

Joseph MAZURIE¹, Jean-Yves STANISIERE¹, Jean-Francois BOUGET¹, Aimé LANGLADE¹, Emilie LECLERC¹, Kevin QUINSAT¹, Gilles HERVE², Jean-Marie AUGUSTIN⁴, Axel EHRHOLD⁴, Jean-Marc SINQUIN³, Ika MEIDY-DEVIARNI⁵, Evelyne GOUBERT⁵, Hélène COCHET⁶, Alain DREANO⁷

1. Ifremer, LERMPL, BP 86, 56470 La Trinité-sur-mer
2. Ifremer, LERPAC, ZP de Bregallion 83507 La Seyne-sur-mer
3. Ifremer, NSE, BP 70, 29280 Plouzané
4. Ifremer, GM, BP 70, 29280 Plouzané
5. Université de Bretagne Sud, Géosciences Marines et Géomorphologie du Littoral, 56000 Vannes
6. Cochet-Environnement, Le Coedo, 56550 Local-Mendon
7. CRC Bretagne Sud, 56400 Auray

Décembre 2013, RST/LER/MPL/13-20

Les risques conchylicoles en Baie de Quiberon

2ème partie : le risque de prédation sur l'huître creuse *Crassostrea gigas*

Rapport final du projet Risco 2010-2013



Projet labellisé



Financement



Coordination



Les risques conchylicoles en Baie de Quiberon

2^{ème} partie : **le risque de prédation**
sur l'huître creuse *Crassostrea gigas*

Rapport final du projet Risco 2010-2013

Labellisation : par le Pôle Mer Bretagne

Financement : par le Conseil Régional de Bretagne

Coordination : par le Comité Régional de la Conchyliculture de Bretagne Sud

Partenariat :

- Comité Régional de la Conchyliculture de Bretagne Sud, Auray
- Syndicat Ostréicole de la Baie de Quiberon (Sobaie), Saint Philibert
- IFREMER / LER-MPL, La Trinité-sur-mer
- CER France-56 / Nautil Mer et Gestion, Vannes
- Université de Nantes / Laboratoire LEMNA / Capacité, Nantes
- Université de Bretagne Sud / Laboratoire Géosciences Marines et Géomorphologie du Littoral, Vannes

Remerciements

Merci aux partenaires et au financeur du projet qu'est le Conseil Régional de Bretagne. Merci également à l'ensemble des intervenants : Rachel Sellin pour son soutien au nom du Pôle Mer, les ostréiculteurs de la baie, les enseignants et étudiants de l'UBS, les collègues de l'Ifremer trinitains, brestois...

Résumé

L'étude « Risco » s'attache aux causes possibles de mortalités massives d'huîtres creuses, de toutes classes d'âge, enregistrées par les concessionnaires de baie de Quiberon (France, 56), à partir de 2006. Le protocole engagé en 2010, avec son volet expérimental fondé sur le suivi mensuel de 15 lots d'huîtres et son volet d'imagerie in situ par sonar et vidéo, permet d'éclairer en particulier le risque lié aux prédateurs. Une spatialisation très marquée de ce risque est mise en évidence, avec une zone à l'ouest relativement épargnée, une zone à l'est très affectée par les étoiles de mer (*A. rubens*, *M. glacialis*) et une zone intermédiaire à forte prédation de bigorneaux perceurs (*O. erinacea*, *P. inornata*). Entre ces deux groupes, la prédation est réalisée pour les $\frac{3}{4}$ par les étoiles de mer et pour $\frac{1}{4}$ par les bigorneaux. Les pertes maximales ont lieu au printemps (recrudescence d'étoiles de mer) et en été (efficacité maximale de prédation). La prédation par dorades, devenue très préoccupante ces dernières années, n'a pas pu être estimée. L'analyse met aussi en évidence l'importance des mesures d'entretien des parcs pour limiter l'incidence des prédateurs. Pour autant, la prédation n'est sans doute pas le facteur principal des mortalités de 2006, une piste environnementale basée sur le risque d'hypoxie étant explorée par ailleurs.

