fluoranthène		1	5,6	25,2	7,3	24,2	185	99,1	212	200	15,9	10,4	12,5	34,1	38,9
20 Benzo (k) fluoranthène	1	1		6,1	1,8	8,1	42,6	25,5	45,7	35,6	4,1	3,6	4,2	12,6	16,5
21 Benzo e pyrène	1	1	1,5	12	3,5	11	84,6	53,8	86	81,9	5,9	5,5	8,2	15,2	28,4
22 Benzo (a) pyrène	1	1	1	14,5	3,1	6,6	53,4	9,7	34,5	19,3	7,4	6,6	6,1	19,7	27,9
23 Indéno (1,2,3-cd) pyrène	5	5		18,2	6,7	14	238	196	233	233	10,7	8,3	14,6	13,4	26,8
24 Dibenzo (a, h) anthracène	5	5					25,2	16,4	20,3	17,2					6,7
25 Benzo (g,h,i) périlène	5	5		5,8		8,3	134	98,2	99,3	117	6,7		8,5	9,3	21,4
26 Naphto (2,3-a) pyrène	5	5													
27 Naphtopyrènes	5	5					1364,5	766,5	1361,9	1412,5					
Somme de HAP			51,4	287,6	266,4	388,8	2729	1533	2723,8	2825	159,9	131	313,8	389,8	572,8

Tableau 5- Résultats bruts des concentrations en HAP et PCB dans les spongiaires (cases vides correspondent à des concentrations inférieures à la LQ)

Les résultats des analyses des échantillons pour les composés organochlorés montre que *Halichondria panicea*, *Haliclona simulans* et *Hymeniacidon perlevis* accumulent très peu ces polluants et cela quel que soit le site (tab. 5).

Le DDT est généralement en quantité très faible souvent en dessous de la limite de quantification.

Concernant les HAP, la figure 11 montre une analyse très différente. En effet, les résultats obtenus sur *Halichondria panicea* et *Haliclona simulans* sont généralement du même ordre de grandeur que les résultats ROCCH sur les moules. Par contre, il semble que *Hymeniacidon perlevis* bioaccumule de façon plus importante. L'analyse comparée des deux espèces de spongiaires dominantes sur le site de Dielette montre que *H. perlevis* accumule le fluoranthène près de deux fois plus que *H. panicea* (24.6 contre 14.7 µg/kgPS). Sur le site de Collignon, la différence d'accumulation entre les moules et *H. perlevis* est très importante au mois de juin et juillet 2010 où l'on atteint une concentration de l'ordre de 90 µg/kg contre 11 µg/kg pour les moules (nov. 2005). La comparaison des autres contaminants organiques montre que le *H. perlevis* (juin 2010) accumule systématique plus que les moules moules (moyenne de nov. 2005 et nov. 2007); le ratio moyen est de l'ordre de 20.

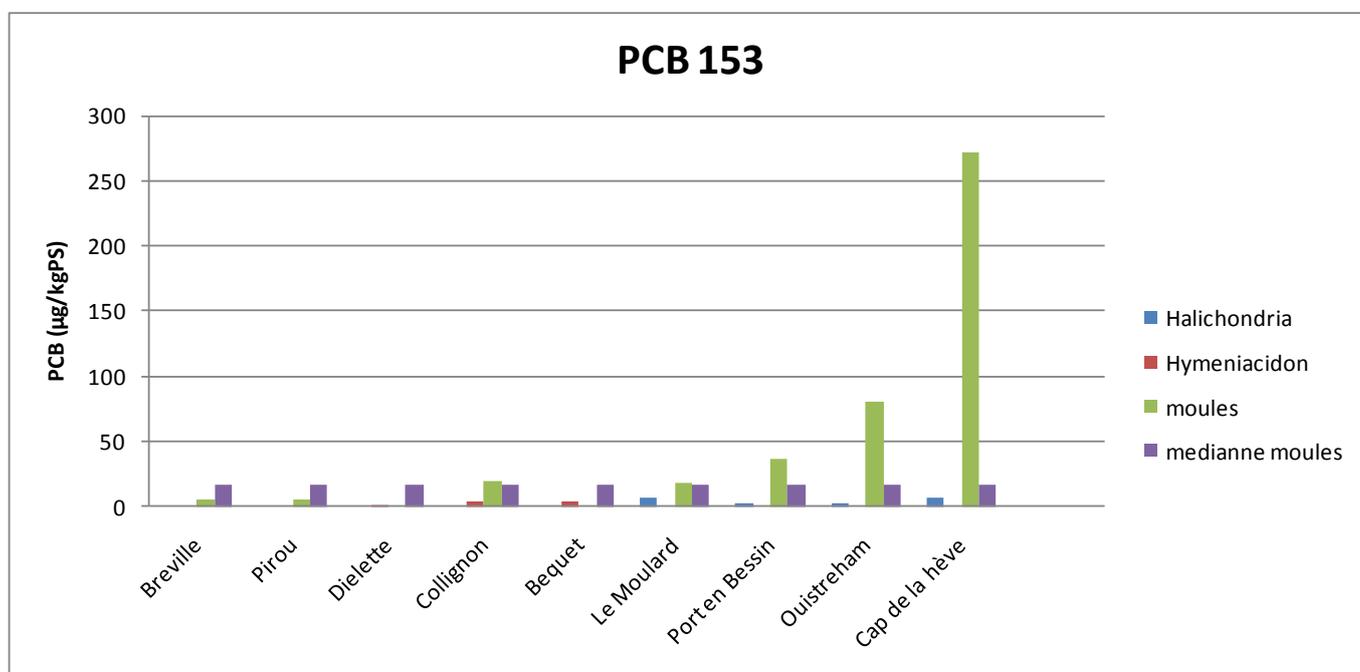


Figure 10 – Concentration en PCB dans les spongiaires

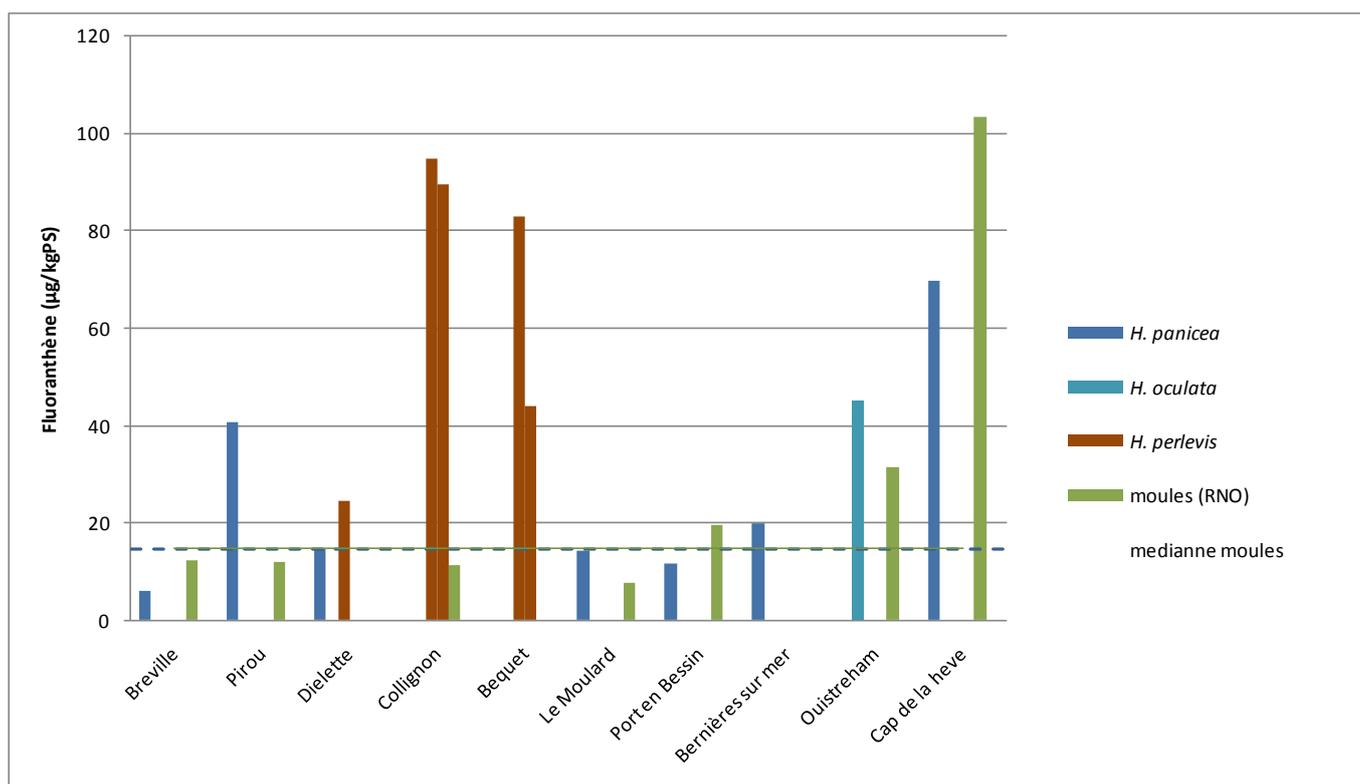


Figure 11 – Concentration en fluoranthène dans les spongiaires

	Moy. <i>H.perlevis</i>	Moy.moule (2005 et 2007)	Ratio
Naphtalene	7,9	0,5	15,0
Acénaphtylène	7,2	0,5	15,1
Acenaphtene	5,7	0,5	11,0
Fluorene	15,5	1,3	11,6
Phénanthrène	123,0	13,3	9,3
Anthracène	11,1	1,2	9,2
Fluoranthène	92,2	8,3	11,1
Pyrène	184,5	5,9	31,5
Benzo (a) anthracène	36,8	3,4	10,8
Chrysène	94,0	2,8	33,4
Méthylchrysènes	14,5	28,8	0,5
Benzo (b) fluoranthène	206,0	12,7	16,2
Benzo (k) fluoranthène	40,7	3,3	12,2
Benzo e pyrène	84,0	10,8	7,7
Benzo (a) pyrène	26,9	2,1	12,8
Indéno (1,2,3-cd) pyrène	233,0	3,4	67,8
Dibenzo (a, h) anthracène	18,8	0,8	23,4
Benzo (g,h,i) périlène	108,2	5,0	21,8
			17,8

Tableau 6 – Comparaison des concentrations en HAP dans les moules (données RNO 2005, 2006 et 2007) et dans *H. perlevis* sur le site de Cherbourg

3 - EXPERIMENTATIONS PRELIMINAIRES EN MILIEU CONTROLE

3.1- Faisabilité de la spongiculture

A long terme, le projet SPONTOX envisage que la spongiculture (culture d'éponge) permettra de transplanter l'espèce cible sur les sites d'études et avoir des résultats comparables. En effet, pour pouvoir bien interpréter les niveaux de contamination à l'échelle régionale, et voire même nationale, il est préférable d'utiliser une même espèce d'éponge standardisée.

La spongiculture est très largement utilisée pour l'intensification de la production d'espèces commerciales et notamment pour l'éponge de toilette. La spongiculture par bouturage est possible car les spongiaires possèdent de remarquables propriétés de cicatrisation et de régénération.

Il existe deux techniques de spongiculture : la spongiculture sur plaque et la spongiculture suspendue. La spongiculture suspendue a été préconisée par Bidder (1896) et essayée par Moore (1910). Ce dernier a également développé la spongiculture sur plaque. La spongiculture suspendue permet une meilleure utilisation du volume d'eau, s'affranchi de la nature du fond et évite l'envasement dans le milieu naturel. A l'inverse, la spongiculture sur plaque est beaucoup plus naturelle pour les éponges car ce mode de culture correspond au mode de vie normal des éponges.

Les expérimentations réalisées en 2010 sont des essais préliminaires qui ont pour objectif d'obtenir des données rapides concernant principalement l'alimentation et les supports d'élevage. Certaines expérimentations ont été réalisées dans le cadre d'études techniques à Intechmer, d'autres ont été réalisées dans le cadre d'un stage au SMEL mais de façon concomitante sur la base de travaux antérieurs (Chataigner, 2010, Pelletier, 1997).

3.1.1- Matériel et méthode

3.1.1.1- Essais de transplantation en mer (in situ)

Les premiers essais de culture ont été réalisés en mer sur *Halichondria panicea*, *Amphilectus fucorum* et *Hymeniacion perlevis*. Les deux premières espèces ont été prélevées sur l'estran de Blainville sur Mer en mars 2010 et la dernière à Lingreville en août 2010.

Préparation des boutures et des cages

Les boutures sont découpées avec un couteau tranchant et suspendues dans des cages avec du fil nylon (0.4mm). La cage d'*Halichondria panicea* contient 16 boutures, celle d'*Amphilectus fucorum* contient 8 boutures (photo 15). *Amphilectus* est beaucoup plus fragile qu'*Halichondria* ainsi il faut être prudent lors de la fixation des éponges dans les cages il est fréquent que l'éponge se déchire.



De gauche à droite :

Photo 10 – boutures d'*Amphilectus fucorum* à T₀

Photo 11– bouture d'*Hymeniacidon* fixée à la cage par deux colliers plastiques

Photo 12- Bouture d'*Hymeniacidon* attachée à un morceau de poche à huître

En ce qui concerne *Hymeniacidon perlevis*, 5 boutures, attachées sur un morceau de poche à huître (Photo 16), sont fixées (dans la cage) à l'aide de colliers plastiques (Photo 17).

L'évaluation de la croissance se faisant par photographie, une photo de chaque bouture est prise avant la fixation et la mise à l'eau des cages (2 cages sont préparées).

Mise à l'eau des cages



Photo 13- Cage suspendue sous une table conchylicole

Les cages contenant *Halichondria panicea* et *Amphilectus fucorum* sont mises à l'eau le 3 mars 2010. Ces deux espèces d'éponges étant infralittorales les cages ont été suspendues sous une table conchylicole (Photo 13) se situant en bas d'estran. Cet endroit n'est accessible que lors des fortes marées (0,90m d'eau) ce qui rend le suivi délicat.

Les deux cages contenant *Hymeniacidon perlevis* ont été mises à l'eau le 11 août 2010. Cette espèce d'éponge

étant plutôt médiolittorale, les cages ont été suspendues sous une table conchylicole étant relativement haute sur estran. Il est possible d'accéder à ce site à partir d'un coefficient de 75 (2,80m), le suivi sera plus facile.

Suivi de la croissance

Le suivi de la croissance d'*Halichondria panicea* et d'*Amphilectus fucorum* se fait par pesée. Tous les mois, les cages sont ramenées au laboratoire et les boutures sont pesées une à une après égouttage. Les cages n'étant accessibles que par coefficient de marée élevé, l'expérimentation est réalisée en partie en plongée. Une fois les boutures pesées, les cages sont ramenées sur estran.

Le suivi de la croissance d'*Hymeniacidon perlevis* se fait par photographie. Ainsi, les cages n'ont pas besoin d'être ramenées au SMEL, les photos sont prises directement sur l'estran, ce qui limite ainsi le stress induit par un changement d'environnement répété.

3.1.1.2- Essais de culture au laboratoire (in vitro)

3.1.1.2.1- Essais d'alimentation d'*H. perlevis* : bactéries lactiques et Marine Snow (Lefebvre, 2010 ; Frezel, 2010)

L'expérimentation est réalisée dans des bacs de 20 l thermorégulés à 17°C. Un renouvellement de 50% de l'eau est réalisé quotidiennement. Les éponges sont fixées à l'aide de fil nylon sur un support PVC, une autre partie des éponges est fixée sur des bouteilles en verre. L'ensemble est placé sous une bâche afin de limiter la lumière artificielle directe située juste au dessus du bac.

Les boutures sont prélevées sur le site de Collignon (à l'Est de Cherbourg) en février 2010. Chaque fragment est identifié.

L'alimentation est réalisée soit avec des bactéries lactiques cultivée sur milieu MRS (Man Rogosa et Sherpe). La ration quotidienne est d'environ 10^{10} cellules. Soit avec une alimentation spécifique du commerce ; Marine Snow® fabriqué à base de micro algues et de zooplancton [particule en suspension de taille inférieure à $0.2\mu\text{m}$ (colloïdes) à pouvant aller jusqu'à $150\mu\text{m}$ (agrégats macroscopiques)]. La ration est de 15ml/jour/bac.

Le suivi de la croissance est réalisé par photographie. Les éponges sont regroupées en trois classes : nécrosée, sans croissance, croissance (observation de papille, évolution de la forme). Le suivi de croissance est réalisé durant 40 jours.

3.1.1.2- Comparaison de deux système de culture : suspendue ou sur plaque

L'essai de croissance en laboratoire a pour objectif de déterminer les conditions d'élevage optimales pour permettre la croissance d'*Hymeniacidon perlevis*.

Lors de cet essai, trois alimentations et deux modes de spongiculture (suspendue et sur plaque) ont été étudiés.

La spongiculture suspendue

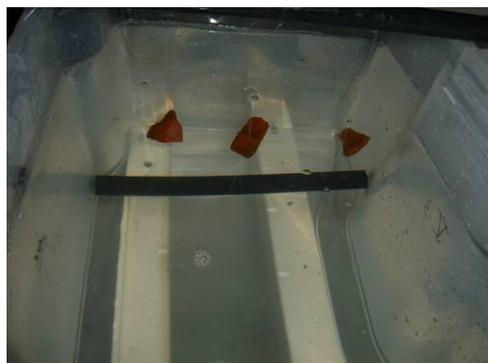


Photo 14- Boutures suspendues entre deux morceaux de tuyau en PVC

L'expérience est réalisée dans deux bacs de 20L. Dans chaque bac, trois boutures suspendues entre deux morceaux de tuyaux PVC (Photo 14) sont placées.

L'apport d'oxygène et l'hydrodynamisme est assuré par deux diffuseurs d'air sous pression. La température de l'eau est réglée à $18^{\circ}\text{C}\pm 1^{\circ}\text{C}$. L'un des deux bacs est nourri avec un aliment artificiel (MarineSnow) spécial invertébrés et l'autre est nourri avec une microalgue retenue pour sa petite taille

(*Nannochloropsis oculata*).

Tous les jours, l'eau des bacs est renouvelée à 50% et une ration alimentaire est distribuée ; 15mL de MarineSnow (quantité déterminée lors d'une étude préliminaire) et une quantité nécessaire de *Nannochloropsis* afin de se placer en milieu eutrophique (60 000 cellules/mL).

Lors de la mise en eau (T_0) une photo est prise. Tous les mois, l'évaluation de la croissance se fait par photographie.

Spongiculture sur plaque



Photo 15- Bouture d'*Hymeniacidon perlevis* fixée sur un morceau de béton.

L'étude est effectuée dans deux bacs différents : un de 100L et l'autre de 20L. Le bac de 100L contient 11 boutures fixées sur un morceau de béton (photo 15) alors que celui de 20L n'en contient que 3.



Photo 16- Structure d'élevage des oursins

La température de l'eau est thermorégulée à $18^{\circ}\text{C}\pm 1^{\circ}\text{C}$. L'apport d'oxygène ainsi que l'hydrodynamisme sont assurés par deux diffuseurs d'air sous pression dans le bac de 20L. En revanche, il est nécessaire d'ajouter une petite pompe d'aquarium dans le bac de 100L car deux « bullages » ne suffisent pas à fournir un assez bon hydrodynamisme.

Tous les jours l'eau est renouvelée à 50% et les éponges reçoivent une ration alimentaire. Les deux bacs sont alimentés avec une microalgue (*Nannochloropsis oculata* à raison de 60 000 cellules/mL). Toutefois, le bac de 100L reçoit en complément, 10L d'eau provenant de la structure d'élevage d'oursins (photo 16). Cette eau est riche en bactéries et matières organiques, aliments de choix pour les éponges.

Le suivi de croissance se fait par observation photographique. Ainsi, tous les mois les boutures sont photographiées.

3.1.2- Résultats des essais de culture et de transplantation

3.1.2.1- Transplantation en mer

Lors de la mise à l'eau le 3 mars 2010, la moitié des boutures d'*Amphilectus* s'était décroché.

Tous les mois, pendant 4 mois, les cages ont été relevées et les boutures ont été pesées (fig. 12 et 13).

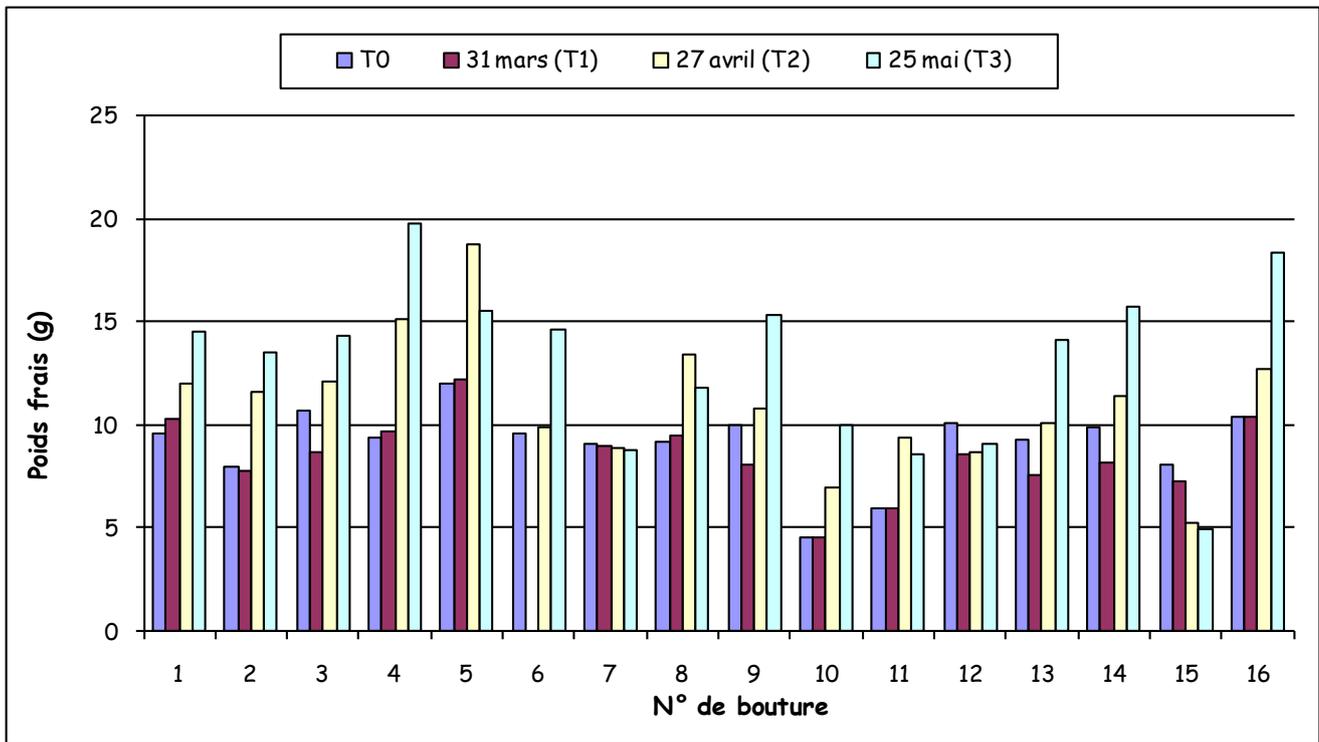


Figure 12 – Evolution du poids des boutures d'*Halichondria panicea* lors de l'essai de transplantation en mer