Abstract

This study ("Risco"), implicating both industry, socio-economic experts and biologists, was funded by the Regional Council of Brittany, for 3 years (2010-2012), to investigate about the causes of oysters (*Crassostrea gigas*) mortalities in the bay of Quiberon (South Brittany, France). The protocol including both a sonar and video visualization of the bottom, and a monthly survey of 15 experimental oyster structures, allowed to assess the risk due to predation. A clear spatial distribution of the predatory effect was evidenced, with starfish (*Asterias rubens* and *Marthasterias glacialis*) predominating in the North-East sector, and boring snails (*Ocenebra erinacea* and *Pterophora inornata*) in the South-Center area.. The main mortalities from these predators ($\frac{3}{4}$ from starfish and $\frac{1}{4}$ from oyster drills) occur in spring and summer. Mortalities by sea breams (*Sparus aurata*) were observed punctually. Management measures against predators appear essential to control this risk. However, another environmental factor, namely hypoxia, might be the main cause of oyster mortalities in 2006.

Mots-clés : Baie de Quiberon, huître, *Crassostrea gigas*, risque, mortalité, prédation, étoiles de mer, bigorneaux perceurs, Risco

Keywords : Bay of Quiberon, oyster, *Crassostrea gigas*, risk, mortality, predation, starfish, oyster drills, Risco

sommaire

1. Introduction	9
2. Matériel et Méthodes	10
2.1. Estimation des mortalités in situ, en 15 stations.....	10
2.2. Imagerie sonar et vidéo sous-marine (et enquête).....	13
3. Résultats.....	15
3.1. Les prédateurs observés	16
3.1.1. Bigorneaux perceurs.....	16
3.1.2. Etoiles de mer	17
3.1.3. Dorades	18
3.2. Distribution et densité des étoiles de mer et des bigorneaux perceurs.....	19
3.3. Les mortalités expérimentales imputables à ces prédateurs	22
3.3.1. Mortalités par perceurs et étoiles de mer	22
3.3.2. Mortalités par dorade.....	25
3.4. L'absence d'entretien, facteur favorisant des prédateurs.....	25
3.4.1. L'inexploitation des parcs	25
3.4.2. Le défaut d'entretien des bordures.....	27
3.4.3. Influence de l'élevage en «cages»	28
4. Discussion.....	30
4.1. Evolution dans l'abondance des prédateurs ?.....	30
4.1.1. Bigorneaux perceurs.....	30
4.1.2. Etoiles de mer.....	31
4.1.3. La prédation par dorades	32
4.2. Impact des prédateurs sur la morphologie des huîtres	33
4.3. L'implication des prédateurs dans les mortalités d'huîtres en baie de Quiberon.....	34
4.4. L'incidence des mortalités d'huîtres sur la prédation en baie de Quiberon.....	35
4.5. Moyens de lutte contre les prédateurs en baie de Quiberon.....	35
Bigorneaux perceurs.....	35
Etoiles de mer.....	35
Dorades	36
5. Conclusion	36
Bibliographie.....	37

1. Introduction

Avec une production d'huîtres creuses *Crassostrea gigas* de l'ordre de 15 000 tonnes par (avant la crise des mortalités), réalisée sur 2685 ha, la baie de Quiberon a longtemps été l'un des premiers bassins conchylicoles nationaux. Des atouts naturels et notamment la protection par la presqu'île de Quiberon à l'ouest, ont permis la mise en culture de 163 parcelles totalisant 2685 ha (source DDTM/DML/2010). Le mode d'élevage diffère de l'élevage traditionnel en poches sur estran, puisque les huîtres sont cultivées directement sur un sol sablo-vaseux, en zone subtidale (3 m à 11 m de profondeur). Les opérations d'entretien portent essentiellement sur un « nettoyage » du sol, à la drague, entre deux élevages, un passage régulier de « fauberts¹ » pour capturer les étoiles de mer, un hersage éventuel pour aplanir le sol et désensabler les huîtres. La récolte, au bout de 2-3 ans d'élevage se fait à la drague au moyen de barges ostréicoles.

Durant une trentaine d'années, l'élevage dans ce secteur a été compétitif par rapport à l'élevage sur estran. Au cours de la saison 2006 cependant, les mortalités d'huîtres creuses adultes ont atteint un niveau insoutenable pour les entreprises. A ces surmortalités d'huîtres creuses de taille marchande est venue se rajouter la crise nationale des mortalités de jeunes huîtres à partir de 2008. La perte de rentabilité a conduit la plupart des entreprises à se désengager de la baie de Quiberon : d'environ 80 concessionnaires exploitants, le nombre d'entreprises actives en baie a chuté à une dizaine entre 2007 et 2011.

Suite à ces mortalités constatées par les ostréiculteurs en fin d'été 2006, le Comité Régional de la Conchyliculture de Bretagne Sud (CRC-BS) a réalisé une enquête auprès des concessionnaires de la baie, au mois de mars 2007. La distribution des mortalités déclarées lors de cette enquête a mis en évidence une spatialisation marquée des mortalités (figure 1), concentrées pour l'essentiel dans la partie la plus profonde et la plus envasée de la baie, au-delà de 6-8 m de profondeur. Plus précisément, deux gradients de mortalité croissante ont pu être identifiés : l'un vers le large (approximativement nord-sud) et l'autre vers l'est (approximativement est-ouest).

Pour tenter d'expliquer ces mortalités anormales et éclairer l'ensemble des risques conchylicoles en baie de Quiberon, le programme Risco a été élaboré, supporté par le Pôle Mer Bretagne et financé par le Conseil Régional de Bretagne. Dans le cadre de ce programme associant socio-professionnels et scientifiques, un protocole d'étude a été appliqué durant l'année 2010, visant à évaluer notamment l'impact du sédiment et des prédateurs. L'analyse du rôle des prédateurs est présentée ici.

¹ Système tracté sur le fond, constitué d'un écheveau de cordages détournés, sur lesquels s'accrochent les étoiles de mer

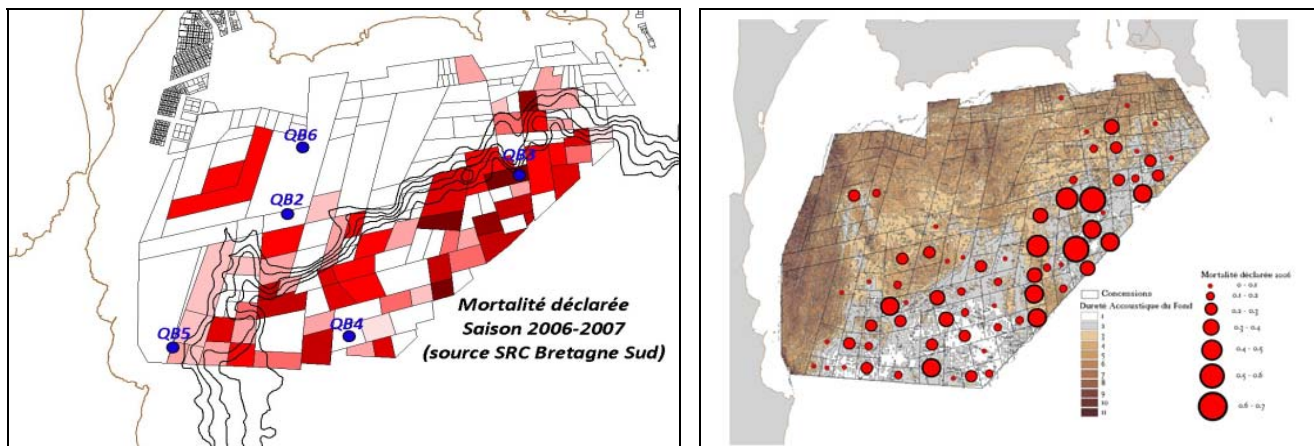


figure 1 : répartition spatiale des mortalités déclarées par les concessionnaires en mars 2007. A gauche : document source CRC-Bretagne Sud sur lequel sont représentées les isolignes entre 5 m et 9 m de profondeur ; à droite : mortalités déclarées en sus de 25% considérés comme « normaux » et dureté acoustique du fond (issu d'imagerie sonar)

*L'étude **Risco**, labellisée Pôle Mer et financée par le Conseil Régional de Bretagne, traite des risques auxquels est exposée la conchyliculture en baie de Quiberon, de par son mode d'élevage spécifique (au sol en secteur subtidal) : le § 2 traite du **risque de prédation** effectif sur toutes les classes d'âge.*

2. Matériel et Méthodes

Deux approches complémentaires ont été mises en œuvre en 2010 :

- (1) une évaluation des mortalités et croissances dans des structures expérimentales immergées en 15 points, selon un protocole permettant d'évaluer notamment la **contribution des prédateurs** aux mortalités.
- (2) une observation du fond, par **imagerie sonar et vidéo sous-marine**, utile pour révéler la répartition des étoiles de mer sur le domaine concédé, en lien éventuel avec le sédiment et les stocks coquilliers.

2.1. Estimation des mortalités in situ, en 15 stations

Les caractéristiques spécifiques de l'élevage en Baie de Quiberon que sont l'élevage au sol et l'absence d'enceintes de protection des huîtres laissaient suspecter deux facteurs de mortalité : le sédiment et les prédateurs. Le protocole a donc été élaboré pour permettre d'évaluer et de discriminer l'effet de ces deux facteurs.