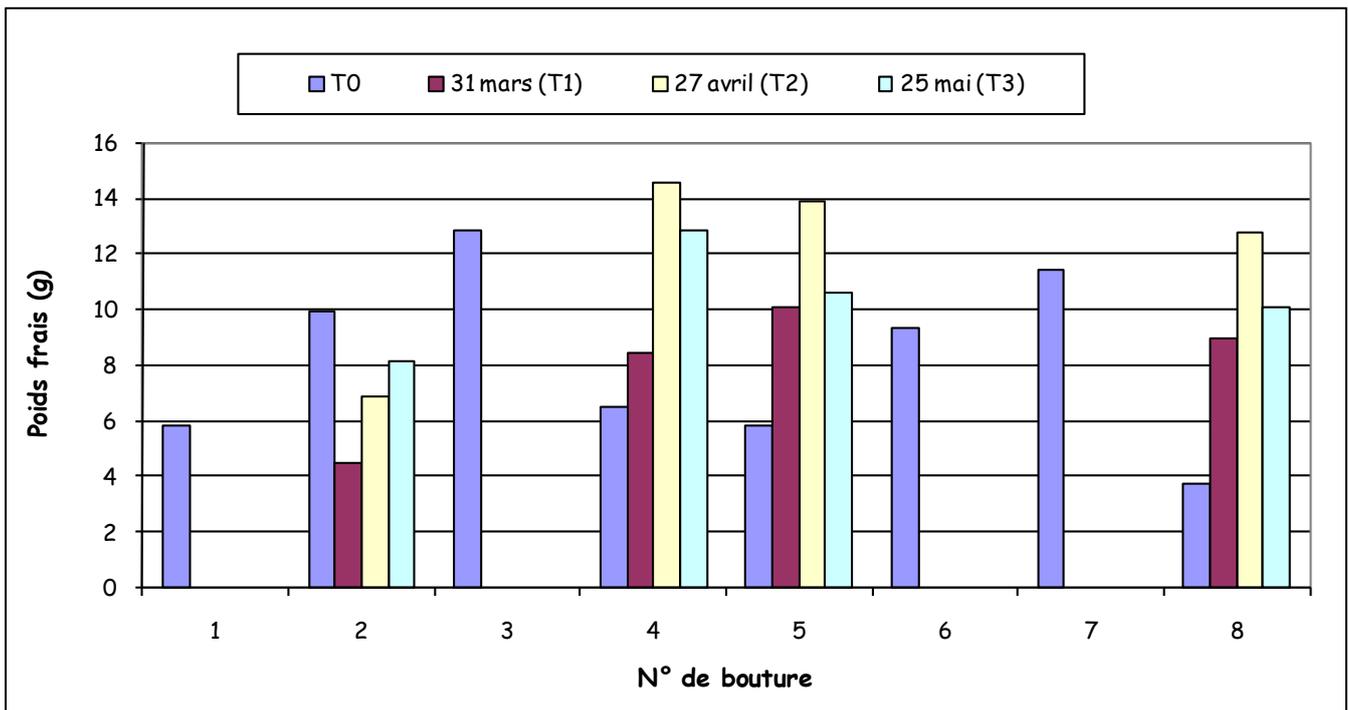
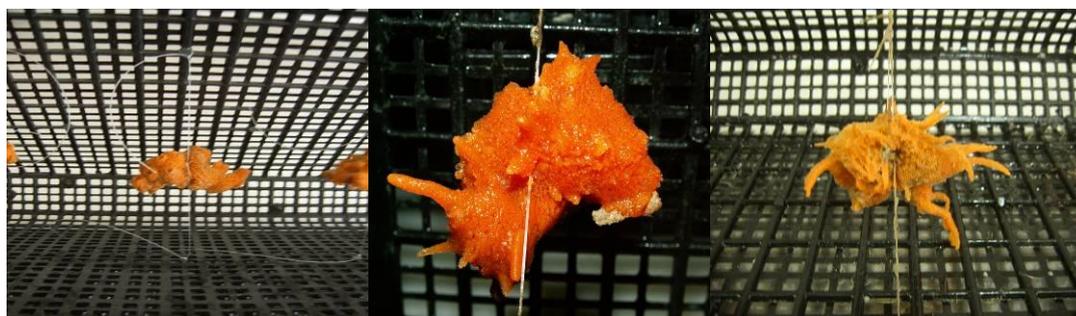


Figure 13 – Evolution du poids des boutures d'*Amphilectus fucorum* lors de l'essai de transplantation

Globalement, le poids des boutures a augmenté. Toutefois, cette technique de suivi de croissance n'est pas très adaptée pour plusieurs raisons ; l'incrustation d'organismes divers lors de la croissance en mer sur la bouture et la difficulté de l'homogénéité de l'égouttage entre deux mesures.

Ainsi, en plus du suivi par pesée, un suivi photographique a été réalisé (photos 17 à 22).



De gauche à droite :
Photo 17- *A. ficorum* à T0
Photo 18 – *A. ficorum* à T1
Photo 19 – *A. ficorum* à T2



De gauche à droite :
Photo 20- *H. paniceas* à T0
Photo 21- *H. paniceas* à T1
Photo 22- *H. paniceas* à T2

Le suivi photographique permet de bien mettre en évidence la reprise de croissance.

Cette étude s'est arrêtée le 2 juin car les éponges n'ont pas bien supporté le stockage en bac.

Sur les cinq boutures d'*Hymeniacidon perlevis* disposées sur l'estran, quatre ont colonisés rapidement le morceau de poche ostréicole. Peu de développement sont observé lors des visites du mois de novembre et du mois de janvier correspondant aux mois les plus froids. Par contre, dès le mois d'avril, des nouvelles pousses sont visibles. Toutefois, les éponges sont colonisées par des ascidies qui recouvrent presque la totalité de la surface.

Cette colonisation pourrait être une limite à la culture des éponges dans le milieu naturel.



De gauche à droite :

Photo 23- *H. perlevis* à T0 (10 août 2010)

Photo 24 – *H. perlevis* à T1 (9 novembre 2010)

Photo 25 – *H. perlevis* à T2 (20 janvier 2011)

Photo 26 – *H. perlevis* à T3 (6 avril 2011)

3.1.2.2- Essais de culture au laboratoire

3.1.2.2.1- 1^{ère} séries d'expérimentations

Bactéries lactiques :

Dix sept pour cent des boutures se dégradent rapidement par nécrose des tissus. Après un mois d'élevage plus de 50% présentent une croissance visible par l'apparition de quelques « bras » et 25% ne se développent pas.

Marine Snow :

La totalité des boutures montrent un développement après 1 mois d'élevage

Type de support :

Les boutures fixées sur des plaques de verre se développent plus rapidement que les boutures disposées sur des fils de nylon.

3.1.2.2.2- 2^{nde} séries d'expérimentations : Spongiculture suspendue

L'évolution d'une bouture, sur les trois, alimentées par *Nannochloropsis* (microalgue) est présentée par les photos 27 à 30.



De gauche à droite :

Photo 27- *H. perlevis* à T0

Photo 28 – *H. perlevis* à 1 mois

Photo 29 – *H. perlevis* à 2 mois

Photo 30 – *H. perlevis* à 3 mois

Une reprise de croissance a été observée dès le premier mois. Cependant, entre le deuxième et le troisième mois un déclin de croissance a été noté. Cette observation est sans doute la résultante d'une carence alimentaire, toutefois, une autre hypothèse pourrait être un manque de lumière dans la salle d'élevage. En effet, cette espèce qui vit relativement haut sur estran est à chaque marée découverte et donc exposée au rayonnement solaire.

L'évolution d'une bouture, sur trois, alimentée par un aliment artificiel spécial invertébrés (MarineSnow) est présentée par les photos 31 à 34.



De gauche à droite :

Photo 31- *H. perlevis* à T0

Photo 32 – *H. perlevis* à T1

Photo 33 – *H. perlevis* à T2

Photo 34 – *H. perlevis* à T3

Comme précédemment une reprise de croissance a été observée dès le premier mois mais cette fois aucun déclin de croissance n'est noté. Ainsi, il semblerait que cet aliment artificiel convienne bien à *Hymeniacidon perlevis*.

3.1.2.2.2- 3^{ième} séries d'expérimentations: Spongiculture sur plaque

L'évolution de la croissance pour une bouture, sur trois, nourrie avec *Nannochloropsis* est présentée par les photos 35 à 38.



De gauche à droite :

Photo 35- *H. perlevis* à T0

Photo 36 – *H. perlevis* à 1 mois

Photo 37 – *H. perlevis* à 2 mois

Photo 38 – *H. perlevis* à 3 mois

Une reprise de croissance a été constatée dès le premier mois. Toutefois, on peut remarquer qu'entre le deuxième et troisième mois, les bras de croissance se sont étendus et pourtant l'éponge mère a fortement diminuée en taille. Ceci peut éventuellement être dû à l'alimentation, car le même phénomène a été observé en spongiculture suspendue.

L'évolution de la croissance d'une bouture représentative, parmi les onze présentes dans le bac de 100L, est présentée par les photos 41 à 43. Ce bac a été alimenté avec 10L d'eau de la réserve de la structure d'élevage des oursins en complément des microalgues.



De gauche à droite :

Photo 39- *H. perlevis* à T0

Photo 40 – *H. perlevis* à 2 mois

Photo 41 – *H. perlevis* à 3 mois

Une très belle croissance est observée en deux mois. Mais, comme précédemment, le déclin des éponges mères et une progression des bras de croissance sur la paroi du bac ont été observés au cours du troisième mois de culture.

L'explication est beaucoup plus difficile à trouver ici tant la croissance a été fulgurante. En effet, au vue du développement rapide des boutures, il semblait que les conditions d'élevage étaient appropriées.

3.1.3- Conclusion

Les différents essais d'élevage ont été réalisés dans des conditions expérimentales assez variés mais ont généralement abouti aux mêmes conclusions. L'apport d'aliment entraîne une croissance rapide de la bouture très visible par la formation de « bras » pouvant atteindre plusieurs centimètres en quelques semaines. Par contre, la biomasse de la bouture ne semble pas évoluer. Après quelques semaines, une dégradation des boutures est observée quasiment systématiquement montrant une carence ou un déséquilibre dans la croissance. Sur plaque (verre ou béton), il semble que les croissances soient meilleures que sur fil, mais la même dégradation est observée par la suite.

Les différents aliments testés n'ont donc pas permis d'obtenir des croissances durables. Toutefois, on peut noter que les bactéries lactiques entraînent d'avantage de dégradation des boutures que le Marine Snow®.

Les essais réalisés en mer semblent montrer de meilleurs résultats mais les croissances observées sont variables en fonction de la saison. En hivers, les boutures ne montrent pas de croissance mais plutôt une régression alors qu'au printemps la majorité des boutures augmente en poids. Toutefois, des boutures placées durant une longue période sont « parasités » par des ascidies ce qui rend difficile l'utilisation pour la réalisation de caging. La durée d'implantation et le type de cages devront tenir compte de ce paramètre.

3.2- Importance de la bioaccumulation du zinc en milieu contrôlé

3.2.1 –Matériels et Méthodes

Afin d'étudier et de comparer le comportement des éponges et des moules exposées à une contamination par le zinc (bioaccumulation, survie,...), il a été décidé de mettre en place une expérimentation au centre technique du SMEL pour exposer les organismes dans des bacs de 40L à 2 sources de contamination en zinc. L'eau de mer naturelle a été contaminée d'une part par du zinc libéré par la dégradation d'une anode sacrificielle (souvent rencontrée en milieu portuaire pour protéger les structures métalliques de la corrosion) et reproduite par un montage électrochimique constitué d'une anode en Zn (99,31%, Norme USMIL A18001K). La deuxième contamination de l'eau a porté sur l'ajout direct dans les bacs de sulfate de zinc ($ZnSO_4, 7H_2O$, PA, Prolabo).

Différentes concentrations en zinc ont été testées pour chaque contamination et les volumes ont été renouvelés de moitié tous les deux jours. Des prélèvements en eaux ont été effectués après chaque renouvellement afin de mesurer les concentrations effectives en zinc dans chacun des bacs (Tab.7). Les moyennes des concentrations effectives données par semaine sont reportées dans le tableau 7 et les variations de ces concentrations par rapport aux concentrations visées, sur l'ensemble de la période d'essais, sont données à la figure 10.

Éponges			
$C_{\text{anode visée}} (\mu\text{g/L})$	$C_{\text{anode effective}} (\mu\text{g/L})$	$C_{ZnSO_4 \text{ visée}} (\mu\text{g/L})$	$C_{ZnSO_4 \text{ effective}} (\mu\text{g/L})$
0,5	22 ± 4	0,5	25 ± 6
5	28 ± 4	5	24 ± 3
50	65 ± 7	50	65 ± 5
500	476 ± 78	500	446 ± 27
Témoin			

Moules			
$C_{\text{anode visée}} (\mu\text{g/L})$	$C_{\text{anode effective}} (\mu\text{g/L})$	$C_{ZnSO_4 \text{ visée}} (\mu\text{g/L})$	$C_{ZnSO_4 \text{ effective}} (\mu\text{g/L})$
0,5	17 ± 3	0,5	17 ± 3
5	21 ± 4	5	22 ± 4
50	59 ± 12	50	61 ± 6
500	496 ± 90	500	453 ± 51
Témoin			

Tableau 7 – Concentrations visées et effectives en zinc dans les différents bacs contenant les éponges et les moules

Les concentrations effectives en zinc mesurées dans les bacs sont supérieures aux concentrations attendues, et l'écart est marqué pour les plus faibles concentrations (0,5 et 5 $\mu\text{g/L}$). Ces différences s'expliquent par la concentration en zinc mesurée dans l'eau de mer naturelle (témoin) ayant servie au

renouvellement des bacs et qui est de l'ordre de $18 \pm 5 \mu\text{g/L}$. Les concentrations effectives en zinc mesurées dans les bacs indiquent que les contaminations de l'eau de mer aux faibles concentrations ($0,5 \mu\text{g/L}$ et $5 \mu\text{g/L}$) ne sont pas significativement différentes.

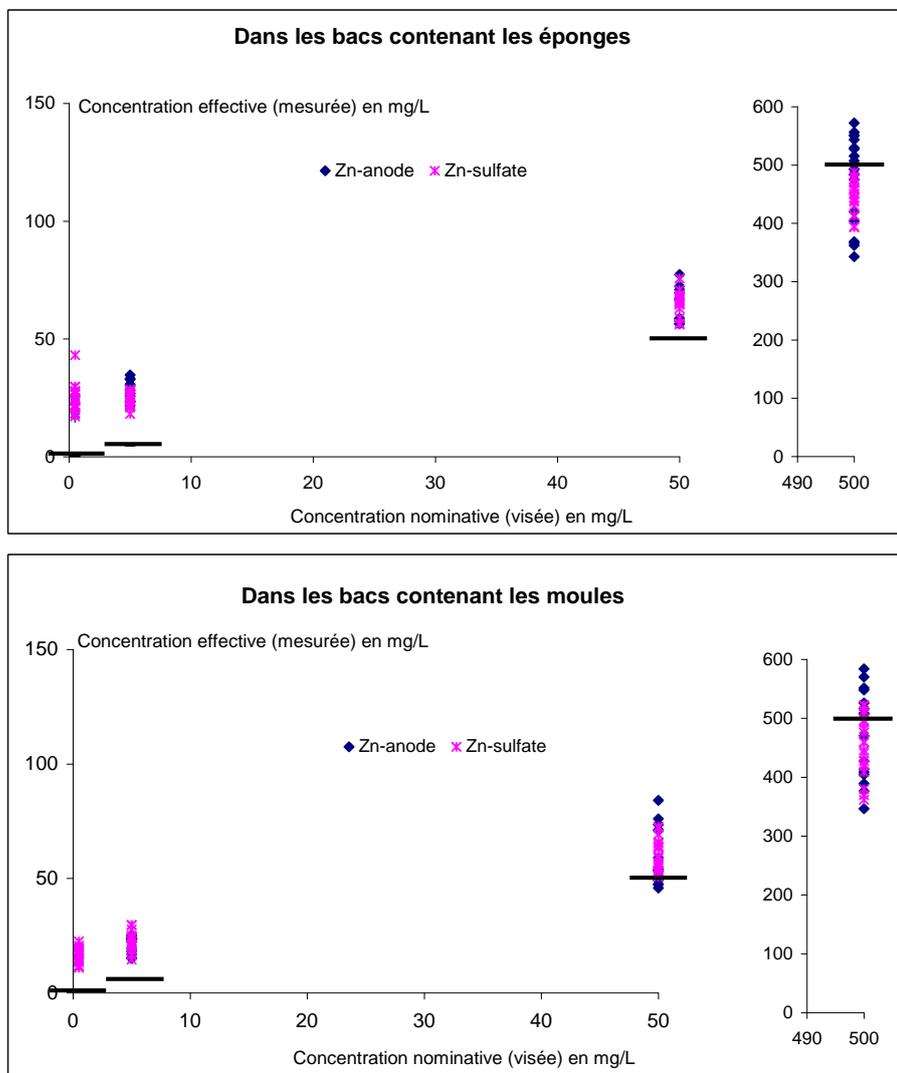


Figure 10– Suivi des concentrations effectives (mesurées) en fonction des concentrations nominatives (visées)

Des pools de 5 moules (*Mytilus edulis*) et des colonies de l'espèce *Halichondria panicea* ont alors été exposés et prélevés toutes les semaines (en même temps que l'eau des bacs) sur une période de 10 semaines. Dans certains bacs, suite à des mortalités rencontrées chez les organismes, certains résultats n'ont pu être obtenus (semaine 6 et 7). Certains résultats manquent également en raison de la perte des échantillons au cours des analyses (semaine 1, 2 ou 3).

L'espèce d'éponge *Halichondria panicea* a été choisie car elle présentait une forte abondance sur les masses d'eau des zones DCE, ainsi que des essais d'élevage concluant au début du programme SPONTOX. Les échantillons ont ensuite été dosés par SAA-F pour mesurer les concentrations en Zn.

3.2.2 –Résultats des essais de bioaccumulation

Les résultats obtenus sur les moules et les éponges sont reportés à la figure 11. Figure également l'évolution de la concentration effective en zinc dans les eaux de mer par rapport aux concentrations visées reportées en titre sur chaque graphique.

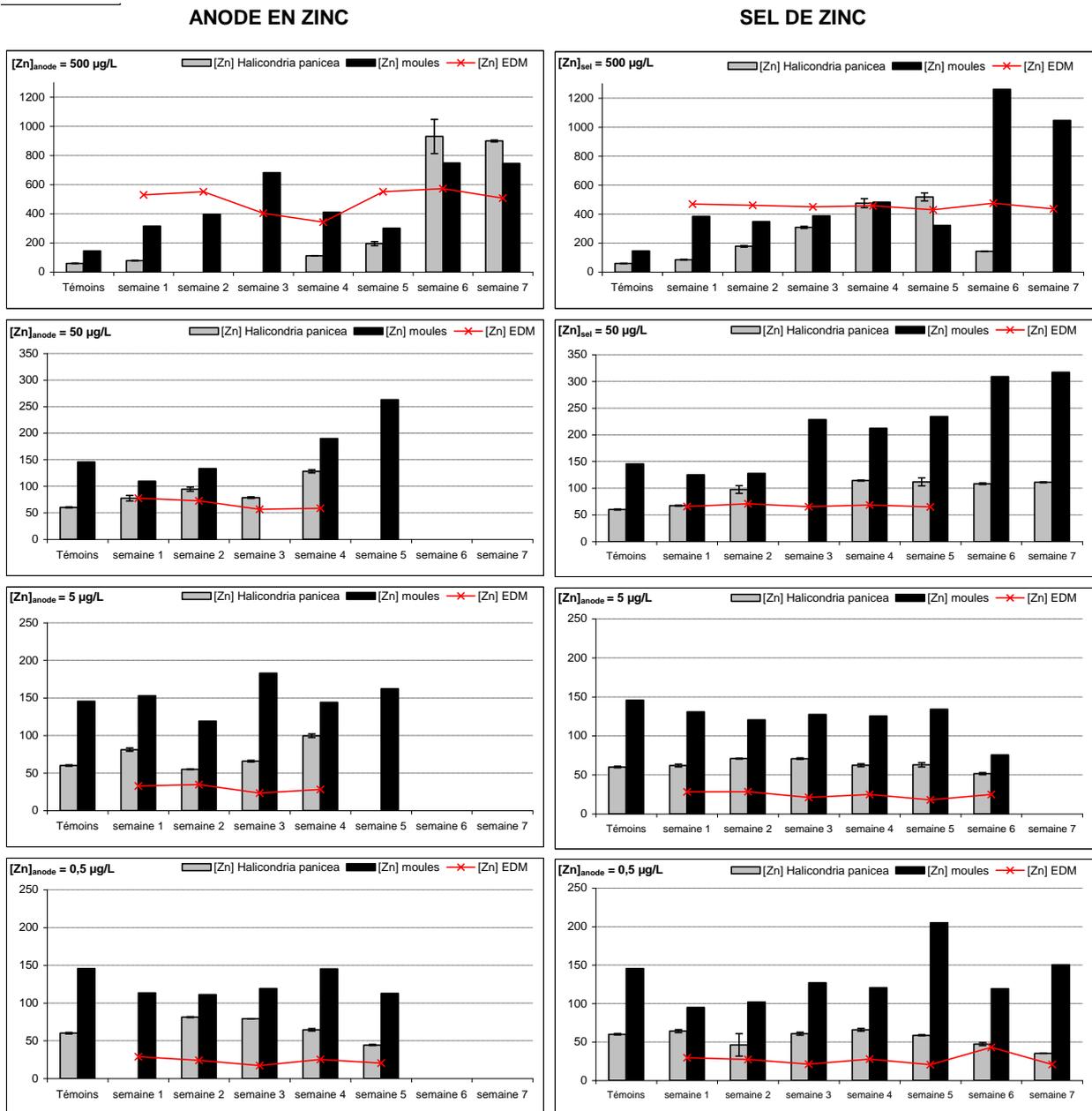


Figure 14 – Résultats des dosages par SAA-F du Zn dans les éponges *Halicondria panicea* et la moule *Mytilus edulis* des essais de contamination de l'eau de mer par une anode sacrificielle et du sulfate de Zn.

Quelque soit la source de contamination (sel ou anode), les résultats sur l'éponge *Halicondria panicea* ne présentent pas de variations significatives tout au long de l'expérience hors mis à la concentration la plus forte (500 µg/L). Pour cette même concentration assurée par l'anode, l'éponge présente peu de variation jusqu'à la 5^{ème} semaine et une augmentation à partir de la semaine 6. Le phénomène n'est pas observé pour la contamination à la même concentration par le sulfate de zinc qui présente plutôt une augmentation régulière et progressive jusqu'à la 5^{ème} semaine. Les valeurs chutent

ensuite à la semaine 6. La différence de spéciation entre les deux formes du zinc peut expliquer l'évolution différente des concentrations en zinc mesurées dans cette éponge dans les deux expérimentations.

Dans les moules, une augmentation significative des valeurs apparaît aux concentrations de 50 et 500 µg/L de zinc pour les individus exposés aux deux sources de contamination. Le maximum de concentration est atteint plus rapidement que dans les éponges (dès la 3^{ème} semaine) pour la contamination à 50 µg/L par le sulfate et par l'anode libérant 500 µg/L de zinc.

Les concentrations maximales atteintes dans les moules sont en générale plus importantes que celles mesurées dans l'éponge *Halicondria panicea*. Aux plus faibles concentrations (0,5 µg/L et 5 µg/L), il n'est pas observé de variation significative des valeurs quelques soit la source de contamination (sulfate ou anode) et le type d'organisme (moule ou éponge). Ces concentrations sont inférieures à celles mesurées dans l'eau de mer naturelle ayant servi aux essais de contaminations. Elles sont donc relatives à des eaux de mer non contaminées.

Dans ce cas d'étude, il apparaît que l'espèce *Halicondria panicea* ne présente pas la meilleure capacité d'accumulation en zinc par rapport à la moule *Mytilus edulis*. A la suite de résultats obtenus ultérieurement dans les échantillons du milieu naturel (voir 2.1.4), des essais similaires ont été reproduits sur l'espèce d'éponge *Hymeniacidon perlevis* pour des concentrations en zinc supérieures à 50 µg/L. Les résultats seront disponibles pour 2011.