15 stations ont été sélectionnées sur le domaine d'étude, pour couvrir toute la gamme des profondeurs et les différents types de sédiment, préalablement connus. Avec l'aval des concessionnaires, des structures expérimentales garnies d'huîtres ont été immergées au coin des parcs au mois d'avril 2010.

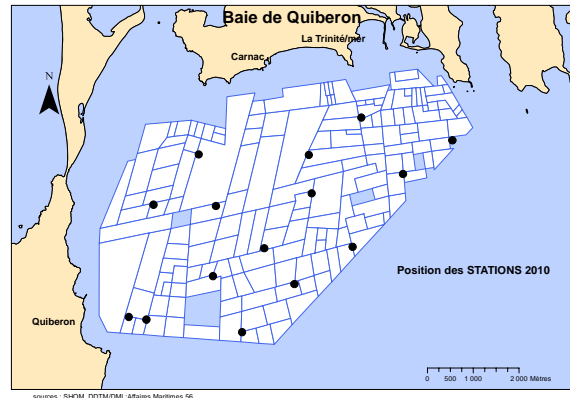


figure 2: localisation des 15 stations expérimentales suivies en 2010

Chaque **structure expérimentale** est un parallélépipède rectangle en acier galvanisé de longueur 1,20 m, largeur 1,20 m et hauteur 0,6 m (figure 3). Elle a été conçue pour permettre de tester les facteurs suivants : âge des huîtres (1 an / 2 ans), position par rapport au sol (sur le sol / surélevé), exposition aux prédateurs (exposé / protégé). On ne décrira ici que l'expérimentation sur les huîtres de 2 ans. Il s'agit d'huîtres de 21 mois au départ (origine naturelle), prégressées à proximité, en rivièrè de Crac'h. Elles ont été disposées à raison de 150 par lot, selon 3 modalités : (1) surélevées et protégées (dans une poche grillagée), (2) au sol et protégées (coiffées d'une demi-poche grillagée), (3) au sol et sans protection. Les deux lots d'huîtres au sol sont disposés sur un filet souple de manière à être absolument au contact du sol². *Ces huîtres au sol diffèrent cependant des huîtres de semis professionnels par le relevage mensuel susceptible de minimiser l'impact réel du sédiment.*

² chaque huître est collée à l'extrémité d'un fil de quelques cm dont l'autre extrémité est nouée au filet (pour qu'elle reste en place lors de la pose et du relevage des cadres).

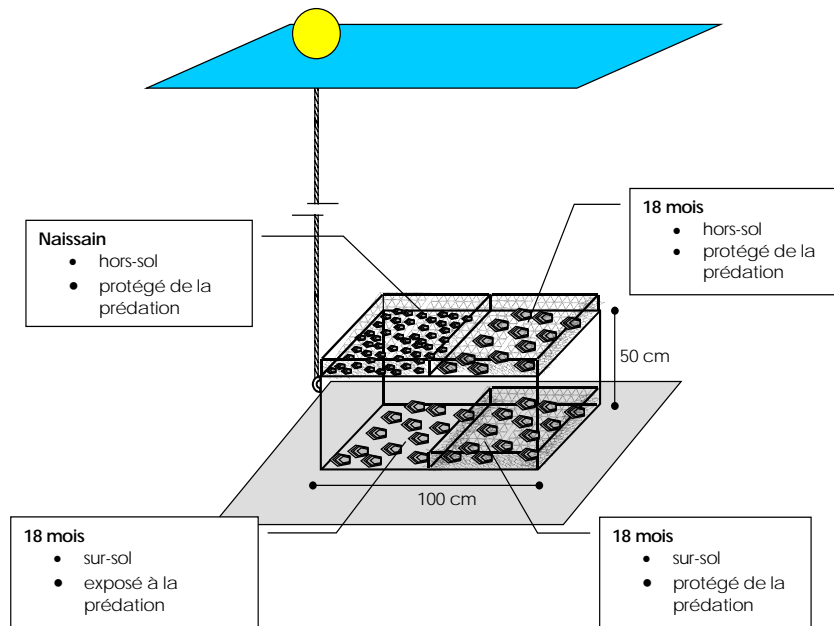


figure 3 : plan des structures expérimentales disposées aux 15 stations

Les visites mensuelles, entre avril 2010 et février 2011, ont mobilisé une barge ostréicole pour la manipulation des structures expérimentales (figure 4).



figure 4 : barge ostréicole et cadres expérimentaux mobilisés en 2010 (et 2011)

A chaque visite, les huîtres étaient comptées (mortes/vivantes) et un échantillon de 30 prélevé pour biométrie et analyses. En outre les prédateurs étaient identifiés et dénombrés. Pour que l'effet d'attraction des prédateurs soit constant au fil des mois, les huîtres mortes du lot sans protection étaient remplacées chaque mois (à partir d'un lot d'huîtres identiques en réserve). La mortalité par prédation au sol a été estimée en retranchant à la mortalité du lot exposé (double effet sol + prédateurs) la mortalité du lot protégé (effet sol uniquement). La part due aux bigorneaux perceurs est identifiable par le trou laissé sur les coquilles (figure 9). Le reste est attribué aux étoiles de mer dans la mesure où aucun autre prédateur n'a été observé (pas de trace de prédation par poisson, sous forme de brisure de coquille notamment).

Un protocole d'observation contrôlée de la mortalité des huîtres et des prédateurs déployé en 2010 en 15 stations a permis d'évaluer chaque mois l'effet de ce de facteur de mortalité, dans les conditions expérimentales.

2.2. Imagerie sonar et vidéo sous-marine (et enquête)

Selon la méthode développée par Blanchard (2009), une campagne de caractérisation du fond de la Baie de Quiberon a été mise en oeuvre en juin 2010 au niveau des concessions ostréicoles (figure 5). Les images acquises par **sonar interférométrique** de 250 kHz (Géoswath) ont permis d'analyser la nature du sédiment ainsi que les peuplements coquilliers (huîtres en élevage, crépidules...) susceptibles d'attirer les prédateurs (Leclerc et al., 2010).

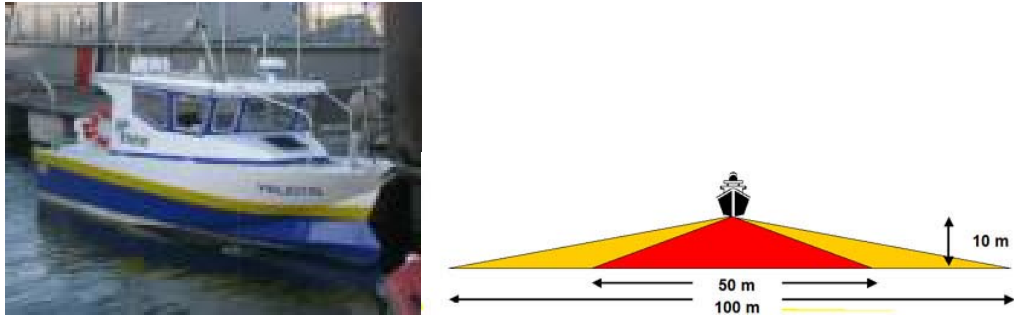


figure 5 : navire *Haliotis* utilisé pour acquisition d'images sonar, avec indication à droite de la fauchée pour la bathymétrie (rouge) et l'imagerie sonar (jaune).

Les images sonar acquises ont donné lieu à un essai d'estimation automatique des stocks coquilliers, à l'aide du logiciel SonarScope (Quinsat et al. 2011). Cette analyse a permis de circonscrire au sein d'un ensemble complexe de textures les zones coquillières parmi lesquelles ont pu être repérés des parcs ostréicoles ou des semis particuliers (figure 6). La méthode cependant n'a pas permis de distinguer les huîtres des autres coquillages présents en forte densité (crépidules). En outre, cette capacité de discrimination ne s'est pas révélée opérationnelle dans les zones de sédiment grossier (confusion entre coquillages et graviers).