4- EXPERIMENTATION DE CAGING : RADE DE CHERBOURG

Suite à un accord entre l'équipe du projet SPONTOX et PNA (Ports Normands Associés), un suivi de la bioaccumulation des métaux, des HAP et des PCB par *Hymeniacidon perlevis* (espèce sentinelle) a été effectué dans le port de Cherbourg. Une expérimentation de suivi par caging avait été initiée avec *Halichondria panicea* entre avril et juin 2010, toutefois, les résultats obtenus ultérieurement montrant la faible accumulation des métaux dans cette espèce nous on conduit à arrêter précocement cette expérimentation et de changer notre espèce témoin. Les échantillons de cette première série n'ont donc pas été traités pour limiter les coûts et donc ne sont pas présentés dans ce rapport.

4.1- Matériel et méthode

4.1.1- Préparation des cages

Pour réaliser cette étude, des boutures d'*Hymeniacidon perlevis*, prélevées à Collignon (intérieur grande rade de Cherbourg) et au Becquet (extérieur grande rade de Cherbourg), ont été placées dans des cages puis disposées à quatre endroits différents dans le port de Cherbourg (fig. 15) ; le port de plaisance (Ponton Q), le terminal charbonnier, le port de commerce et le bassin fermé. Le suivi de la concentration en métaux et HAP-PCB est réalisé sur 2 mois. En parallèle des moules prélevées sur la côte ouest du Cotentin sont placées sur les même sites. Le nombre de station et la durée ont été choisis en fonction de divers paramètres mais notamment le coût important des analyses qui ont conduit à faire des choix.

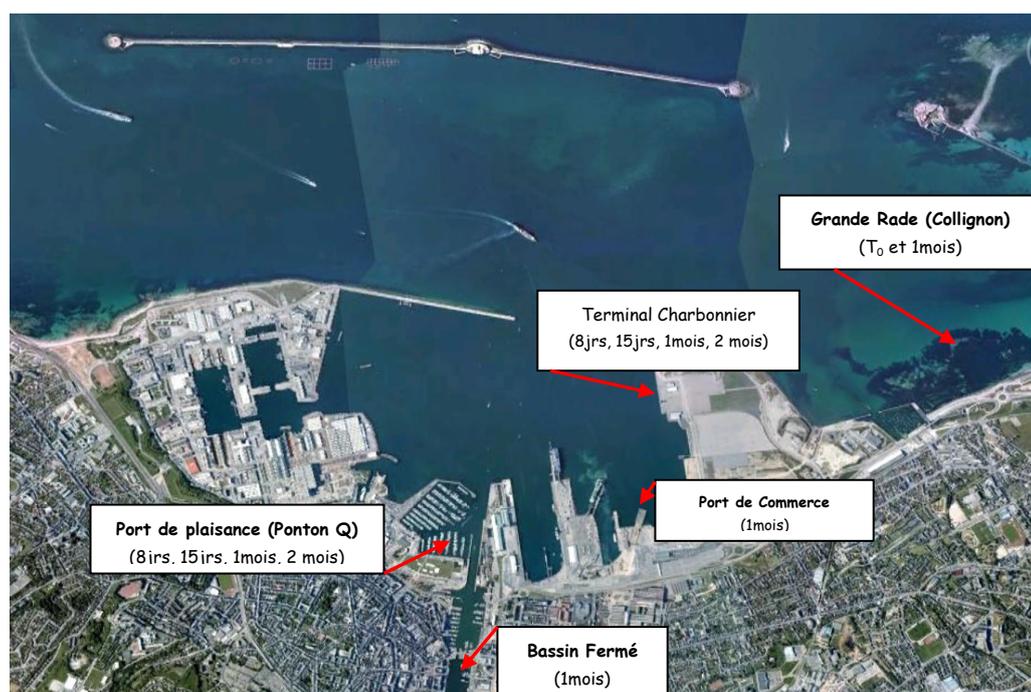


Figure 15- Localisation des sites d'études pour le suivi des métaux, des HAP et des PCB dans Port de Cherbourg

Les boutures d'une vingtaine de grammes d'*Hymeniacidon perlevis* sont attachées dans des paniers en polyéthylène à l'aide d'un fil de nylon (Photo 42). Les moules (130 moules) sont placées à part dans un panier Boddingtons® (Photo 43).



Photo 42 – cage avec boutures d'*Hymeniacidon perlevis*



Photo 43– Panier Boddingtons®

Les profils de salinité, température et oxygène dissous en fonction de la profondeur ont été effectués le 17 juin 2010 sur les différents sites d'étude. Une cartographie de la salinité de surface en morte en et en vive eau a également été réalisée. L'étude de ces données a conditionné la profondeur à laquelle ont été disposées les cages sur les différents sites : 4.5 m dans le bassin fermé, 3 m dans le port de commerce, dans le port de plaisance (ponton Q) et le terminal charbonnier.

L'expérimentation débute le 17 juin 2010.

4.1.2- Prélèvements

Les prélèvements sont réalisés après une semaine, 15 jours, un mois et deux mois sur les éponges placées dans le port de plaisance (ponton Q) et au terminal charbonnier. L'objectif étant d'évaluer la cinétique de bioaccumulation.

En ce qui concerne les deux autres sites (port de commerce et bassin fermé) le suivi n'est que de un mois pour des raisons de coûts des analyses (HAP/PCB).

Toutes les semaines, une bouture et 5 moules de même taille sont prélevées. Les moules sont conservées sous emballage plastique (sachet "minigripe") afin d'éviter toute contamination extérieure.

Les prélèvements des éponges sont réalisés avec des gants en latex, l'échantillon est placé dans un bocal en verre avant traitement. Les boutures sont débarrassées de leurs impuretés et rincées à l'eau déminéralisée. Elles sont ensuite congelées, lyophilisées et broyées.

4.1.3- Analyses des prélèvements

Les concentrations en zinc, HAP et PCB ont été mesurées dans les éponges placées en cages. Les résultats sur moules sont donnés pour les organismes collectés *in situ* à la même période sur le ponton Q du port de plaisance.

4.2- Résultats

4.2.1- Profils de température, salinité et oxygène dissous

Le 17 juin 2010, la salinité au niveau du terminal charbonnier et dans une moindre mesure du port de commerce est homogène sur l'ensemble de la colonne d'eau. Par contre, le bassin fermé et le port de plaisance (ponton Q) présente une dessalure en surface. Dans le bassin fermé, la salinité au niveau de la surface est de 28‰ et atteint 33‰ à 3 mètres de profondeur. Par contre, la température est homogène sur toute la colonne d'eau. Dans le port de plaisance, la salinité passe de 30 en surface à 35 à 3 mètres de profondeur. Toutefois, la cartographie de la salinité de surface du port de plaisance (fig. 20) montre des variations importantes en fonction de l'heure de la marée. En effet, l'eau de mer entrant dans le port à marée montante pousse l'eau saumâtre. La température est plus fraîche en surface et diminue légèrement avec la profondeur. La concentration en oxygène dissous est maximale à 1 mètre de profondeur puis décroît jusqu'au fond. Dans le port de commerce, la température décroît jusqu'à 4 mètres puis se stabilise. La concentration en oxygène dissous est maximale à 2 mètres. Les courbes sont relativement similaires pour au niveau du terminal charbonnier.

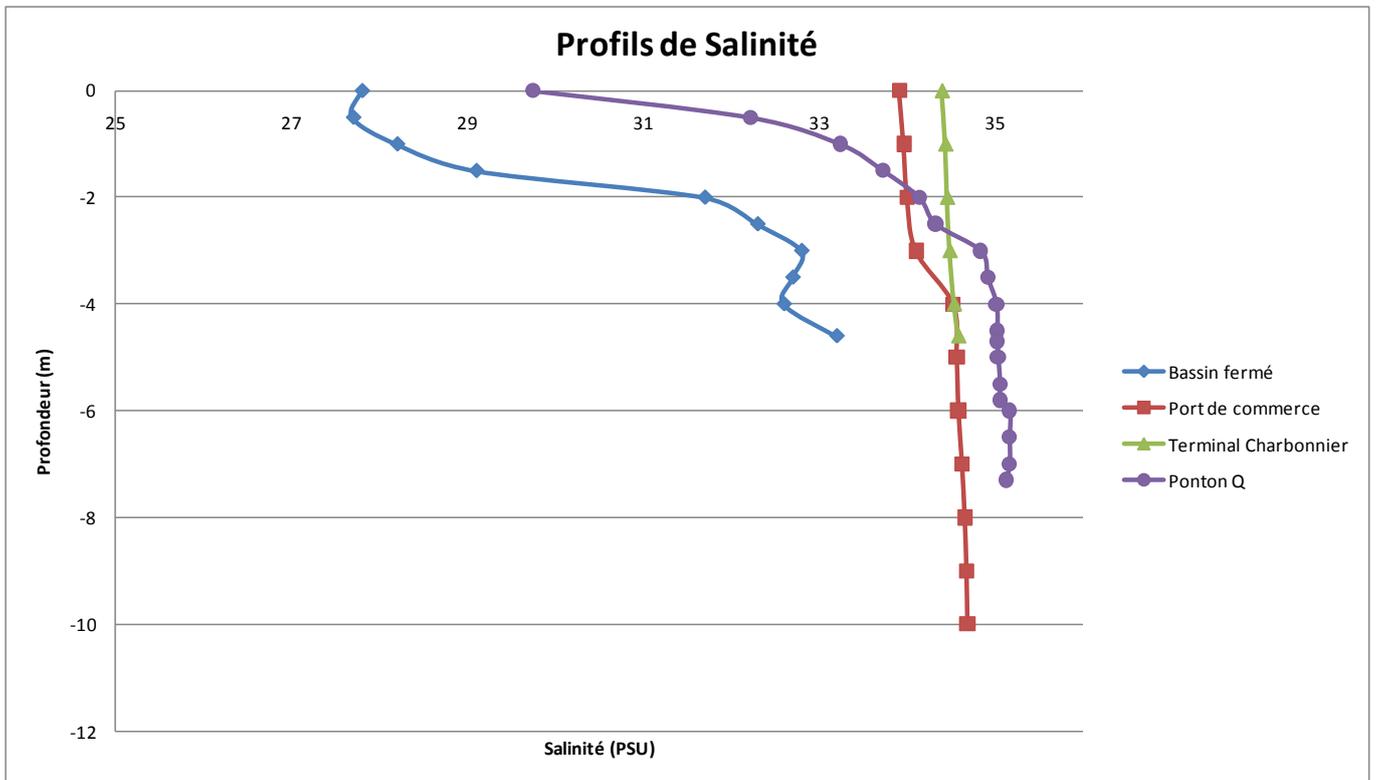


Figure 17- Profil de salinité dans le port de Cherbourg

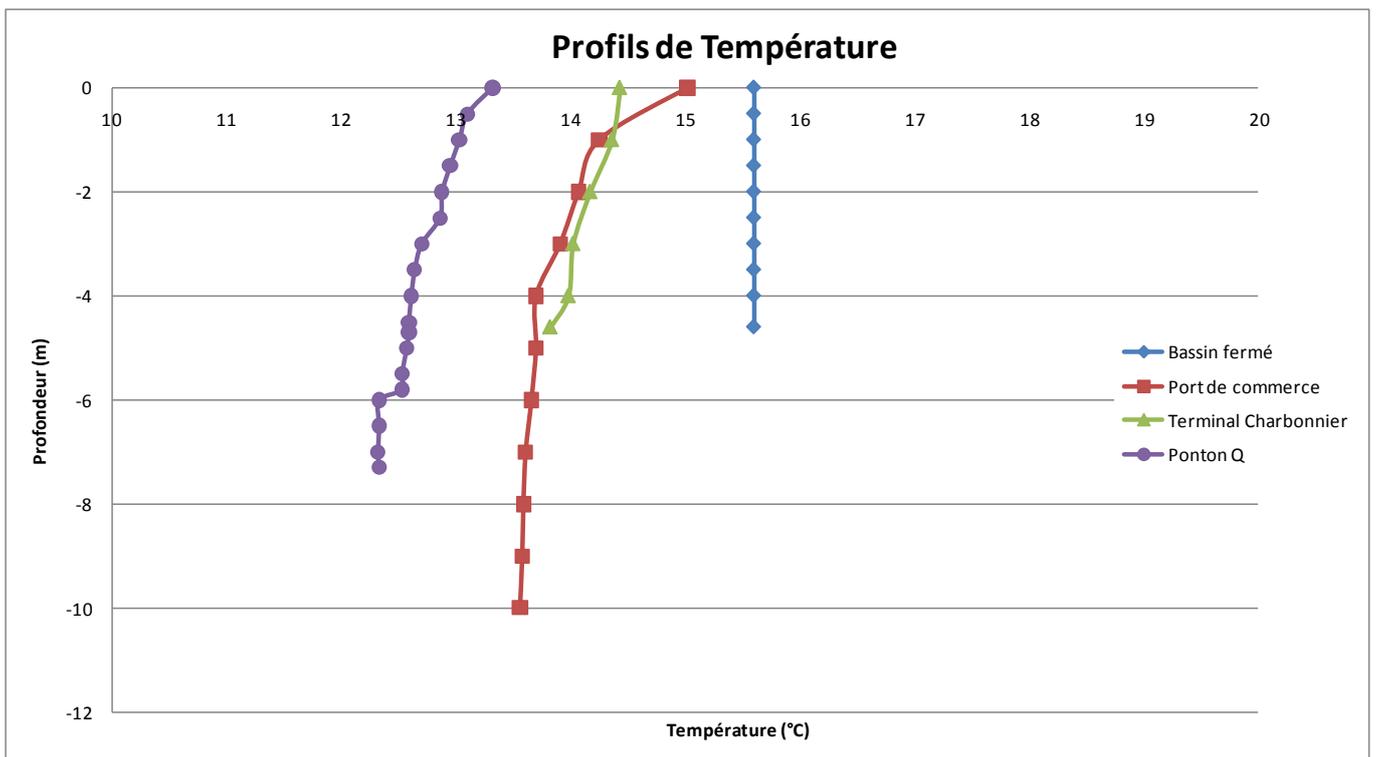


Figure 18- Profil de température dans le port de Cherbourg

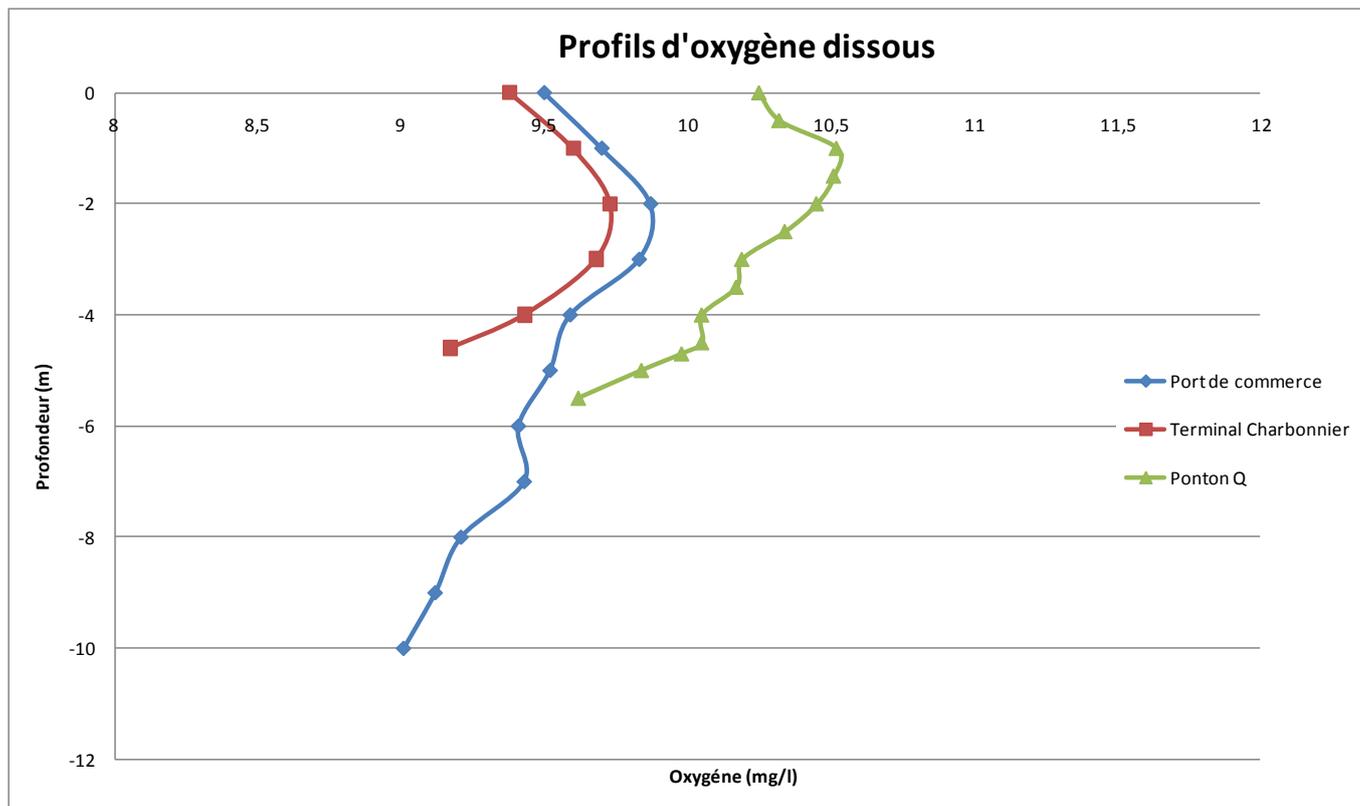


Figure 19- Profil d'oxygène dissout dans le port de Cherbourg

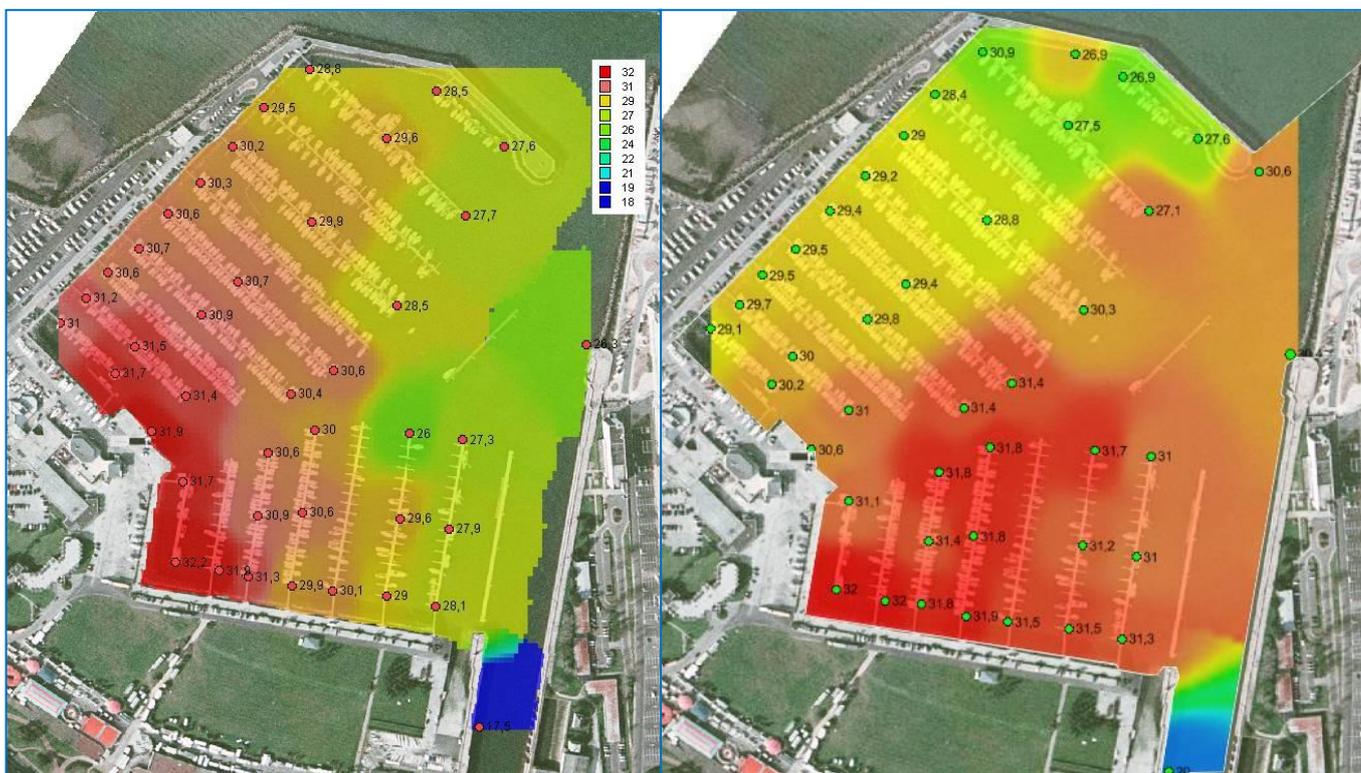


Figure 20 : Exemple d'évolution de la salinité de l'eau de surface dans le port de plaisance de Cherbourg lors d'une marée basse et d'une marée haute (au point : valeur de surface mesurée, en dégradés : valeur extrapolée).

4.2.2- Métaux dosés dans les échantillons prélevés in-situ

Les résultats des concentrations en Zn mesurées dans les échantillons d'éponges (*Hymeniacidon perlevis*) prélevés dans les différentes cages du port de Cherbourg et dans les moules (ponton Q) sont donnés à la figure 23. Les concentrations relevées dans l'éponge montrent de très fortes concentrations par rapport à celles relevées dans les moules. Les valeurs de concentrations restent le plus souvent proches de la valeur de référence (témoin) de l'éponge dosée avant l'immersion des cages. Les concentrations les plus significativement élevées par rapport au témoin sont retrouvées dans le port de commerce au 28^{ème} jour et au terminal charbonnier au 61^{ème} jour.

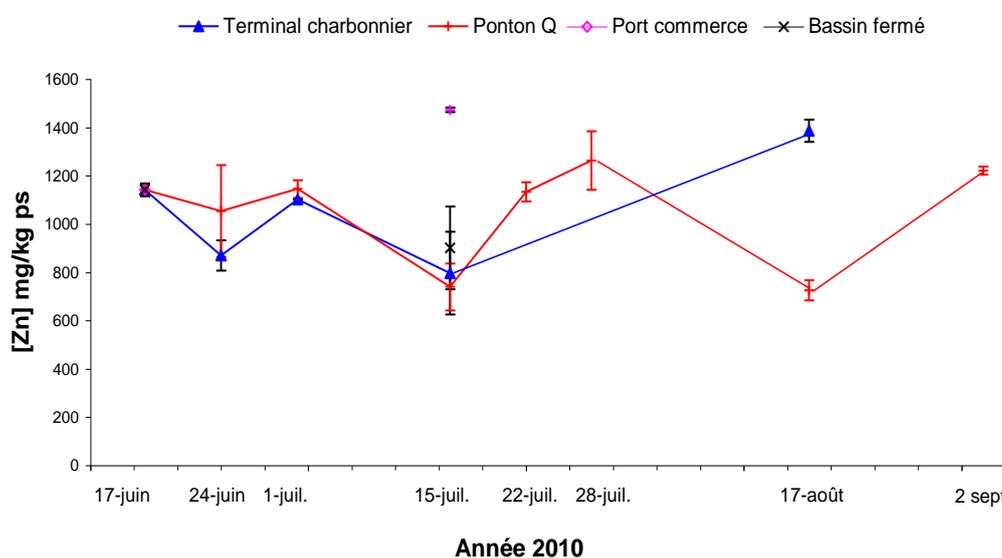


Figure 23 – Résultats en Zn dans l'éponge *Hymeniacidon perlevis* placée des cages placées dans le port de Cherbourg pendant 2 mois et demi. Les valeurs sont comparées à celle mesurée dans les mêmes éponges avant leur immersion (Témoin).

Les résultats des concentrations en Zn mesurées dans les échantillons d'éponges et de moules prélevés régulièrement dans les cages au niveau du ponton Q (port de plaisance) sur la même période sont donnés à la figure 24. Les concentrations montrent deux baisses significatives par rapport au témoin: à 28 et 61 jours. Puis, les concentrations mesurées dans les 15 jours suivants augmentent pour revenir proches de la valeur du témoin.

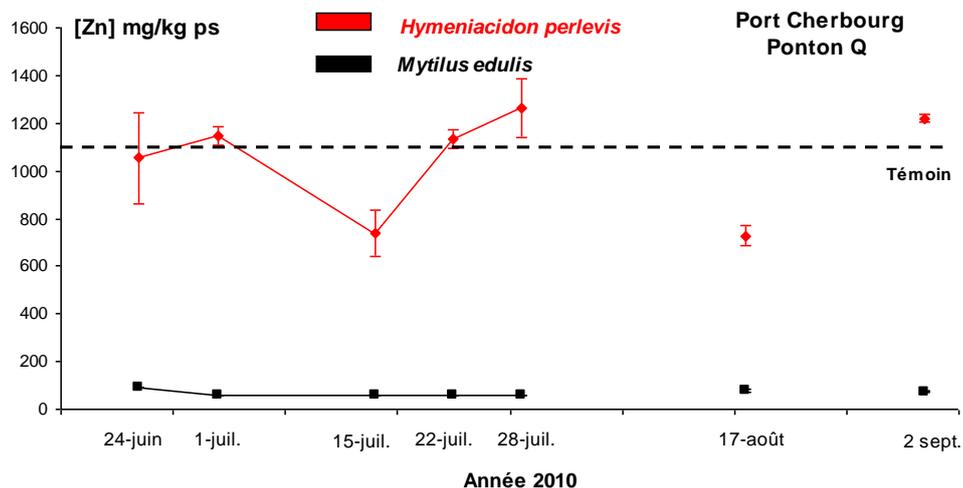


Figure 24 – Résultats en Zn dans l'éponge *Hymeniacidon perlevis* et la moule *Mytilus edulis* des cages placées au ponton Q, dans le port de Cherbourg pendant 2 mois et demi

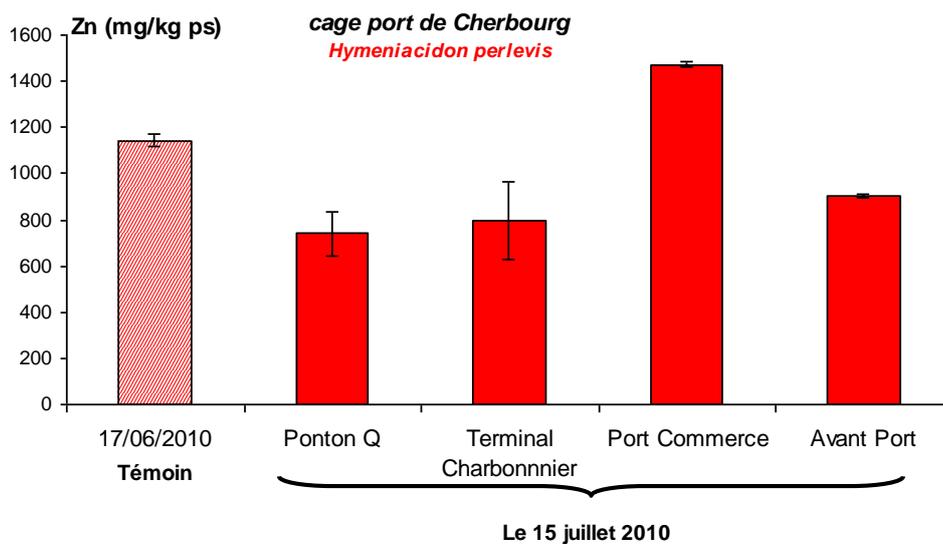


Figure 25 – Résultats en Zn dans l'éponge *Hymeniacidon perlevis* et la moule *Mytilus edulis* des cages placées dans le port de Cherbourg et relevées le 15 juillet 2010

4.2.3- HAP et PCB

Les résultats de la concentration de la somme des HAP et du fluoranthène dans l'éponge *Hymeniacidon perlevis* placée dans différents secteurs du port de Cherbourg après 1 mois sont reportés dans la figure 26. Les concentrations sont différentes en fonction du site, le maximum est observé dans l'avant port. Il est probable que la concentration mesurée au ponton Q soit sous estimée. En effet, la figure 27 montrant l'évolution des HAP au cours du temps au niveau du ponton Q, indique une chute inexplicable à J+30 sans doute relatif à un problème de dosage ; en extrapolant la valeur mesurée en J+15 et J+60, la concentration devrait être voisine de 3000 µg/kg.

Il existe une forte corrélation avec un rapport d'environ 16 (pour l'ensemble des données avec *H. perlevis*) entre la somme des HAP et la concentration en fluoranthène qui semble être un bon indicateur de la contamination en HAP dans l'environnement (Fig. 26). Les concentrations en fluoranthène atteignent plus de 400 µg/kg PS dans l'avant port et près de 100 µg/Kg PS à Collignon. Ces valeurs sont à mettre en relation avec les concentrations trouvées dans les moules ; le point RNO de Cherbourg fournit une concentration moyenne de 11.4 µg/Kg PS (médiane 14.7) soit très inférieure à celle obtenue dans l'éponge *Hymeniacidon perlevis*.

Au niveau du ponton Q, l'évolution des concentrations montre qu'à J+60, la concentration mesurée reste encore légèrement inférieure à la concentration mesurée dans les éponges in situ. Ceci indique que l'équilibre ne semble pas encore atteint et que le caging doit être réalisé sur une période minimale de 2 mois. Toutefois, au niveau du terminal charbonnier où les concentrations sont plus faibles, l'équilibre semble quasiment atteint en 1 mois.

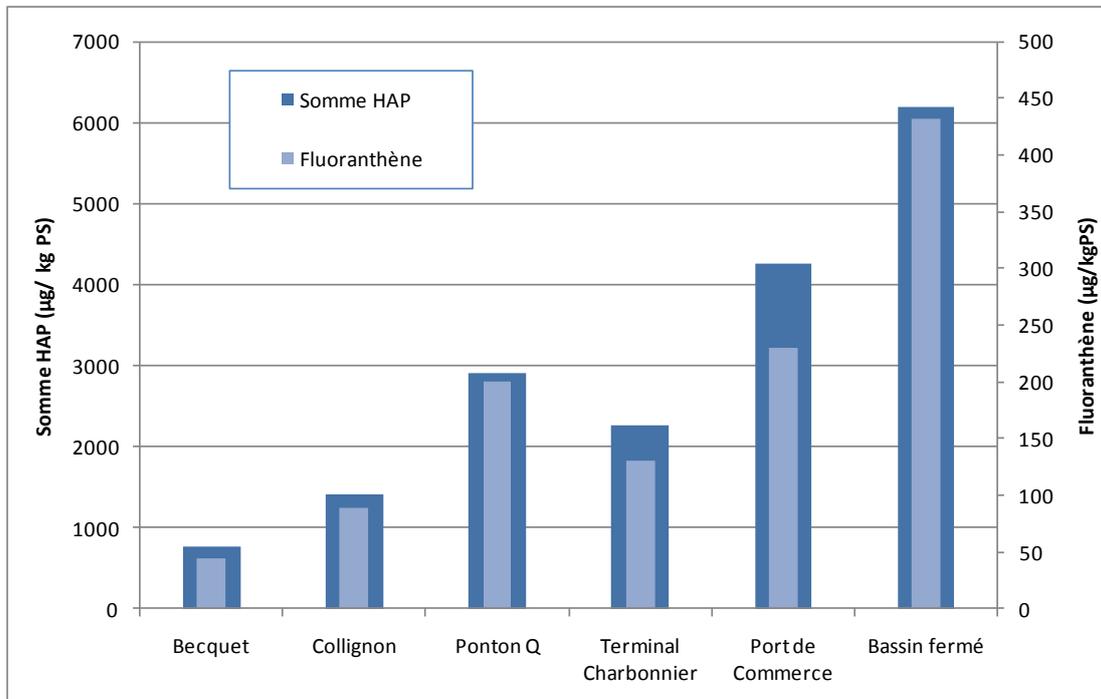


Figure 26- Somme des HAP (en $\mu\text{g}/\text{kgPS}$) et fluoranthène (en $\mu\text{g}/\text{kgPS}$) dans les éponges (*Hymeniacidon perlevis*) placés dans le port de Cherbourg après 1 mois de caging (15/07/2011).

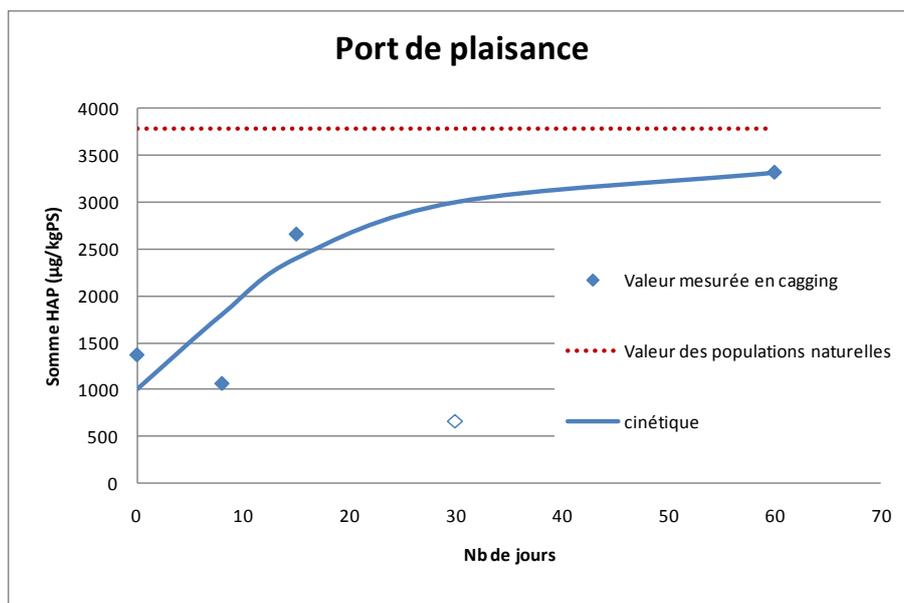


Figure 27- Evolution de la concentration en HAP (en $\mu\text{g}/\text{kgPS}$) dans les éponges en caging dans le port de plaisance (ponton Q)

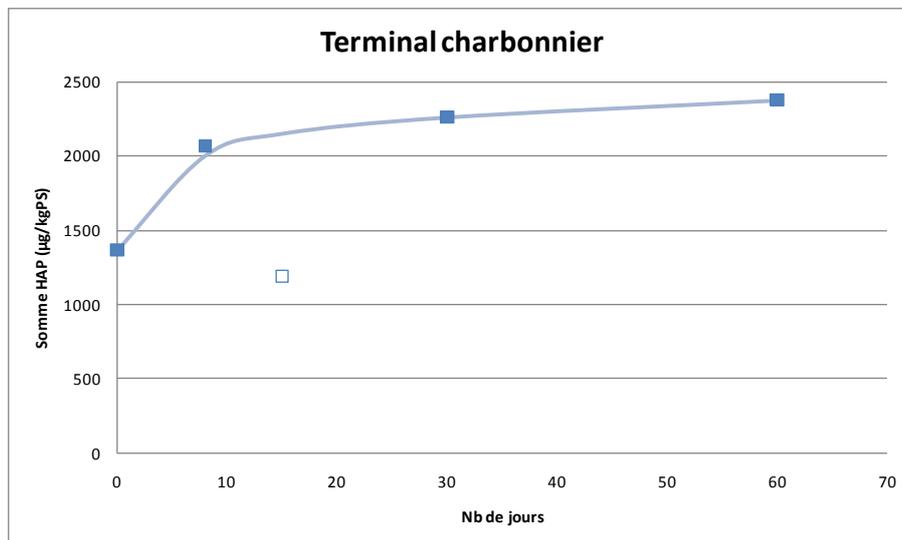


Figure 28- Evolution de la concentration en HAP (en µg/kgPS) dans les éponges en caging au niveau du terminal charbonnier

Concernant les PCB, les concentrations restent relativement faibles et n'évoluent que très peu lors que l'expérimentation (fig. 29 et 30) que ce soit au niveau du ponton Q (port de plaisance) ou du terminal charbonnier. Le PCB 153 généralement pris comme indicateur montre une concentration de 3.7 µg/Kg PS à Collignon contre 19.3 µg/KG PS dans les moules (RNO).

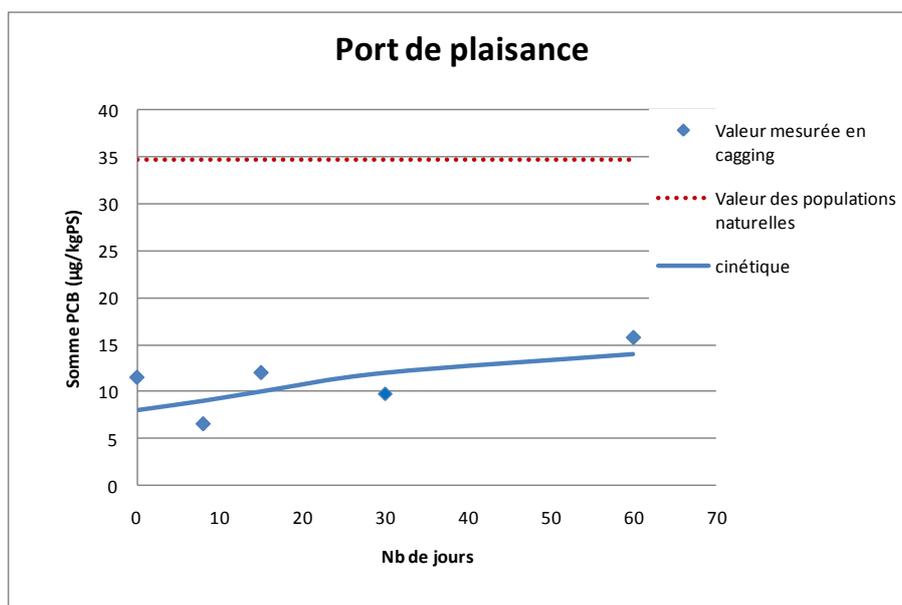


Figure 29- Evolution de la concentration en PCB (en µg/kgPS) dans les éponges en caging dans le port de plaisance (ponton Q)

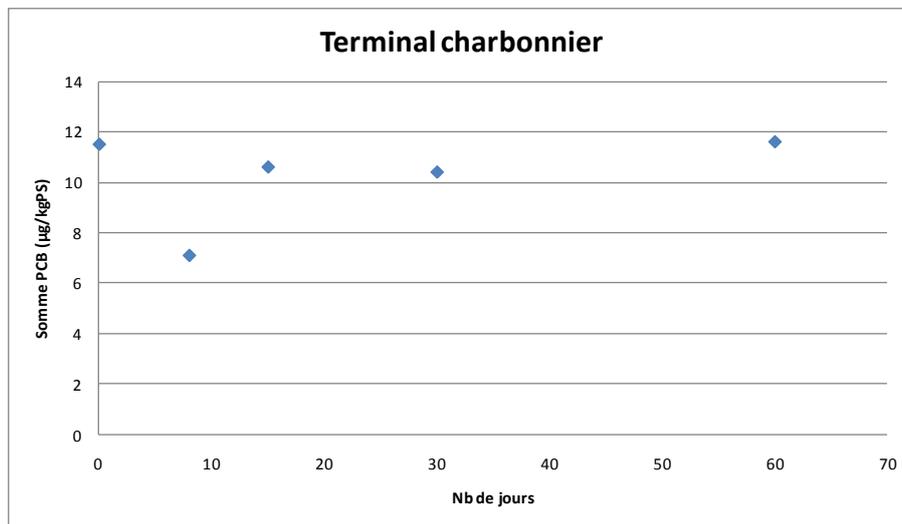


Figure 30- Evolution de la concentration en PCB (en µg/kgPS) dans les éponges en caging au niveau du terminal charbonnier

SYNTHESE

Le programme Spontox 2010 est une étude préliminaire de l'opportunité de l'utilisation des éponges comme bioindicateur en Basse Normandie. La première étape a été d'établir la géolocalisation des colonies de spongiaires sur les estrans rocheux en région Basse Normandie.

Avant de pouvoir tester les potentialités des spongiaires en tant que bioindicateur, un inventaire des éponges marines sur les côtes de la Manche et du Calvados et une étude de leur répartition ont été nécessaires afin d'identifier une espèce particulièrement abondante et commune qui pourrait être pressentie comme espèce sentinelle. Durant l'année 2010, la prospection des 15 masses d'eau établie au titre de la DCE (Directive Cadre Européenne sur l'eau) sur le pourtour bas-normand a été effectuée sur l'estran (zone mésolittorale) ainsi que deux zones en Haute-Normandie. Près de 1000 échantillons ont été prélevés et identifiés, permettant d'établir une liste de plus de 40 espèces présentes à cet étage (zone mésolittorale). De plus, la richesse spécifique des éponges a été estimée pour chacune de ces masses d'eau, permettant d'établir une corrélation importante entre les caractéristiques environnementales et la diversité des espèces. Suite à cette démarche, deux espèces d'éponge (*Hymeniacidon perlevis* et *Halichondria panicea*), ont été observées sur l'ensemble du littoral bas-normand et se sont avérées particulièrement abondantes sur la plupart des stations.

La partie infralittorale, échantillonnée de façon moins intensive, est en cours de réalisation et de traitement.

Dans une seconde phase, la bioaccumulation dans différentes espèces d'éponges des métaux, HAP et PCB a été comparée aux résultats du réseau RNO (ROCCH) qui utilise les moules comme bioaccumulateur.

Un grand nombre d'analyses en métaux a été réalisé sur les tissus de différentes espèces de spongiaires issues de mêmes stations afin de comparer leurs capacités à bioaccumuler. Ainsi, l'étude établit que les capacités d'accumulation de l'espèce *Halichondria panicea* présente sur de nombreux secteurs, sont faibles. Si *Halichondria bowerbanki* montre de bonnes potentialités d'accumulations, sa présence observée dans un seul secteur (Port de Cherbourg) ne permet pas d'envisager son intégration à un réseau de surveillance en tant que bioindicateur. Par contre, les tissus d'*Hymeniacidon perlevis* présentent des taux d'accumulation de contaminants très supérieurs à ceux des moules vivant dans les mêmes secteurs ; de plus, cette espèce est présente sur quasiment toutes les zones DCE et à tous les niveaux en zone intertidale.

La comparaison en métaux de quelques espèces d'éponges vivant dans le port de Cherbourg avec les moules a été réalisée. Comme pour l'étude effectuée sur les éponges du littoral Bas-Normand, on peut observer que l'éponge *Hymeniacidon perlevis* présente des capacités d'accumulation particulièrement intéressantes car les concentrations en Zn sont jusqu'à 5 fois plus importantes que celles mesurées dans les moules, et les concentrations en Cu sont 3 fois plus élevées. Cependant, seules ses capacités à bioaccumuler le Cd apparaissent du même ordre de grandeur que celles des moules.

Sur quelques stations (Breville, Pirou, Dielette, Cherbourg, Le Moulard, Port en Bessin, Ouistream, Bernière, Cap de la Hève), des analyses HAP et PCB ont été réalisées sur une ou deux espèces d'éponges selon les sites. Ces résultats montrent que les éponges semblent accumuler les PCB de façon moindre que les moules. L'importance des taux de lipides membranaires et de réserve au sein de chacun de ces organismes pourrait être déterminante pour expliquer cette différence dans la bioaccumulation de ce contaminant très lipophile. Des recherches complémentaires vont être orientées dans ce sens. Par contre, les résultats obtenus sur les HAP sont

nettement supérieurs aux concentrations trouvées dans les moules (RNO). Il semble également que *Hymeniacidon perlevis* soit capable d'une bioaccumulation plus importante que *Halichondria panicea*. Toutefois, le faible nombre d'analyses dont nous disposions en 2010 ne nous permet pas de procéder à une cartographie précise des résultats sur *H. perlevis*.

Des essais préliminaires de culture et de transplantation d'éponges ont été réalisés.

Des essais de culture par bouturage ont été réalisés en laboratoire et en mer sur *Halichondria panicea* et *Hymeniacidon perlevis*. Plusieurs alimentations (bactéries lactiques, microalgues, «Marine Snow») et différents supports d'élevage (sur fil, verre, béton) ont été testés. Les boutures présentent de bonnes croissances en longueur avant de régresser. Il semble donc que d'autres facteurs tels que l'hydrodynamisme puisse jouer un rôle dans la croissance des boutures. Des essais de bouturage ont également été réalisés dans des cages en zone conchylicole. Une bonne reprise des boutures ainsi qu'une bonne croissance a été observée. Toutefois, la durée nécessaire à l'élevage permettant d'obtenir une taille de bouture suffisante n'a pas été estimée. D'autre part, la contamination des boutures par d'autres organismes est importante rendant difficile l'obtention de plants utilisables.

Des essais *in vitro* de contamination par le zinc (suite à la dissolution d'une anode sacrificielle d'une part, et à l'introduction de sulfate de zinc d'autre part) ont été réalisés sur *Halichondria panicea* en parallèle au modèle moule. Les concentrations maximales atteintes dans les moules sont en général plus importantes que celles mesurées dans l'éponge *Halichondria panicea*. Il apparaît que l'espèce *Halichondria panicea* ne présente pas la meilleure capacité d'accumulation en zinc par rapport à la moule *Mytilus edulis*. A la suite de résultats obtenus ultérieurement dans les échantillons du milieu naturel, des essais similaires seront reproduits sur l'espèce d'éponge *Hymeniacidon perlevis* en 2011.

Des cages contenant des éponges (*Hymeniacidon perlevis*) et des moules ont été placées dans différents sites du port de Cherbourg (Bassin fermé, port de plaisance, port de commerce, terminal charbonnier) durant une durée d'un ou deux mois selon les sites. Des échantillons ont été prélevés après 8 jours, 15 jours, 1 mois et 2 mois pour rechercher les métaux, HAP et PCB. Les résultats ont montré une accumulation rapide en HAP dans les éponges pour atteindre au bout de deux mois des valeurs proches de celles mesurées dans les populations naturelles. Ces concentrations sont très supérieures à celles relevées dans les moules dans le cadre du RNO. Par contre, comme cela a déjà été observé sur les populations sauvages issues des stations DCE, les concentrations en PCB mesurées dans les mêmes éponges apparaissent relativement faibles. Des expérimentations et analyses complémentaires plus fines devront être mises en place pour expliquer cette différence du taux d'accumulation selon qu'on étudie les HAP ou les PCB.

Cette expérimentation par caging préfigure la méthodologie qui sera envisagée pour un suivi sur l'ensemble du littoral.

Synthèse des résultats obtenus en 2010

- Cartographie des espèces d'éponges présentes en Basse Normandie dans chacune des zones DCE
- Evaluation de la contamination des éponges en comparaison avec l'indicateur moule en Basse Normandie (résultats partiels à compléter)
- Vitesse de contamination en zinc dans *Halicondria panicea in vitro*
- Vitesse de contamination en métaux, HAP, PCB in situ (sur deux mois) in situ - essai méthodologique de caging
- Essai préliminaire d'élevage en système contrôlé et en mer ouverte

CONCLUSION

Les résultats obtenus en 2010 montrent clairement que les éponges sont capables de procéder à une bioconcentration particulièrement importante des métaux et des HAP mais que les réponses sont très variables en fonction de l'espèce analysée. *Hymeniacidon perlevis* a été identifiée comme étant l'espèce répondant le mieux aux exigences d'une espèce sentinelle (Large répartition géographique, abondance, capacité de bioaccumulation). D'autre part, les essais de caging réalisés dans le port de Cherbourg ont montré l'intérêt et la possibilité d'utiliser les éponges comme bio-accumulateur.

PERSPECTIVES SPONTOX 2011

Ainsi, l'accent sera porté sur la connaissance de l'espèce *Hymeniacidon perlevis* ainsi que sur le dosage des HAP et PCB, avec une poursuite de l'étude sur les métaux.

Evaluation du niveau de contamination des spongiaires dominants sur la côte Bas-Normande

Pour l'année 2011, l'évaluation du niveau de contamination (métaux, HAP, PCB) de *Hymeniacidon perlevis* sur l'ensemble des zones DCE va être réalisée grâce au développement des méthodes d'extraction et de purification des polluants organiques (PCB et HAP). En effet, les mesures en 2010 ont été effectuées au laboratoire municipal de Rouen, qui s'est appuyé sur les protocoles certifiés pour les moules. La matrice biologique « spongiaire » étant très différente de la matrice « moule », il va donc être nécessaire de développer des analyses spécifiques. C'est pourquoi, une collaboration étroite avec le LDA 50 vient d'être engagée pour optimiser les dosages en polluants organiques.

Etude de la stabulation et de la culture des éponges en conditions contrôlées

Le programme SPONTOX propose d'affiner les conditions de culture d'*Hymeniacidon perlevis* afin d'assurer la production de plants en quantité et en qualité suffisantes pour les implanter dans des structures adaptées. La gestion de boutures permet en limiter les ponctions sur les populations naturelles, de réaliser des implantations dans des sites dépourvus mais également d'envisager une standardisation de la méthode. Les paramètres physico-chimiques tels que les variations de salinité et de température seront testés en conditions contrôlées. Toutefois, nous poursuivrons les tentatives d'élevage en mer ouverte qui ouvrent sur des perspectives intéressantes de production d'éponges en termes de volume pour des coûts généralement plus faibles qu'en conditions contrôlées.

Tests écotoxicologiques

Les études menées en laboratoire sur la bioaccumulation des contaminants ont débuté en 2010 et ont porté sur l'accumulation du zinc à partir d'un sel ($ZnSO_4$) et de la dégradation d'une anode sacrificielle (souvent utilisée dans les milieux portuaires). Des éponges (*Halicondria panicea*) et des moules (*Mytilus edulis*) ont été exposées simultanément à quatre concentrations en zinc (0,5 µg/L, 5µg/L, 50µg/L et 0,5 mg/L) à partir du sel et de l'anode, pendant une période de 7 semaines.

En 2011, ces tests seront renouvelés sur l'espèce *Hymeniacidon perlevis* qui a témoigné d'une capacité supérieure à bioaccumuler des contaminants (notamment les métaux). Une phase de contamination en zinc sera menée sur quelques semaines, suivie d'une période de décontamination pour déterminer les potentialités de bioconcentration et épuration de cette espèce ; cette démarche expérimentale permettra alors d'estimer ses capacités à bioaccumuler le zinc, phénomène qui résulte de l'équilibre entre ces deux phases.

Des essais de contamination et décontamination seront également engagés sur les HAP. L'utilisation du charbon comme source de HAP est envisagée mais d'autres hydrocarbures pourraient également être testés.

Développement et validation d'un outil de suivi *in-situ* de la qualité des eaux

L'étude de la réponse des éponges en tant que bio-indicateur a débuté en 2010 par la réintroduction dans le milieu naturel de cages contenant des individus issus de la spongiculture. La première zone d'étude était située dans le port de Cherbourg. En 2011, il est prévu de tester une structure permettant la fixation de ces cages sur l'estran du littoral bas-normand (notamment en zone subtidale). La validation de cet outil développé pour le suivi de la qualité des eaux de mer sera réalisée au travers d'une étude de plusieurs sites définis en cours d'année.

Communications issues du programme SPONTOX 2010



Présentation oral & poster

Caplat C., O. Basuyaux & M-L. Mahaut, 2011. Water quality assesement using a sponge (*Hymeniacidon perlevis*) as bioindicator – First results of metallic and organic contaminations given by biotests

Mahaut M-L., O. Basuyaux & Caplat C., 2011. Hymeniacidon perlevis, another bioindicator for the water quality biomonitoring ?

Rapports

Basuyaux O., C. Caplat, M-L. Mahaut, 2011. Spontox 2010- Utilisation des spongiaires comme bioindicateur de l'environnement littoral. Rapport d'étude 2010. 104 pp.

Baudinière E., 2010. Etude de la répartition des spongiaires en zone intertidale de la région Basse-Normandie. Rapport de Master 2 Cartographie et bioproduction des écosystèmes de l'Université de Nantes. 42 pp.

Chataigner C., 2010. Etude préliminaire de l'opportunité d'utiliser les éponges comme bioindicateur de l'environnement en Basse-Normandie-Programme SPONTOX 2010. Rapport de stage Ingénieur de l'Ecole Nationale de Chimie de Montpellier. 67 pp.

Frezel A., 2010. Mise en place de l'élevage d'*Hymeniacidon perlevis* nourrie avec un aliment artificiel. Etude technique Intechmer-CNAM.36 pp.

Lefebvre V., 2010. Elevage d'*Hymeniacidon perlevis*, alimentée par des bactéries lactiques. Etude technique Intechmer-CNAM. 33 pp.

Pain J., 2010. Etude de la qualité des eaux côtières appliquée au modèle biologique des éponges. Rapport de stage Master 1 Recherche chimie organique, bioorganique et environnementale. 31 pp.

Rabiller M., 2010. Les éponges : conditions d'élevage et utilisation en tant que bio indicateur. Etude Bibliographique CNAM-Intechmer. 28 pp.

Presse locale

Presse de la Manche : 11 février 2011

Ouest France : 11 février 2011

BIBLIOGRAPHIE

- Ackers R. G., Moss D., Picton B., Stone S. M. K., Morrow C., 1992. Sponges of the British Isles ("Sponge V"), A Colour Guide and Working Document. Marine Conservation Society. 175 pp.
- Andral B. et Stanisiere J. Y., 1999. Réseau Intégrateurs Biologiques, RINBIO. In : *Evaluation de la qualité des eaux basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en Méditerranée : résultats de la campagne 1998*. Rapport Ifremer, convention avec l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée, Corse. 70 pp.
- Andral B., Stanisiere J. Y. et Mercier S., 2001. Réseau Intégrateurs Biologiques, RINBIO. Evaluation de la contamination chimique des eaux basées sur l'utilisation de stations artificielles de moules en Méditerranée : résultat de la campagne 2000, Ifremer. R.INT.DEL/TL/01-03.
- Andren L., Bonde G. J., Butler P. A., Jernelov A. et Reisch D. J., 1971. Monitoring organisms. FAO (Fisheries Report FAO). Report of the seminar on Methods of Detection, Measurement and monitoring of Pollutants in the Marine Environment. Rome, Italy, Suppl.1: 101-112.
- Anne D., 2004. Réseau Hydrologique Littoral Normand. RHLN. Cycles annuels 2001-2003 et proposition d'indicateurs d'eutrophisation, Ifremer. RST.DEL/04.09/PB. 102 pp.
- Anonyme, 2000. Etude bibliographique sur les bioindicateurs de l'état du milieu marin : Fascicule 4-Conclusion. Agences de l'Eau. 37 pp.
- Baudinière E., 2010. Etude de la répartition des Spongiaires sur la zone intertidale de la Région Basse-Normandie. Recherche d'une espèce bioindicatrice de contamination dans le cadre du programme SPONTOX. Rapport de stage de Master 2, Université de Nantes, 50 pp
- Belin C., Claisse D., Miossec L., Berthome J.P., Grouhel A., Raffin B. 1993. Qualité du Milieu Marin Littoral, JOANNY M. editor, IFREMER 1993; 240 pp.
- Berthet B., Mouneyrac C., Pérez T., Amiard-Triquet C., 2005. Metallothionein concentration in sponges (*Spongia officinalis*) as a biomarker of metal contamination. Comparative Biochemistry and Physiology Part C. *Toxicology & Pharmacology*. 141 : 306-313.
- Casas S., 2007. Modélisation de la bioaccumulation des contaminants organiques (PCB, DDT et HAP) chez la moule, *Mytilus galloprovincialis*, en milieu méditerranéen. Extension d'un outil de surveillance de la pollution côtière, en directe application avec le réseau RINBIO (Réseau Intégrateur Biologique). Evaluation des concentrations en contaminants organiques dans l'eau à partir des concentrations dans le biota. Rapport Ifremer, RST/LER/PAC/07-14. 241 pp.
- Chataigner C., 2010. Etude préliminaire de l'opportunité d'utiliser les éponges comme bioindicateur de l'environnement en Basse-Normandie – Programme SPONTOX 2010. Rapport de stage Ingénieur 2010, Ecole nationale Supérieure de Chimie de Montpellier. Période du 1^{er} mars au 27 août 2010. 70 pp.
- Decho A. W., 1990. Microbial exopolymer secretions in ocean environments: their role(s) in food webs and marine processes. *Oceanography and Marine Biology : an Annual Review*. 28: 73-153.
- De Kock W.C., 1983. Accumulation of cadmium and PCBs by *Mytilus edulis* transplanted from pristine water into polluted gradient. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40 : 282-294.

Fabris J. G., Richardson B. J., O'Sullivan J. E., Brown F. C., 1994. Estimation of cadmium, lead and mercury concentration in estuarine waters using the mussel *Mytilus edulis planutalus* L.. *Environ. Toxicol. Wat. Qual.* 9 : 183-192.

Frezel, 2010. Ise en place de l'élevage d'*Hymeniacidon perlevis* nourrie avec un aliment artificiel. CNAM – Intechmer. 34 pp.

Goldberg E.D., 1975. The Mussel Watch. *Mar. Pollut. Bull.*, 6: 111-113.

Goldberg E.D., Bowen V.T., Farrington J.W., Harvey G., Martin J.H., Parker P.L., Risebrough R.W., Robertson W., Schneider E. et Gamble E., 1978. The Mussel Watch. *Environ. Concer.*, 101-125.

Gourlay-Francé C., F. Delmas, N. Mazzella et M-H Tusseau-Vuillemin, 2010. Que sait-on de la biodisponibilité des contaminants dissous dans le milieu aquatique ? Sciences, eaux et territoires, L'évaluation du risque toxique dans les milieux aquatiques, 1 : 6-11.

Hansen I. V., Weeks J. M. et Depledge M. H., 1995. Accumulation of copper, zinc, cadmium and chromium by the marine sponge *Halichondria panicea* (Pallas) and the implications for Biomonitoring. *Marine pollution Bulletin.* 31: 133-138.

Harrison F. W., 1974. Sponges (*Porifera: Sponilidae*). In : *Pollution Ecology of Freshwater Invertebrate*. Academic Press. 29-66.

Hayward P.J. et Ryland J.S., 1990. Porifera. In : *The marine fauna of the British Isles and North West Europe, Vol.1*. Oxford Science Publications, Clarendon Press. Oxford, 71-100.

Ifremer, 2007. Les contaminants chimiques dans les huîtres et les moules du littoral français. Résultats du réseau de surveillance ROCCH (ex RNO) pour la période 2003-2007.
<http://envlit.ifremer.fr/var/storage/documents/parammaps/contaminants-chimiques/>

Lefebvre, 2010. Elevage d'*Hymeniacidon perlevis* alimentée par des bactéries lactiques. CNAM-Intechmer. 33 pp.

Müller W., R. Batel, M. Lacorn, H. Steinhart, T. Simat, S. Lauenroth, H. Hassanein & H. Schröder, 1998. Accumulation of cadmium and zinc in the marine sponge *Suberites domuncula* and its potential consequences on single-strand breaks and on expression of heat-shock protein : a natural field study. *Marine Ecology progress series*, 167 : 127-135.

Muricy G., 1991. Structure des peuplements de Spongiaires autour de l'égout de Cortiou (Marseille, France). *Vie et Milieu*, 41 : 205-221.

Pain J., 2010. Etude de la qualité des eaux côtières appliquée au modèle biologique des éponges. Rapport de stage de Master recherche Chimie Organique, Bio-organique et Environnementale (1^{ère} année). Université Blaise Pascal, Clermont-Ferrand. Période du 02 avril au 25 juin 2010. 31 pp.

Patel B., Balani M. C. et Patel S., 1985a. Sponge sentinel of heavy metal. *Sci. Total. Environ.*, 143-150.

Patel B, Patel S et Balani MC., 1985b. Can a sponge fractionate isotopes ? *Proc R Soc Lond. B*, 224: 23-41.

Pelletier V., 1997. Programme *Megathura crenulata* : essais d'élevage de *Halichondria panicea*. Rapport de maîtrise Biologie des populations et des écosystèmes, Université de Caen, 18 pp.

Perez T., 2000. Evaluation de la qualité des milieux côtiers par les Spongiaires : état de l'art. *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 125 : 17-25.

Perez T., Longet D., Schembri T., Rebouillon P. et Vacelet J., 2005. Effects of 12 years' operation of a sewage treatment plant on trace metal occurrence within a Mediterranean commercial sponge (*Spongia officinalis*, Demospongiae). *Marine Pollution Bulletin*. 50 : 301-309.

Phillips D.J.H., 1977. The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments – a review, *Environ. Pollut.* 13 : 281-317.

Phillips D.J.H., 1980. Quantitative aquatic biological indicator: their use to monitor trace metal and organochlorine pollution, London : Applied Science Publisher, Ltd. 488 pp.

Phillips D. J. H. et Rainbow P. S., 1993. Biomonitoring of trace aquatic contaminants. Oxford : Elsevier Science. 79-132 pp.

Richelle-Mauer E., Degoudenne Y. et Van de Vyver G., 1994. Some aspects of heavy metal tolerance in freshwater sponge. In : *Sponge in time and space*, Van Soest, Van Kempen & Breakman (eds), Balkema, Rotterdam, 351-354.

Sarà M. et Vacelet J., 1973. Ecologie des Desmosponges. In : *Traité de zoologie : Spongiaires*. Grassé, P.P. (Ed.). Masson, Paris. 462–576 pp.

Verdenal B., Diana C, Arnoux A. et Vacelet J., 1985. Pollutant Levels in Mediterranean Commercial sponges. Proceedings of the third International Conference on the biology of sponges (Woods Hole), Smithsonian Institute Press, Washinton, DC. 516-523.

Verdenal B. et Vacelet J., 1985. Sponge culture on vertical ropes in the North Western Mediterranean Sea. In Ruetzler K. (Ed.), *New Perspectives in Sponge Biology*, Smithsonian Institute Press, Washinton, DC. 416-424.

Wagner C., Steffen C., Koziol C, Batel R., Lacorn M., Steinhard H., Simat T., et Muller WE. G., 1998. Apoptosis in marine sponges: a biomarker for environmental stress (cadmium and bacteria). *Marine Biology*. 131 : 411-421.

ANNEXE 1

Classification des espèces de spongiaires
collectées en zone mésolittorale
sur les différentes zones DCE de Normandie

EMBRANCHEMENT PORIFERA

Classe **CALCAREA** Bowerbank, 1864

Ordre **LEUCOSOLENIIDA** Hartman, 1958

Famille **Grantiidae** Dendy, 1892

Grantia Fleming, 1828

Grantia compressa (Fabricius, 1780)

Ordre **BAERIDA** Borojevic, Boury-Esnault & Vacelet, 1999

Famille **Baeridae** Borojevic, Boury-Esnault & Vacelet, 1999

Leuconia Grant, 1833

Leuconia gossei (Bowerbank, 1862)

Leuconia nivea (Grant, 1826)

Classe **DEMOSPONGIAE** Sollas, 1885

Ordre **HOMOSCLEROPHORIDA** Dendy, 1905

Famille **Plakinidae** Schulze, 1880

Oscarella Vosmaer, 1884

Oscarella lobularis (Schliddt, 1862)

Famille **Geodiidae** J E Gray, 1867

Pachymatisma Johnston, 1842

Pachymatisma johnstonia (Bowerbank, 1842)

Famille **Pachastrellidae** Carter, 1875

Dercitus J E Gray, 1867

Dercitus bucklandi (Bowerbank, 1858)

Ordre **HADROMERIDA** Topsent, 1894

Famille **Hemiasterellidae** Lendenfeld, 1889

Stelligera J E Gray, 1867

Stelligera rigida (Montagu, 1818)

Stelligera stuposa (Ellis & Solander, 1786)

Halicnemia Bowerbank, 1862

Halicnemia patera Bowerbank, 1862

Tethyspira Topsent, 1890

Tethyspira spinosa (Bowerbank, 1874)

Famille **Polymastiidae** J E Gray, 1867

Polymastia Bowerbank, 1862

Polymastia boletiformis (Lamarck, 1815)

Polymastia penicillus (Montagu, 1818)

Famille **Suberitidae** Schmidt, 1870

Protosuberites Swartschewsky, 1905

Protosuberites denhartogi (van Soest & De Kluijver, 2003)

Suberites Nardo, 1833

Suberites ficus (Linnaeus, 1767)

Famille **Tethyidae** J E Gray, 1848

Tethya Lamarck, 1814

Tethya citrina (Sara & Melone, 1965)

Ordre **POECILOSCLERIDA** Topsent, 1928

Famille **Microcionidae** Carter, 1875

Antho J E Gray, 1867

Antho inconstans (Topsent, 1925)

Clathria Schmidt, 1862

Clathria armata (Bowerbank, 1866)

Clathria atrasanguinea (Bowerbank, 1862)

Clathria strepsitoxa (Hope, 1889)

Ophlitaspongia Bowerbank, 1866

Ophlitaspongia papilla (Bowerbank, 1866)

Famille **Crellidae Dendy, 1922**

Crella J E Gray, 1867

Crella rosea (Topsent, 1892)

Famille **Hymedesmiidae Topsent, 1928**

Phorbas Duchassaing & Michelotti, 1864

Phorbas fictitius (Bowerbank, 1866)

Phorbas dives (Topsent, 1891)

Phorbas plumosum (Montagu, 1818)

Famille **Myxillidae Dendy, 1922**

Myxilla Schmidt, 1862

Myxilla rosacea (Lieberkuhn, 1859)

Famille **Esperiopsidae Hentschel, 1923**

Amphilectus sp. Vosmaer, 1880

Amphilectus fucorum (Esper, 1794)

Amphilectus lobata (Montagu, 1818)

Famille **Mycalidae Lundbeck, 1905**

Mycale J E Gray, 1867

Mycale contarenii (Martens, 1824)

Mycale macilenta (Bowerbank, 1866)

Ordre **HALICHONDRIDA J E Gray, 1867**

Famille **Halichondriidae J E Gray, 1867**

Ciocalypta Bowerbank, 1862

Ciocalypta penicillus (Bowerbank, 1864)

Halichondria Fleming, 1828

Halichondria bowerbanki (Burton, 1930)

Halichondria panicea (Pallas, 1766)

Hymeniacidon Bowerbank, 1858

Hymeniacidon kitchingi (Burton, 1935)

Hymeniacidon perlevis (Montagu, 1818)

Ordre **HAPLOSCLERIDA** Topsent, 1928

Famille **Chalinidae** J E Gray, 1867

Haliclona Grant, 1835

Haliclona cinerea (Grant, 1826)

Haliclona oculata (Pallas, 1766)

Haliclona rosea (Bowerbank, 1866)

Haliclona simulans (Johnston, 1842)

Haliclona urceolus (Rathke & Vahl, 1806)

Haliclona viscosa (Topsent, 1888)

Ordre **DICTYOCERATIDA** Minchin, 1900

Famille **Dysideidae** J E Gray, 1867

Dysidea Johnston, 1842

Dysidea fragilis (Montagu, 1818)

Ordre **DENDROCERATIDA** Minchin, 1900

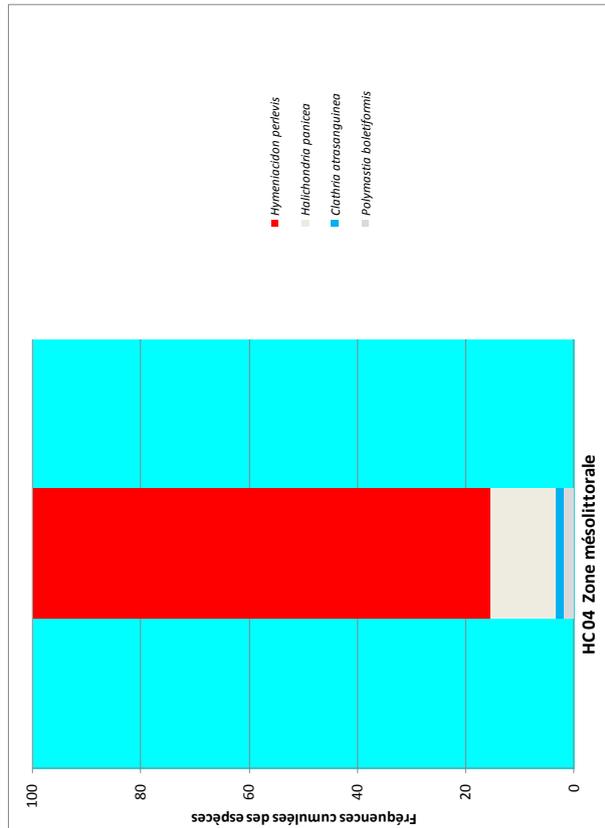
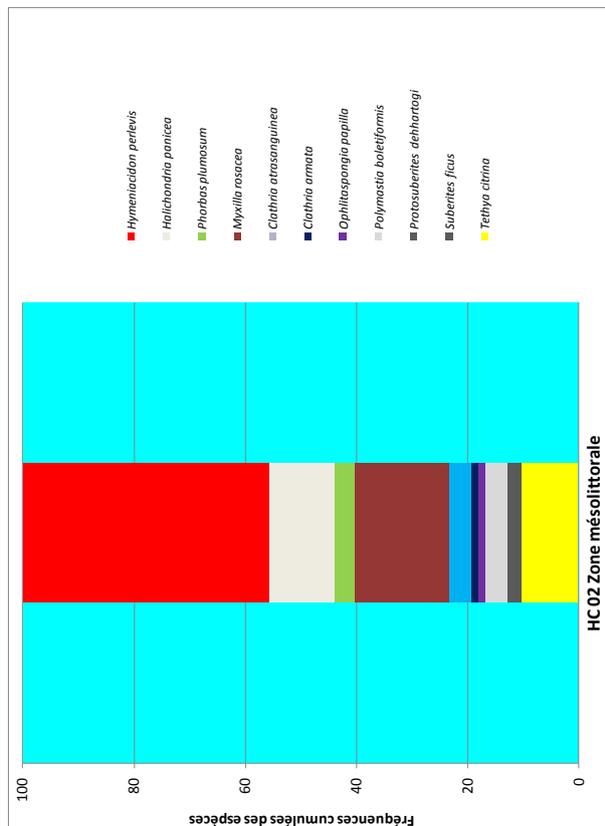
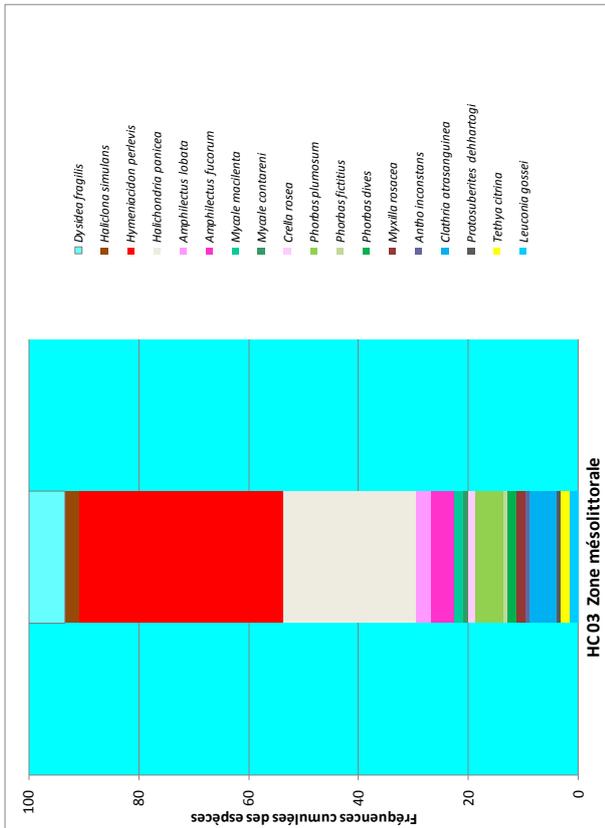
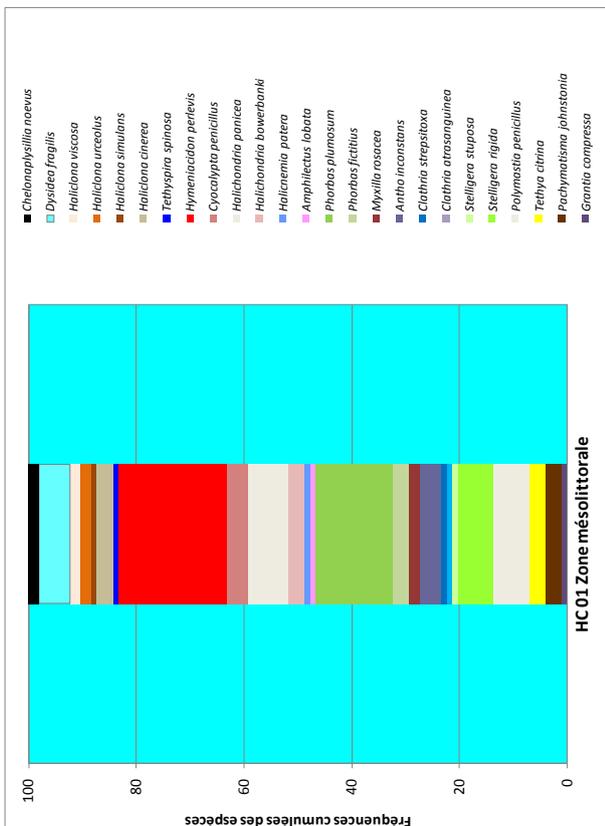
Famille **Darwinellidae** Merejkowsky, 1879

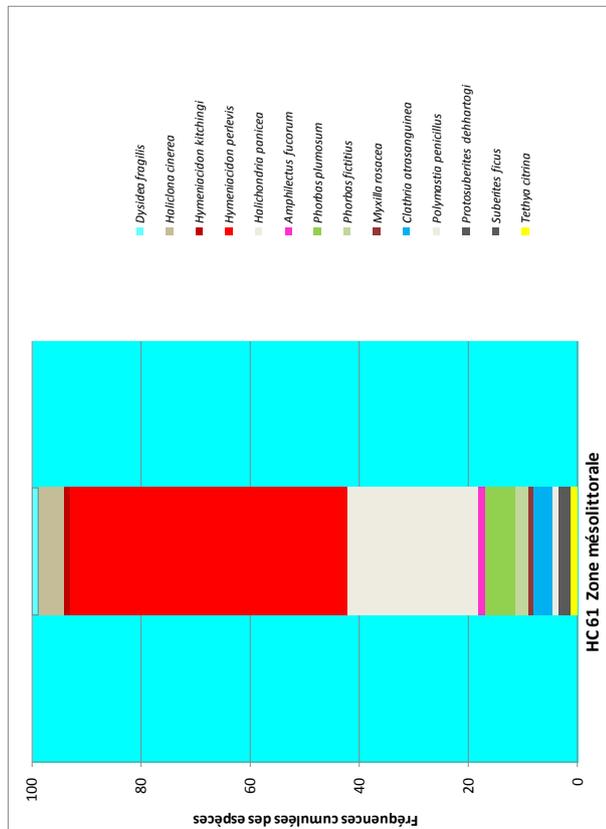
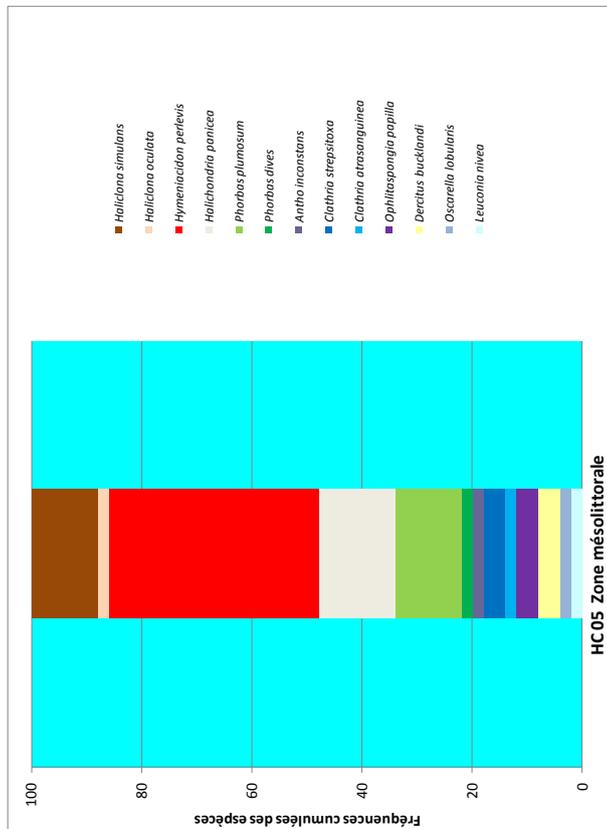
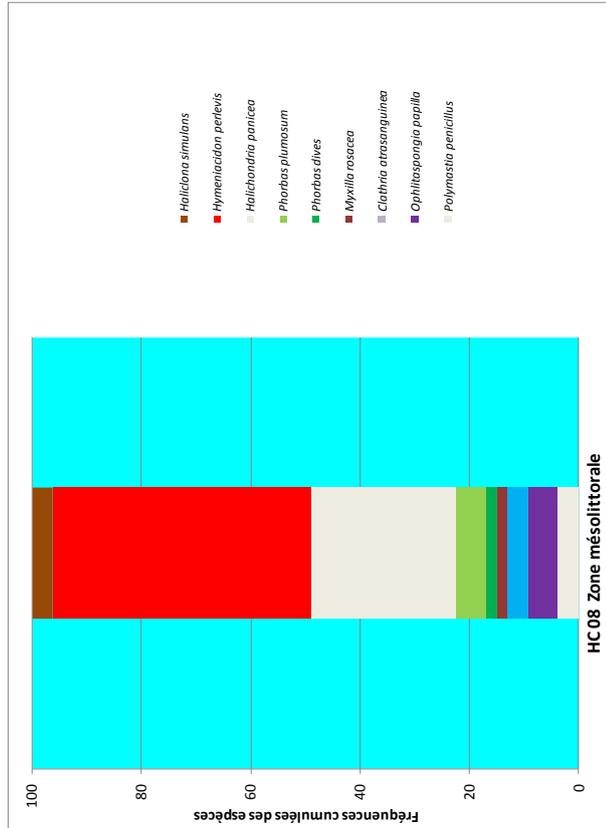
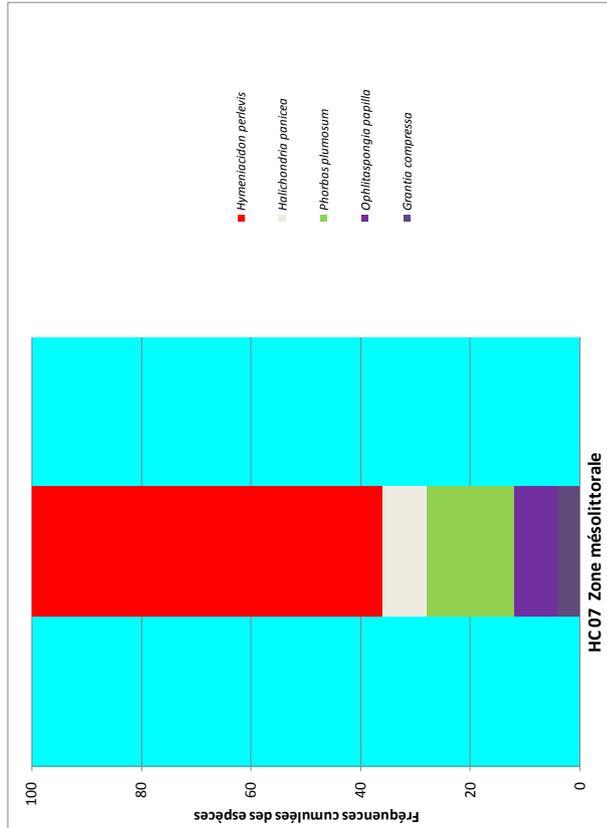
Chelonaplysilla de Laubenfels, 1948

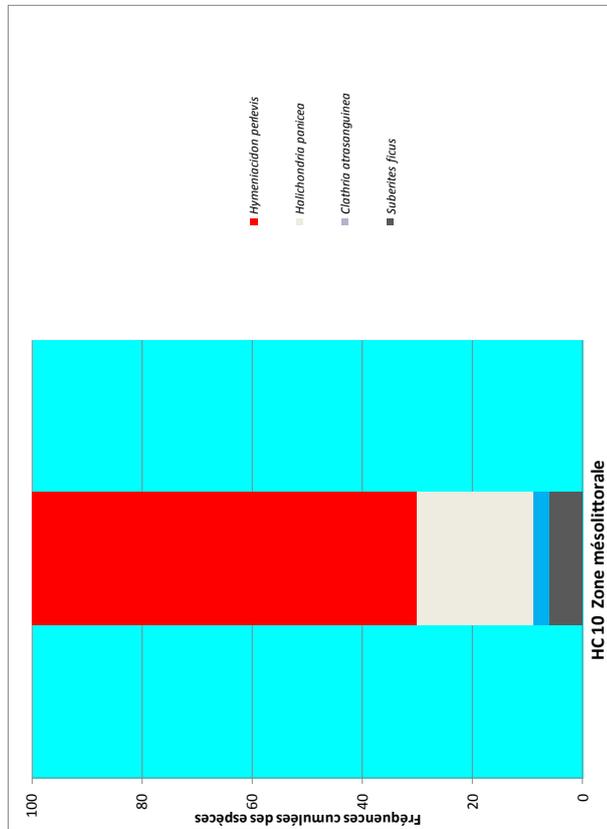
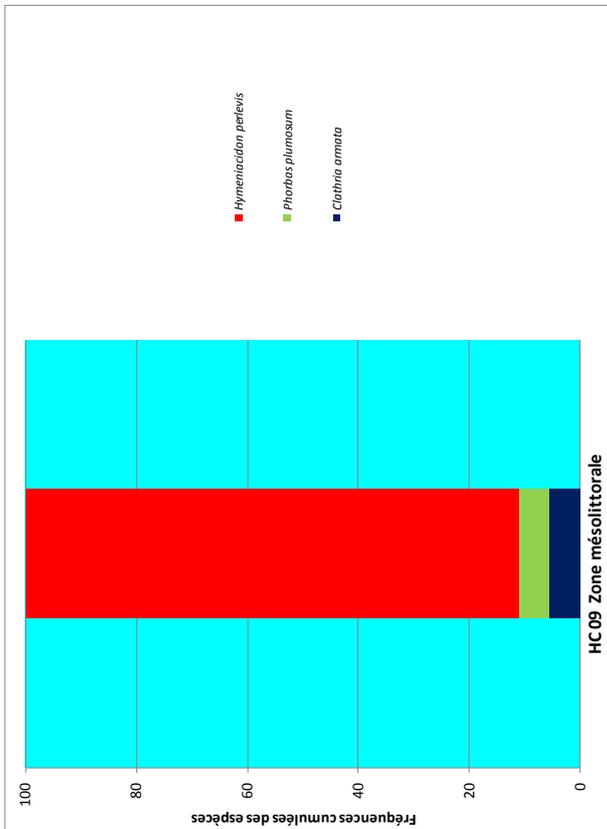
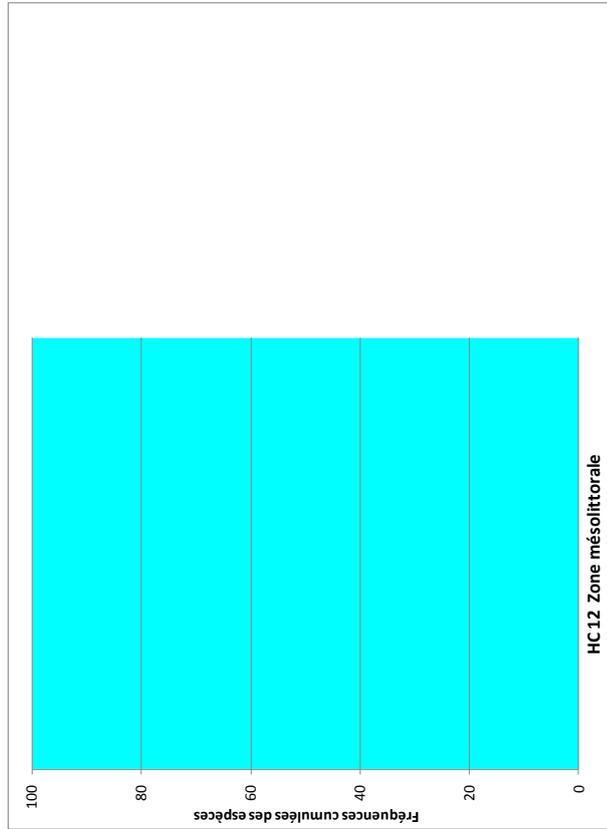
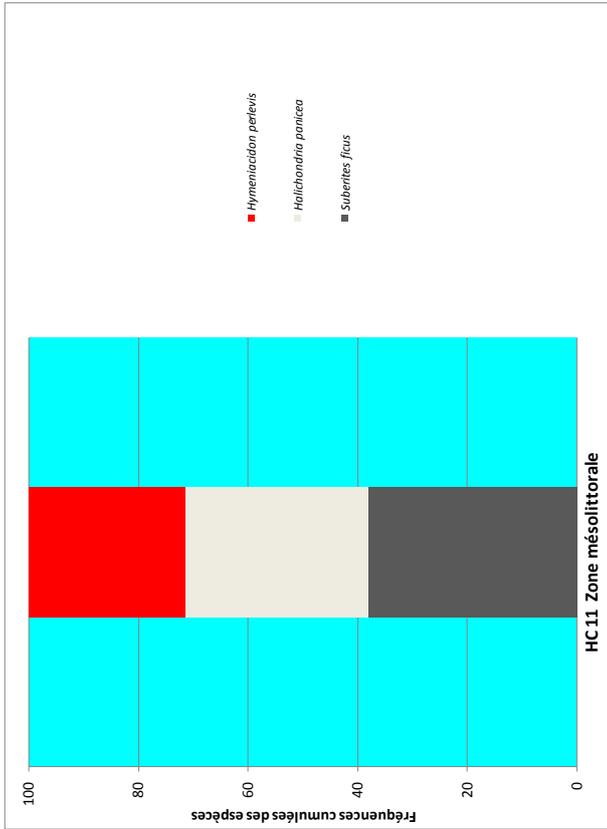
Chelonaplysilla noevus (Carter, 1876)

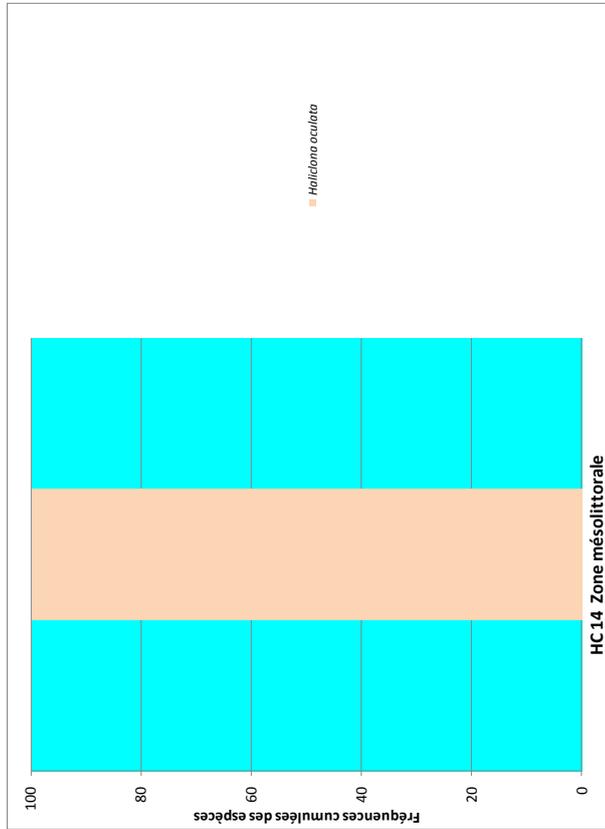
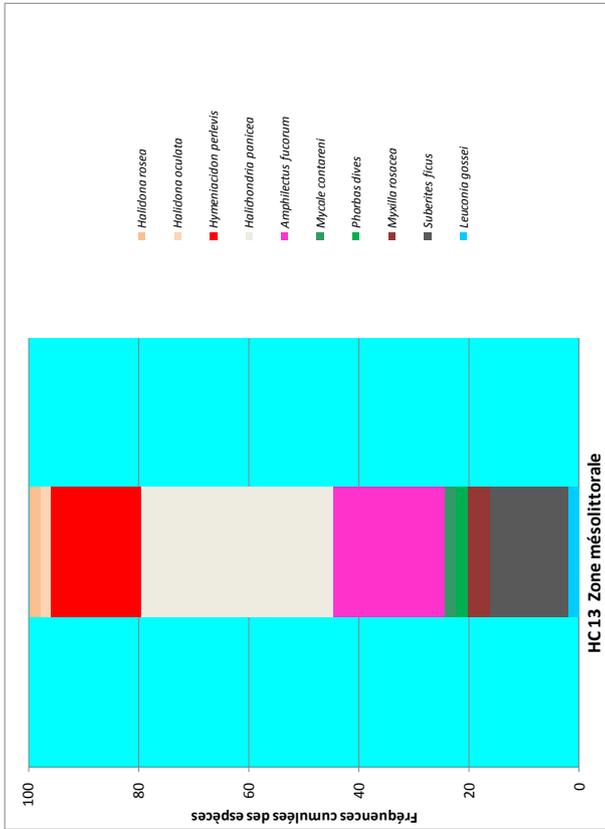
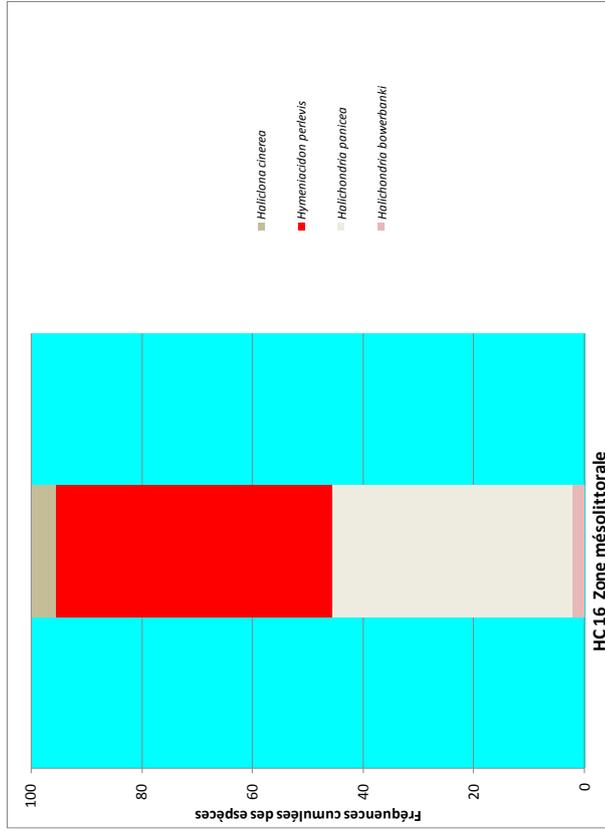
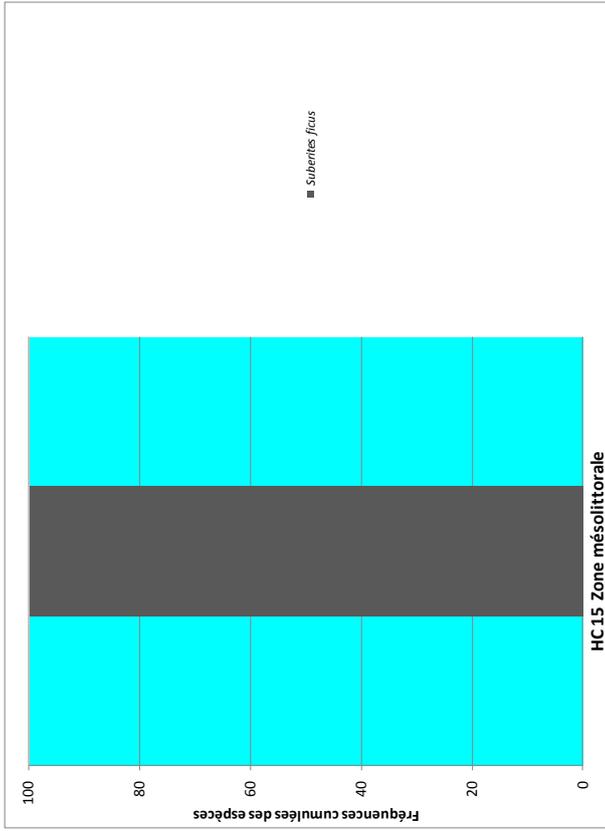
ANNEXE 2

Diversité des populations de spongiaires au niveau
mésolittoral des différentes masses d'eau DCE de
Normandie









ANNEXE 3

Fiches d'identité des 10 éponges dominantes en
zone intertidale
sur les côtes de Normandie

Fiches d'identité des éponges dominantes

Fiche d'identité : *Tethya citrina* (« orange citron » ou « orange de mer »)

Embranchement	Spongiaires
Classe	Desmospongiae
Ordre	Hadromerida
Famille	Tethyidae
Espèce	<i>Tethya citrina</i> (Sara et Melone, 1965)



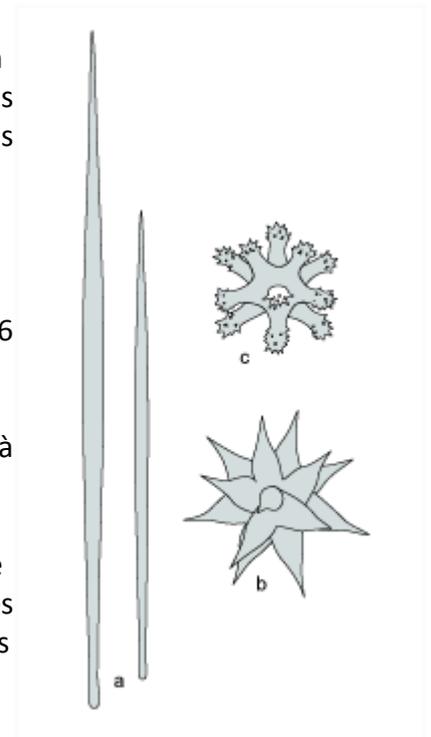
pédunculées
Large oscule distinct au sommet

Description

Eponge plus ou moins sphérique d'un diamètre compris entre 2 et 6 cm

Coloration jaune pâle à orangé

Surface recouverte de verrues polygonales



Biotope

On trouve cette espèce fixée dans des endroits ombragés sur les rochers ou sur les parois des grottes, depuis la zone intertidale jusqu'à environ 130 mètres de profondeur. Elle a été signalée à plus de 900 m de profondeur.

Distribution

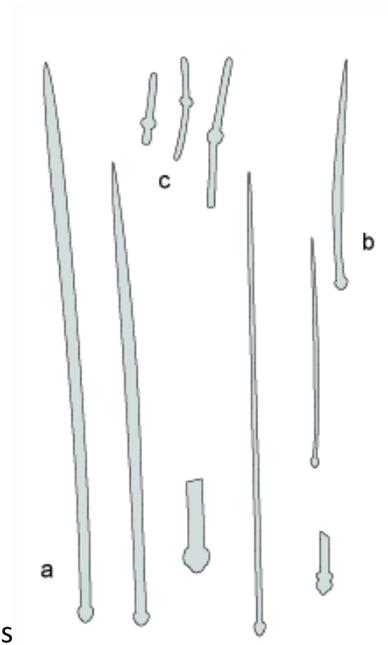
L'orange de mer se rencontre en mer arctique, Manche, Mer du Nord, et dans l'Atlantique Nord. Elle est également signalée en Méditerranée, où elle est beaucoup plus rare.

Identifiée dans ce travail sur les zones DCE HC01, HC 02, HC 03 et HC 06.

Fiches d'identité des éponges dominantes

Fiche d'identité : *Suberites ficus* (Subérite figue)

Embranchement	Spongiaires
Classe	Demospongiae
Ordre	Hadromerida
Famille	Suberitidae
Espèce	<i>Suberites ficus</i> (Linnaeus, 1767)



Description

Eponge massive, lobée et globuleuse caractérisée par des oscules nombreux mais béants. De couleur le plus souvent orange, avec parfois des nuances allant du jaune orangé au brun. Leur association avec des algues symbiotiques peu leur conférer des teintes plus grises tirant sur le vert.

Biotope

Elle vit sur les rochers mais également sur les épaves en zone infralittorale. Elle a été signalée à près de 1300 m de profondeur.

Distribution

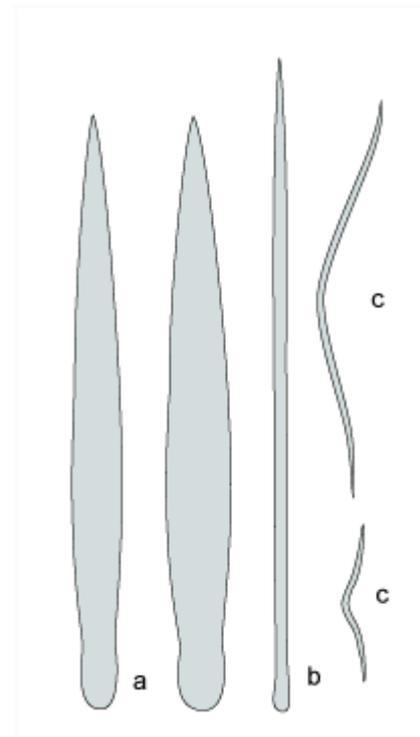
Cette espèce a une large répartition depuis l'Arctique jusqu'en Manche, Mer du Nord, et Atlantique Nord. Elle peut être confondue avec d'autres espèces du même genre (*Suberites domuncula*, *S. carnosus* qui diffèrent par leur distribution et mode de vie).

Identifiée dans ce travail sur les zones DCE HC02, HC 06, HC 10, HC 11, HC 13 et HC 15.

Fiches d'identité des éponges dominantes

Fiche d'identité : *Ophlitaspongia papilla*

Embranchement	Spongiaires
Classe	Demospongiae
Ordre	Poecilosclerida
Famille	Microcionidae
Espèce	<i>Ophlitaspongia papilla</i> (Bowerbank, 1866)



Description

Apparaît sur la forme d'encroutements minces (de l'ordre de 2 à 3mm d'épaisseur), pouvant se développer pour constituer des coussins de 10 mm d'épaisseur uniforme. Le diamètre de la colonie peut atteindre 10cm. La couleur varie du orange intense au rouge. Les pigments sortent aisément des cellules. La surface a une apparence granuleuse, dense et lisse. Les oscules sont bien visibles sur les éponges fraîches (non décongelées) et distribués régulièrement tous les 5 à 10 mm.

Biotope

Se développe à l'abri des rochers. Peut également tapisser des coquilles, des stipes d'algues (*Fucus*, *Laminaria*) dans des zones agitées par la marée et les vagues.

Distribution

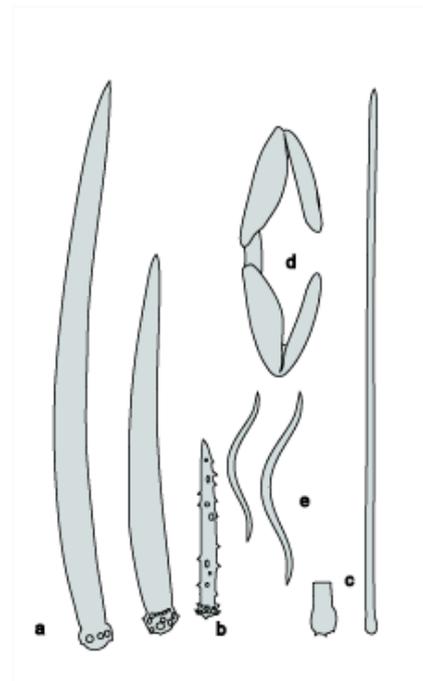
Présente sur les côtes du Nord de l'Europe jusqu'en Espagne, en zone infralittorale, uniquement en eau peu profonde (jusqu'à 5 mètres). |

identifiée dans ce travail sur les zones DCE HC02, HC 05, HC 07 et HC 08.

Fiches d'identité des éponges dominantes

Fiche d'identité : *Clathria atrasanguinea*

Phylum	Porifera
Classe	Demospongiae
Ordre	Poecilosclerida
Famille	Microcionidae
Espèce	<i>Clathria atrasanguinea</i> (Bowerbank, 1862)



Description

Tapisse les rochers d'une couche très mince de 3mm d'épaisseur sur une surface pouvant atteindre 30cm de diamètre. De couleur rouge vif à rouge sang. On distingue des canalicules à la surface de l'éponge qui apparaissent veloutés.

Biotope

Se développe sur les surfaces verticales des rochers et des épaves. Présente dans les eaux saumâtres. Fréquente en zone littorale dans les secteurs de courant fort.

Distribution

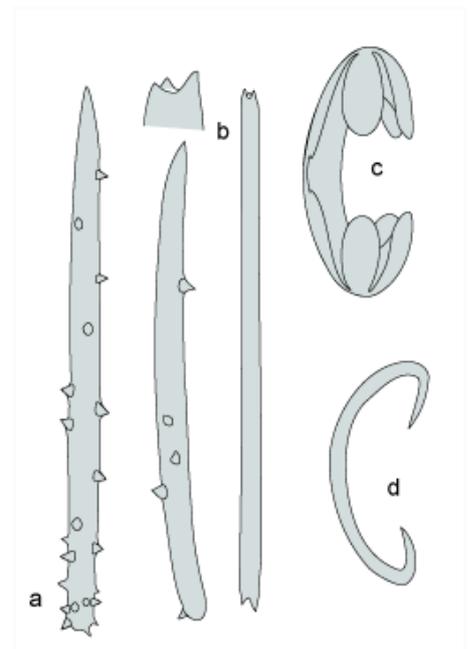
Présente sur les côtes Nord-est atlantique, la Manche, la Méditerranée .. Vit uniquement en eau peu profonde, du mésolittoral à l'infra-littoral I

Identifiée dans ce travail sur les zones DCE HC01, HC 02, HC 03, HC04, HC05, HC 06, HC 08 et HC 10.

Fiches d'identité des éponges dominantes

Fiche d'identité : *Myxilla rosacea*

Embranchement	Spongiaires
Classe	Desmospongiae
Ordre	Poecilosclerida
Famille	Myxilliidae
Espèce	<i>Myxilla rosacea</i> (Lieberkuhn, 1859)



Description

Forme des plaques de 15 cm de diamètre lobée de petits coussins de 5 mm à 1 cm d'épaisseur, et peut se ramifier en eau eaux profondes. Couleur jaune, rouge-rosé sale ou brun orangé. Consistance un peu friable et élastique.

Biotope

Sur les rochers des sites exposés. Décrite du mésolittoral jusqu'à 300 m de profondeur.

Distribution

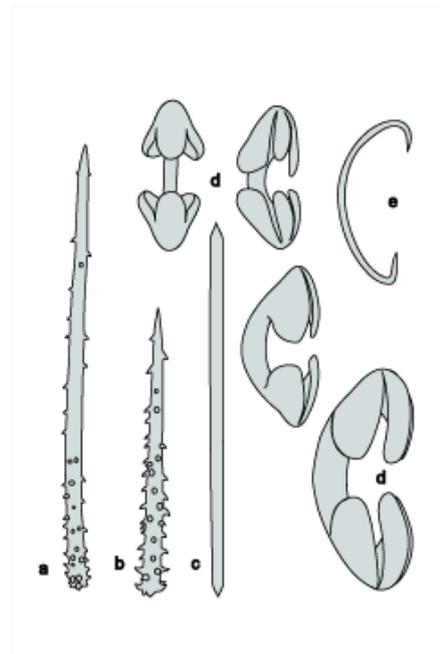
Arctique; îles Féroé; commune sur les côtes ouest des Îles Britanniques; sur les côtes françaises et espagnoles de l'Atlantique, côtes de la Manche, pourtour méditerranéen.

Identifiée dans ce travail sur les zones DCE HC 01, HC 02, HC 03, HC 06, HC 08 et HC 13.

Fiches d'identité des éponges dominantes

Fiche d'identité : *Phorbas dives*

Embranchement	Spongiaires
Classe	Desmospongiae
Ordre	Poecilosclerida
Famille	Hymedesmiidae
Espèce	<i>Phorbas dives</i> (Topsent, 1891)



Description

Croûte formée de « coussins » crème à brun, jaune verdâtre ou orange, d'environ 1 cm d'épaisseur; pouvant s'étendre sur des parcelles de plus de 1m de diamètre. La surface est plus ou moins lisse avec des canaux profonds bien visibles convergeant vers les oscules de taille moyenne et très nombreux.

Biotope

Vit sur les surfaces verticales des rochers, depuis les eaux peu profondes bien ombragées et exposées aux vagues.

Distribution

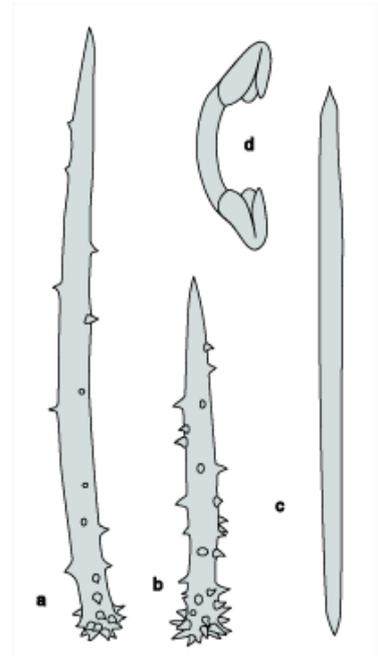
Nord-Atlantique, Manche et Bassin méditerranéen.

Identifiée dans ce travail sur les zones DCE HC03, HC 05, HC 08 et HC 13.

Fiches d'identité des éponges dominantes

Fiche d'identité : *Phorbas plumosus*

Embranchement	Spongiaires
Classe	Desmospongiae
Ordre	Poecilosclerida
Famille	Hymedesmiidae
Espèce	<i>Phorbas plumosus</i> (Montagu, 1818)



Description

Forme un coussin assez mince et assez friable, généralement de 5 mm à 1 cm d'épaisseur, s'étalant en plaques de diamètre d'environ 5 cm. Elle peut devenir plus massive et lobée dans des endroits abrités. Sa couleur est variable, de l'orange au brun-violet. Son odeur est forte. La surface est légèrement tuberculée avec une membrane transparente caractéristique entre les tubercules. Les oscules sont petits, dispersés et nombreux.

Biotope

Espèce très commune. On la retrouve généralement en eau peu profonde, en zone mésolittorale inférieure dans la zone de varech, en particulier dans les sites exposés aux courants modérés. A été décrite à 680 m de profondeur.

Distribution

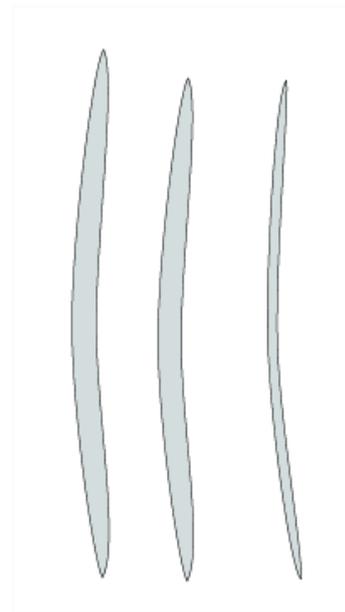
Îles Féroé; Îles Britanniques; côtes françaises de la Manche et d'Atlantique, côtes atlantiques espagnoles et portugaises etc.

Identifiée dans ce travail sur les zones DCE HC 01, HC 02, HC 03, HC 05, HC 06, HC 07, HC 08 et HC 09.

Fiches d'identité des éponges dominantes

Fiche d'identité : *Halichondria panicea*

Embranchement	Spongiaires
Classe	Desmospongiae
Ordre	Halichondrida
Famille	Halichondriidae
Espèce	<i>Halichondria panicea</i> (Pallas, 1766)



Description

Espèce très polymorphe, depuis des couches minces jusqu'aux formes massives, en coussinets ou ramifiées. Couleur verte dans des sites bien éclairés grâce à la présence d'algues symbiotiques, crème-jaune dans les sites ombragés, plus rarement brune. Une odeur caractéristique de varech pouvant aider à la détermination et à la différencier de *H. Bowerbanki*. Eponge compressible, élastique, mais friable. Les oscules sont régulièrement espacés.

Biotope

Une des espèces opportunistes, vivant en intertidal jusqu'en circalittoral. Vit sur les rochers ou tous substrat dur (carapaces de crabes, coquillages, etc). Elle pousse parfois à profusion sur les stipes de *Laminaria hyperborea*, souvent bien développée dans les eaux saumâtres ou les ports.

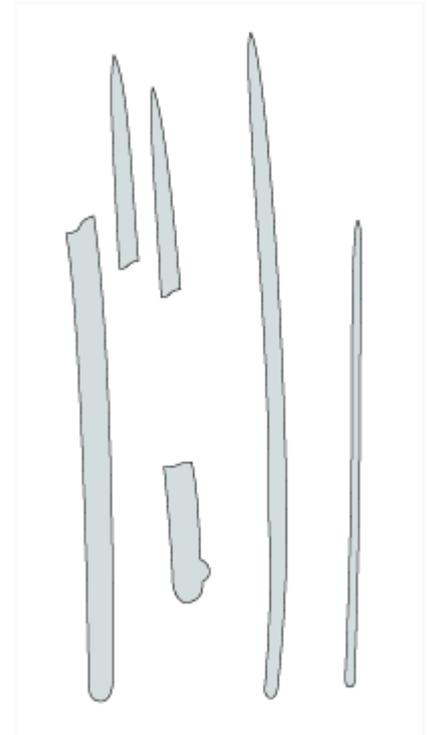
Distribution

Côtes est et ouest Atlantique, Manche et Mer du Nord, pourtour méditerranéen, mer glaciale arctique...
Identifiée dans ce travail sur les zones DCE HC 01, HC 02, HC 03, HC 04, HC 05, HC 06, HC 07, HC 08, HC 10, HC 11, HC 13 et HC 16

Fiches d'identité des éponges dominantes

Fiche d'identité : *Hymeniacion perlevis*

Embranchement	Spongiaires
Classe	Desmospongiae
Ordre	Halichondrida
Famille	Halichondriidae
Espèce	<i>Hymeniacion perlevis</i> (Montagu, 1818)



Description

Hymeniacion perlevis est l'une des espèces les plus communes le long des côtes de l'Europe occidentale et est répartie depuis le niveau de mi-marée jusqu'à l'étage infralittoral. C'est également une espèce extrêmement polymorphe : elle revêt les roches d'une couche très fine sur les estrans exposés. Dès qu'elle est protégée (surplomb rocheux, fissure de roche ...), elle se développe en croûtes souvent très épaisses. La surface de l'éponge apparaît alors lisse ou finement tuberculée. Si l'éponge est amenée à se développer dans des conditions vaseuses, elle va disparaître sous ce limon mais émet des expansions à la surface, sortes de petites cheminées qui lui permettent de filtrer l'eau et évitent son étouffement. En zone infralittorale où elle est immergée de façon constante, elle apparaît plus massive et sa surface peut se plisser de façon caractéristique. Elle peut également se développer entre les crampons des laminaires.

Sa couleur est également très variable. Les formes intertidales sont plutôt rouge-sang tandis que les colonies infralittorales tendent vers la couleur rouge-rosée. Lorsqu'elle est très exposée à la lumière, des algues symbiotiques se développent à sa surface, lui conférant une couleur terne « verte orangée ». Mais ses tissus plus profonds restent orange intense. Les colonies préservées par congélation ou dans l'alcool ont tendance à noircir.

Son odeur est peu marquée et sa consistance ferme et compressible. Les oscules sont épars et peu visibles.

De nombreux invertébrés (nématodes, des annélides, et également des amphipodes) ainsi que des colonies bactériennes vivent associés à cette espèce:

Habitat: ". Sur l'estran, elle se développe sur les parois des rochers, sous les algues; dans des conditions où l'humidité est préservée. Elle est plus rarement exposée directement au soleil Elle se fixe également parfois sur les coquillages, les crabes et les laminaires C'est une espèce caractéristique des étages méso- et infralittoraux et est plus rarement observée en circalittoral

Distribution

Iles britanniques, Pays-Bas, Belgique, France, Espagne, Méditerranée, îles Canaries, les des Açores. Sa présence est également rapportée en Mer de Chine, en Mer Noire, en Argentine, sur les côtes d'Afrique du Sud.

Identifiée dans ce travail sur les zones DCE HC 01, HC 02, HC 03, HC 04, HC 05, HC 06, HC 07, HC 08, HC 09, HC 10, HC 11, HC 13 et HC 16

Fiches d'identité des éponges dominantes

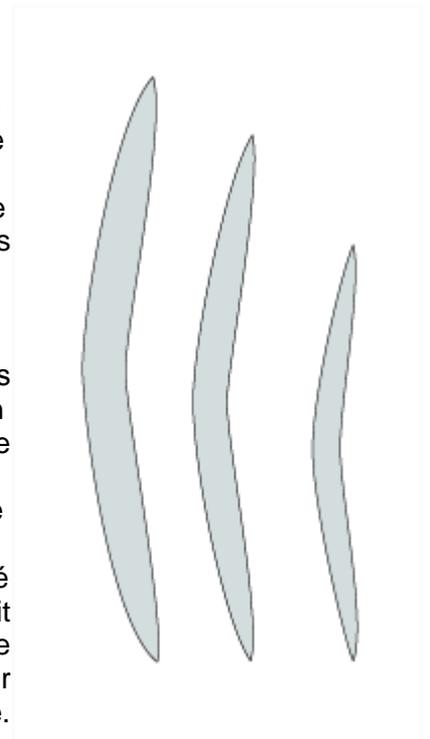
Fiche d'identité : *Haliclona simulans*

Embranchement	Spongiaires
Classe	Desmospongiae
Ordre	Haplosclerida
Famille	Chalinidae
Espèce	<i>Haliclona simulans</i> (Johnston, 1842)



Description

Extrêmement polymorphes, depuis des coussins minces jusqu'à des ramifications de branches fréquemment anastomosées. Grandit depuis une



croûte basale qui peut se propager au travers de roches. Couleur orange, beige, marron clair. Cohérence: dure, cassante, incompressible. Les oscules sont régulièrement disséminés le long des branches, généralement à l'extrémité de petits monticules.

Biotope

Vit dans les fissures et cavités dans des sites généralement bien exposés aux courants.

Distribution

Côtes des îles britanniques, Mer du Nord, Manche, Mer Egée, Canaries, Côtes atlantiques de l'Europe, pourtour méditerranéen

Identifiée dans ce travail sur les zones DCE HC 01, HC 03, HC 05 et HC 08

ANNEXE 4- Substances prioritaires de la DCE

	Numéro CAS	Numéro UE	Nom de la substance prioritaire	Substance dangereuse prioritaire
1	15972-60-8	240-110-8	Alachlore	
2	120-112-7	204-371-1	Anthracène	X (***)
3	1912-24-9	217-617-8	Atrazine	X (***)
4	71-43-2	200-753-7	Benzène	
5			Diphényléthers bromés (**)	X (***)
6	7440-43-9	231-152-8	Cadmium et ses composés	X
7	85535-84-8	287-476-5	C ₁₀₋₁₃ - chloroalcanes (**)	X
8	470-90-6	207-432-0	Chlorfenvinphos	
9	2921-88-2	220-864-4	Chlorpyrifos	X (***)
10	107-06-2	203-458-1	1,2 Dichloroéthane	
11	117-81-7	203-211-0	Di(2-éthylhexyl) phtalate (DEHP)	X (***)
12	330-54-1	206-354-4	Diuron	X (***)
13	115-29-7	204-079-4	Endosulfan	X (***)
14	959-98-8		(alpha-endosulfan)	
15	206-44-0	205-912-4	Fluoranthène (****)	
16	118-74-1	204-273-9	Hexachlorobenzène	X
17	87-68-3	201-765-5	Hexachlorobutadiène	X
18	608-73-1	210-158-9	Hexachlorocyclohexane	X
	58-89-9	200-401-2	(gamma-isomère) Lindane	
19	34123-59-6	251-835-4	Isoproturon	X (***)
20	7439-92-1	231-100-4	Plomb et ses composés	X (***)
21	7439-97-6	231-106-7	Mercure et ses composés	X
22	91-20-3	202-049-5	Naphtalène	X (***)
23	7440-02-0	231-111-4	Nickel et ses composés	
24	25154-52-3	246-672-0	Nanylphénols	X
	104-40-5	203-199-4	(4-(para)-nanylphénol)	
25	1806-26-4	217-302-5	Odylyphénols	X (***)
	140-66-9		(para-tert-octylphénol)	
26	608-93-5	210-172-5	Pentachlorobenzène	X
27	87-86-5	201-778-6	Pentachlorophénol	X (***)
28			Hydrocarbure aromatique polycyclique	X
	50-32-8	200-028-5	Benzo(a)pyrène	
	205-99-2	205-911-9	benzo(b)fluoranthène	
	191-24-2	205-883-8	Benzo(g,h,i)perylène	
	207-08-9	205-916-6	Benzo(k)fluoranthène	
	193-39-5	205-893-2	Indeno(1,2,3-cd)pyrène	
29	122-34-9	204-535-2	Simazine	X (***)
30	688-73-3	211-704-4	Composés du tributylétain	X
	36643-28-1		Tributylétain-cation	
31	12002-48-1	234-413-4	Trichlorobenzène	X (***)
	120-82-1	204-428-0	(1,2,4-trichlorobenzène)	
32	67-66-3	200-663-8	Trichlorométhane (Chloroforme)	
33	1582-09-8	216-428-8	Trifluraline	X (***)

(***) Cette substance prioritaire est soumise à révision pour sa possible identification comme "substance dangereuse prioritaire".

(****) Le fluoranthène figure dans la liste en tant qu'indicateur d'autres hydrocarbures aromatiques polycycliques plus dangereux.

ANNEXE 5- Points clés de la DCE

<p>Article 4</p> <p>Objectifs environnementaux</p>	<ul style="list-style-type: none"> - ... parvenir à un bon état des eaux de surface en 2015, conformément aux dispositions de l'annexe V. - ... réduction ou suppression des substances prioritaires, conformément à l'article 16 § 1 et 8.
<p>Article 11</p> <p>Programmes de mesures</p>	<ul style="list-style-type: none"> - « mesures de base » - « mesures complémentaires »
<p>Article 16 stratégies de lutte contre la pollution de l'eau</p>	<ul style="list-style-type: none"> - fixation d'une liste de substances prioritaires - programme de réduction, arrêt ou suspension des rejets des substances prioritaires - fixation des normes de qualité environnementale par la Commission ou par les Etats membres
<p>Article 20 adaptation des techniques de la directive</p>	<ul style="list-style-type: none"> - les annexes I et III et le § 1.3.6 de l'annexe V peuvent être adaptés au progrès scientifiques et techniques
<p>Annexe V</p>	<ul style="list-style-type: none"> - 1.2.3 & 1.2.4 : définitions normatives des classifications de l'état écologique « très bon », « bon » et « moyen » des eaux de transition et des eaux côtières - 1.2.6 : procédure à suivre pour l'établissement des normes de qualité chimique - 1.3 : surveillance de l'état écologique et de l'état chimique des eaux de surface : contrôles de surveillance, contrôles opérationnels, contrôles d'enquête, fréquence des contrôles - 1.3.6 : normes pour le contrôle des éléments de qualité (paramètres physico-chimiques, toute norme CEN/ISO pertinente) - 1.4.3 : présentation des résultats des contrôles et classification de l'état chimique
<p>Annexe VIII</p>	<ul style="list-style-type: none"> - liste indicative des principaux polluants
<p>Annexe IX</p>	<ul style="list-style-type: none"> - valeurs limites d'émission et normes de qualité environnementale (Directive Hg, Cd, HCH, substances dangereuses)
<p>Annexe X</p>	<ul style="list-style-type: none"> - liste des substances prioritaires

ANNEXE 6- Substances pertinentes du programme national de réduction des substances dangereuses

Au niveau européen, le cadre réglementaire s'articule autour de 2 textes essentiels :

- La directive 76/464/CEE du 4 mai 1976 relative à "la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique de la communauté" ; elle détermine une réglementation générale vis-à-vis des rejets en milieu aqueux qui concerne plus de 150 "substances dangereuses" classées en 2 listes :

Ⓢ Les substances Liste I : Substances dangereuses dont la pollution doit être éliminée.

Ⓢ Les substances Liste II : Substances dangereuses dont la pollution doit être réduite.

- La directive cadre sur l'eau 2000/60/CE reprend et renforce ces textes en désignant à l'action prioritaire des Etats Membres une liste précise et restreinte de substances appartenant aux précédentes ou nouvellement listées, classées en 2 catégories :

Ⓢ Les substances prioritaires dont les rejets, émissions ou pertes doivent être progressivement réduits.

Ⓢ Les substances dangereuses prioritaires dont les rejets, émissions ou pertes doivent progressivement être arrêtés ou supprimés d'ici 20 ans.

En résumé, le champ d'action actuel comprend :

- les 33 substances prioritaires de l'annexe X de la DCE (substances listées en annexe 2)
- les 18 substances de la liste I de la directive de 1976. Ces substances sont listées dans le tableau suivant.

Aldrine	Hexachlorobutadiène
Tetrachlorure de carbone	Hexachlorocyclohexane
DDT	Mercure et ses composés
Dieldrine	Pentachlorophénol
Endrine	Trichlorobenzène
Tetrachloroéthylène	(1,2,4) trichlorobenzène
Trichloroéthylène	Trichlorométhane
Isodrine	1,2 Dichloroéthane
Hexachlorobenzène	Cadmium et ses composés

»»» ÉVÉNEMENT

La Manche, mer d'innovations

La Cité de la mer accueille aujourd'hui un congrès où l'on parlera de qualité des eaux portuaires. Spontox y sera présenté. C'est un des nombreux programmes portés par des laboratoires de recherche installés ici, dans la Manche.

Au large de Fermanville, à dix mètres de profondeur, les parcs ostréicoles de Christine Follet accueillent aussi des coquilles. Des huîtres et, bien plus rares sur nos côtes, des pétoncles noirs en culture. Ils servent à des études scientifiques dirigées par le Smel, Syndicat mixte pour l'équipement du littoral, établissement public créé en 1980 par le conseil général de la Manche.

« Accompagner le développement de la recherche, c'est faire avancer le schmilblick », considère Christine Follet. « Nous, nous sommes dans le feu de l'action. Les chercheurs consacrent du temps à analyser et nous fournissons des rapports qui peuvent permettre d'optimiser notre activité. »

l'oursin, l'ormeau, le bouquet. Et maintenant, le pétoncle. » Ce n'est pas tout. Le Smel, comme une dizaine de laboratoires publics et privés installés dans la Manche, étudie le milieu marin pour innover au service non seulement de la conchyliculture et de la pêche, mais aussi de l'environnement, de la cosmétique, de la pharmacie... Avec ses 350 kilomètres de côtes, le département de la Manche offre un sérieux terrain de recherche.

Olivier Basuyaux a initié un autre projet : Spontox. Il sera présenté à l'occasion d'un colloque, aujourd'hui à Cherbourg. L'évaluation de la qualité des eaux est la cible de ce programme (lire en encadré).

■ A l'appui des richesses marines

Spontox illustre parfaitement les efforts fournis au quotidien par des équipes scientifiques

qui puisent dans la mer de la Manche leurs sources de connaissances, en partenariat avec d'autres chercheurs, en région, en France, voire en Europe et même à l'international. Leur travail est un atout pour nos territoires qui peuvent ainsi se positionner sur l'un des grands défis du siècle : l'innovation à l'appui des richesses marines.

Dernièrement, l'Ifremer a souligné la nécessité pour l'Europe de développer de nouvelles stratégies et de renforcer la collaboration entre chercheurs. Plus près de nous, le conseil économique et social de Basse-Normandie le dit : « Le renforcement de la recherche sur la mer et le littoral représente un objectif majeur. »

En région, les potentiels sont là pour participer à cet objectif. Directeur technique du Smel, Olivier Richard gère une équipe d'une dizaine de scientifiques : « Physiologie, bactériologie, virologie, toxicologie... Nous pratiquons différentes disciplines. Nous avons les outils et le raisonnement scientifique pour détecter les problèmes, mettre en musique les questionnements. » Il faut ensuite pouvoir travailler, ensemble, pour apporter les meilleures réponses.

La crise que traverse l'ostréiculture aura eu l'avantage de révéler un problème de coordination. « Il faut fédérer les gens. On y est très favorable, on travaille déjà en partenariats, mais il faut nous don-



Dans le cadre du programme de recherche Spontox, des éponges fixées à des cages ont été immergées pendant l'été 2010 dans le port de Cherbourg (photo Smel).



Au Smel, dans la salle de culture de phytoplanctons, on produit les algues qui vont nourrir les coquillages filtreurs (huîtres, palourdes, moules...) testés dans le laboratoire en maîtrisant tous les paramètres de l'élevage, expliquent Jean-Louis Bln, chargé d'étude, et Hélène Olivier, étudiante en stage. Elle analyse la différence de robustesse entre huîtres d'élevage et huîtres sauvages.

■ « Des applications concrètes »

Christelle Caplet, enseignante et chercheur en physicochimie, participe à Spontox. Elle est aussi régulièrement dans les locaux de Corrodys, sur le site du hall technologique de Cherbourg-Octeville. Centre technique pour la corrosion marine et la biocorrosion, Corrodys est au service des industriels et des collectivités : « C'est une ouverture pour nous, universitaires. Par des applications concrètes de nos recherches. On vient par exemple de terminer un travail sur les anodes sacrificielles des bateaux. Tous les plaisanciers connaissent ces anodes, collées sur la coque des bateaux. Elles sont en aluminium ou en zinc. Des contaminants que l'on retrouve dans l'eau de mer. En trop forte concentration, ça peut poser problème. Il faut surveiller les effets sur l'environnement. »

■ « Une vision d'ensemble »

Marie-Laure Mahaut est biologiste environnementaliste à Intechmer, centre d'enseignement supérieur et pôle de recherche installé depuis 1986 à Collignon. Elle aussi est de l'aventure Spontox : « Notre laboratoire est déjà sollicité par les Ports normands associés par exemple. On surveille les hydrocarbures, les métaux lourds... On est là pour tirer la sonnette d'alarme en cas de contamination des eaux portuaires. Spontox est un nouvel enrichissement, on travaille à une autre échelle, pour toutes les côtes de la mer de la Manche. Dans une vision d'ensemble. Pour y maintenir une activité économique tout en préservant les écosystèmes. »

ner les moyens de pouvoir échanger. »

« Rapport La mer et le littoral en Basse-Normandie : Recherche, enseignement supérieur et innovation, à consulter sur www.cesr-basse-normandie.fr »

G.L.

Smel : Centre expérimental, Zac de Blainville, 50560 Blainville-sur-Mer. Tél : 02 33 76 57 70.

Corrodys : 145 chemin de la Créspinière, 50130 Cherbourg-Octeville. Tél. : 02 33 01 83 40.

Intechmer : Route de Collignon, 50110 Tourlaville. Tél. : 02 33 88 73 33.

La Bie Fermanvillaise : Tél. : 06 84 04 60 49.

Spontox : des éponges comme indicateurs de pollution

Le programme de recherche Spontox (de Sponge, éponge en anglais, et toxicologie) associe Le Smel, Intechmer, l'université de Caen et Corrodys. Objectif : utiliser les éponges comme indicateur de la qualité du milieu littoral. Les éponges marines étant des animaux qui filtrent l'eau en quantité, elles accumulent les polluants chimiques ; de quoi peut-être mesurer la pollution dans les ports. « Peu d'indicateurs permettent une approche biologique, précise Olivier Basuyaux, c'est l'originalité de Spontox et de ses éponges tests. » Pendant l'été 2010, des éponges ont déjà été immergées dans le port de Cherbourg pendant plusieurs semaines pour mesurer la contamination en métaux lourds et hydrocarbures. Spontox sera présentée à la Cité de la mer, aujourd'hui, à l'occasion du congrès organisé dans le cadre du projet européen Portonovo (pour une nouvelle méthode de gestion de la qualité des eaux portuaires).



Les éponges testées pour Spontox. (Photo Smel)

G.L.

Grandes comm
samedi 12

- Actif
- A la joie d'offrir
- Ambiance*
- Bijouterie Bechet
- Boucle et Cuir*
- BRV Mode*
- Cavalcade*
- Chaussures Brigitte Lamy
- Christy Flore*
- Couppey Guillaime*
- 2 Roues Zan*
- Garantie Institut

*21 commerçant au GRA de 10 h

WALDENES

Portonovo : mieux gérer la qualité des eaux

Dans le cadre du colloque international pour le projet européen Portonovo, organisé hier à la Cité de la mer, le programme de recherche **Spontox** a été présenté. Des éponges aquacultivées, fixées à des cages, ont été implantées dans le milieu naturel du port de Cherbourg durant l'été 2010. Pour quoi faire ? Mesurer le taux et la nature de la pollution des eaux. « **Les éponges sont des animaux passifs qui filtrent l'eau et captent les métaux et les contaminants organiques** », expliquent les biologistes. Un indicateur de pollution original et innovant, utilisant une approche biologique. Premiers constats depuis l'immersion : « **Il n'y a rien d'alarmant dans les eaux portuaires de la ville.** » De quoi rassurer les Cherbourgeois.

(Lire aussi en Marine)

Un colloque sur la qualité des eaux portuaires

PM 11/02/2011

Hier, à la Cité de la Mer, se déroulait un colloque dans le cadre du projet Portonovo, dont l'objectif est de travailler à la définition d'une méthode de gestion de la qualité des eaux portuaires par les ports européens.



Joao Pedro Matos Fernandes, président du conseil d'administration du port de Leixoes (Portugal) a dressé un état des lieux des eaux portuaires à Porto.



Une dizaine d'intervenants ont participé au colloque, comme Florence Sénéchal, de la direction de l'écologie urbaine à la Communauté urbaine de Brest.

« Pour la communauté urbaine, Portonovo, c'est une double aventure : une aventure humaine dans le cadre d'un projet européen et une autre dans le cadre du contrat de rade », explique Isabelle Dupont-Morral, vice-présidente de la communauté urbaine de Cherbourg en charge des questions portuaires, des programmes européens et des stratégies et actions de diversification et développement de l'économie locale. « Ce projet européen, lancé fin 2010, a pour finalité la mise en place d'une méthode standardisée pour la gestion de la qualité des eaux dans les zones portuaires de l'espace atlantique », complète-t-elle. Soixante-cinq pour cent des dépenses du projet sont prises en charge par le Feder (Fonds européen de développement régional). « L'objectif est d'avoir une eau de mer la

plus propre possible, afin de préserver l'environnement marin », continue Isabelle Dupont-Morral. A l'origine de cette démarche, l'université de Cantabrie, représentée au colloque par Jose Juanes, « dans le projet depuis le début. » La communauté urbaine de Cherbourg est chef de file de la gouvernance : « Une étude a été lancée auprès du cabinet Earth Case, en charge de l'étude sur la réglementation portuaire applicable aux ports du projet Portonovo. »

■ « Rien d'alarmant »
Et concernant la qualité des eaux portuaires à Cherbourg ? « Deux indicateurs nous montrent que le port ne se porte pas si mal : d'une part, le port de plaisance est labellisé Pavillon bleu, d'autre part la qualité des saumons de la ferme aquacole (label rouge) dans la rade », précise la vice-présidente de la Cuc.

Autre expérience originale, qui n'est pas rattachée directement au projet Portonovo : le programme Spontox (lire *La Presse de la Manche* du jeudi 10 février). « Un programme scientifique pour utiliser les éponges de mer comme bio-indicateur de pollution », mené par Marie-Laure Mahaut (biologiste à Intechmer), Christelle Caplat (professeur en physicochimie, université de Caen) et Olivier Basuyaux (Smel). « A la différence de la moule ou de l'huître, l'éponge étudiée est une espèce très primitive, capable d'être acclimatée dans des cages et robuste à la salinité. L'étude se déroule depuis deux mois et les résultats sur les métaux et les carbures sont satisfaisants », énonce Christelle Caplat. « Rien d'alarmant », selon Olivier Basuyaux. Ces éponges représentent « un regard différent, un point de départ dans une approche méthodologique », indiquent les scientifiques en charge du programme Spontox.

■ Un logiciel pour aider les ports
Cent quarante personnes (scientifiques, politiques, militaires, agence de l'eau) ont répondu présentes lors de ce colloque. « Des gens qui ont un rapport avec la qualité des eaux » : scientifiques, militaires, politiques, associations. On peut également noter la participation de quatorze intervenants tout au long de la journée, comme le Portugais Joao Pedro Matos Fernandes ou Florence Sénéchal, de Brest. Le colloque se déroulait

en trois parties : des interventions, des retours d'expériences dans divers ports et une table ronde. Un logiciel, baptisé Portonovo, a été présenté : « un outil d'aide, que tout le monde pourra utiliser à sa guise, avec diverses données (salinité, température...). Des mesures sont prises sur place et sont entrées dans le logiciel : elles sont sécurisées grâce à différents niveaux d'accès (administrateur, lecteur, saisie de données) », explique un étudiant de l'université de Cantabrie. Le but est d'identifier les risques, de regarder

les activités proposées dans les zones portuaires et de voir les activités polluantes, afin de réfléchir à des solutions », dit Jose Juanes. Ce logiciel regroupe pour l'instant huit ports : Belfast, Falmouth, Cherbourg, Bordeaux, Alveiro, Portimao, Santander et Huelva. Le prochain colloque aura lieu à Santander, en février 2012, « afin de présenter et débattre sur les résultats définitifs du projet », explique François Duterte, chargé des projets européens et de développement économique à la Cuc.

Pierre COQUELIN



Cent quarante personnes ont participé au colloque sur la définition d'une méthode de gestion de la qualité des eaux portuaires à l'échelle européenne.



HYMENIACIDON PERLEVIS, ANOTHER BIOINDICATOR FOR THE WATER QUALITY BIOMONITORING ?

Marie-Laure Mahaut^{1,3}, Olivier Basuyaux², Estelle Baudinière^{1,3}, Claire Chataignier², Julien Pain³ and Christelle Caplat³
¹CNAM-INTECHMER, BP 324, 50103 Cherbourg, France (marie-laure.mahaut@cnam.fr)
²SMEL, Zac de Blainville, 50560 Blainville Mer, France
³ERPCB EA 3914 IUT-UFR Sciences, Université de Caen, boulevard du Marechal Juin, Esplanade de la Paix 14032 Caen, France

Abstract : to comply with the perspectives of the EU Water Framework Directive, which requires European countries to meet environmental objectives for 2020 in terms of coastal water quality (good ecological and chemical status), the SPONTOX (SPONGes TOXicity) programme was set up in the Normandy region of France. The pertinence of using sponges as a bioindicator of metallic and organic contamination of waters has been demonstrated. Because of their very simple and primitive structure (no nervous, digestive or circulatory systems, etc.), sponges may be proposed as an ideal bioindicator. In the vast majority of cases, these sessile aquatic animals correspond to marine species, which are present in all the oceans and at all depths. They maintain a constant water flow through their body tissues to obtain the food and oxygen necessary for growth. Their morphology is adapted to maximize the efficiency of the water flow, which at the same time enables them to filter contaminants present in the water. The present study describes the first objective of the SPONTOX programme in 2010, which was to investigate the spatial distribution of sponge populations in intertidal zones of the Normandy coast, to characterize the occurrence of the different species. *Hymeniacidon perlevis* is the most representative species, which also fulfils the different criteria expected for a good bioindicator, such as abundance, sedentary habit, tolerance to physico-chemical variations, etc.

Materials and Methods



Water masses defined by UE WFD in Normandy



Geotagged sampling at HCO2



Some of the sponges found on the foreshore of Normandy



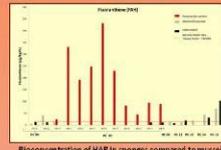
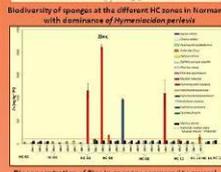
FAAS and Et-AAS used to quantify trace metals



GC/MS-MS used to quantify organic contaminants

Results

Following the sampling campaigns carried out on the shore of the departments of Manche and Calvados, 42 species of sponges are identified. It should be stressed that most of the studied species are present in the lower shore zone. Only *Hymeniacidon perlevis* is observed in the middle shore zone. Therefore, this species appears capable of supporting a period of desiccation at least equivalent to the duration of immersion. *H. perlevis* also appears the most commonly present species on the Manche and Calvados coasts. Moreover, the PAH concentrations in the tissues of *H. perlevis* are 6-7 times higher than in mussels. The bioconcentration of zinc is 16 times that found in mussels from the same site.



Discussion: why *Hymeniacidon perlevis* could be an ideal bioindicator to monitor water quality ?

Ecologists have established a broad set of criteria that species must exhibit to be considered good bioindicators. Research conducted in 2010 by the SPONTOX programme participants have highlight that *H. perlevis* fulfils many of these expected qualities.

<p>1. A bioindicator species should have a territory that overlaps the area to be monitored</p> <p><i>Hymeniacidon</i> sp. is found in the whole oceans and at all latitude levels.</p> 	<p>2. A bioindicator species should withstand wide range of environmental and climatic conditions</p> <p><i>H. perlevis</i> is a very common sessile species onshore and in the subtidal zone. Because of organ absence, contaminants are integrated during filtration by the total body. All the tissues are together analysed</p> 	<p>3. The specimens must be easy to collect</p> <p>5. The handling, dissection and sampling of the target tissues should be easy</p> 	<p>4. Preferentially the specimens may be sedentary</p> <p>7. The species must be taxonomically well documented and stable</p> <p>Original description of <i>H. perlevis</i> was first time given in 1818 (Montagu). <i>Hymeniacidon perlevis</i> is a filter-feeder. Its body is constituted of pores communicating with a system of channels that carries water currents through the body. Sponge cells perform a variety of bodily functions. Reproduction is sexual and asexual by budding. Life expectancy is important but not assessed.</p> 	<p>6. A bioindicator organism should have a simple feeding habit</p> <p>8. It should have an optimum life span long, enough for substantial accumulation or for adverse changes to occur</p> <p>9. Its ecology and life history must be well understood</p> <p>Ecotoxicological tests are in progress within SPONTOX program. First assays have demonstrated that <i>Hymeniacidon perlevis</i> accumulates high contaminant levels without mortality in contrary to the mussel <i>Mytilus edulis</i></p> 	<p>10. A bioindicator organism should have measurable response of contaminants accumulation in its whole body</p> <p>11. A bioindicator organism should be strong enough to withstand ecotoxicological tests</p> <p><i>Hymeniacidon perlevis</i> is abundant and widely present in mid and under tidal zone. It is growing by natural cuttings</p> <p>Assays of sponge cultures are in progress in order to supply high quantity of this specie and to perform ecotoxicological tests or <i>in situ</i> biomonitoring by caging.</p> 	<p>12. Enough number of specimens should be available</p> 
---	---	--	--	---	--	--



15TH INTERNATIONAL SYMPOSIUM
ON TOXICITY ASSESSMENT
HONG KONG • 3 - 8 JULY 2011

WATER QUALITY ASSESSEMENT USING A SPONGE (*HYMENIACIDON PERLEVIS*) AS BIOINDICATOR – FIRST RESULTS OF METALLIC AND ORGANIC CONTAMINATIONS GIVEN BY BIOTESTS

C Caplat¹, O Basuyaux² and M L Mahaut¹³

1 ERPCB EA 3914 IUT-UFR Sciences, Université de Caen, boulevard du Marechal Juin, Esplanade de la Paix 14032 Caen, France (christelle.caplat@unicaen.fr)

2 SMEL, ZAC de Blainville, 50560 Blainville sur Mer, France

3 CNAM/Intechmer, BP 324, 50103 Cherbourg, France

Concentrations of metals and hydrophobic organic substances are currently recorded in waters, sediments and natural organisms to assess the quality of marine environment. Since 1970's years, French monitoring networks collect samples and give databases on regional and national contamination levels. The model organism which is often retained as integrative matrix of contaminants is the mussel, since this organism can integrate chronic contaminations of water bodies over a large period. Moreover, mussels present other criteria of bioindicators such as abundance, sedentary, tolerance to physico-chemical variations... Last year, a French programme (SPONTOX) was settled (in Normandy area) to demonstrate the pertinence of using a sponge as a bioindicator of water metallic and organic contaminations. Then, after a first study of identification and distribution of the species present in Normandy coasts, metallic and organic contaminants (PCB and HAP) were recorded and compared to data given for mussels in this area. In both cases, the species *Hymeniacidon perlevis* presented the highest occurrence and higher metallic and HAP concentrations than in mussels. Then, natural and local samples (sponges and mussels) were transferred in laboratory to perform biotests. Organisms were exposed to seawaters contaminated by different concentrations of contaminants (zinc and HAP) and different sources of contamination in order to achieve if equivalent bioaccumulation occurred in both organisms. First results will be presented in this work and discussed in the perspectives of the Water Framework Directive, which imposes to European countries environmental objectives for 2020 in terms of coastal water quality (good ecological and chemical status).





SPONTOX PROGRAM



15th International Symposium on Toxicity Assessment

4th July of 2011, Hong-Kong



Agence de l'eau Seine-Normandie



Conseil Régional de Basse-Normandie
(service Pêche et Cultures Marines)



Syndicat Mixte du Cotentin



Ports Normands Associés