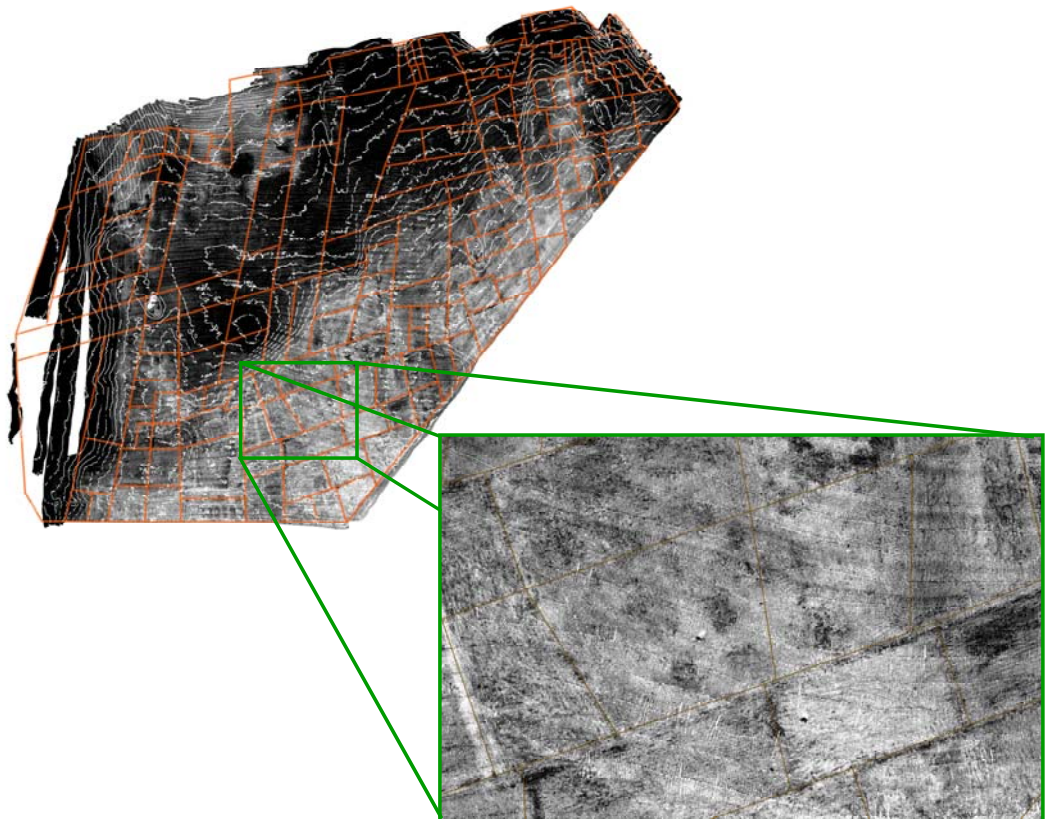


figure 6 : images de sonar interférométrique sur lesquelles on peut distinguer des bordures de parc ostréicole ou des zones de semis

Pour compléter l'information acquise par sonar en matière de peuplements benthiques, une campagne par **vidéo sous-marine** tractée (équipement et protocole de Gilles Hervé, Ifremer-Toulon) a été effectuée autour des 15 stations expérimentales où étaient évaluées les mortalités (figure 7) : [Leclerc et al. \(2010\)](#). Elle a permis de préciser la répartition et la densité des huîtres et de les discriminer des crépidules (*Crepidula fornicata*) au sein des stocks coquilliers indistincts de l'image sonar. Surtout, elle a mis en évidence la répartition des étoiles de mer et fourni une estimation de leur densité.



figure 7 : parcours de vidéo sous-marine tractée, autour de 15 stations de la Baie de Quiberon ; photo de droite : caméra video « mobidic » tractée (Gilles Hervé, Ifremer-Toulon)

En parallèle **une enquête** a été diligentée par « Cochet-environnement » auprès des 64 entreprises ostréicoles de la baie de Quiberon. Elle a renseigné sur l'occupation des parcs ostréicoles et permis de repérer ceux dont l'exploitation avait cessé à la suite des mortalités de 2006.

Une campagne d'imagerie sonar et une de vidéo sous-marine ont été mises en œuvre au cours de l'été 2010 afin d'identifier la nature du fond, l'occupation coquillière et la présence de macro-prédateurs, informations croisées avec l'occupation réelle des parcs obtenue par enquête.

3. Résultats

L'expérience en 15 stations a permis d'identifier les principaux prédateurs de la baie (poissons exceptés), de mettre en évidence leur répartition spatiale et l'évolution mensuelle de leur abondance, et surtout de quantifier leur incidence en termes de mortalités d'huîtres. En situation réelle, sur le terrain, l'observation par vidéo notamment a révélé la répartition effective des étoiles de mer *in situ*, en lien avec certains facteurs d'exploitation tels que l'entretien des parcs ou des bordures de parcs.

3.1. Les prédateurs observés

Les prédateurs de coquillages peuvent être des crabes, poissons, oiseaux, invertébrés (mollusques gastéropodes, étoiles de mer)... Dans cette expérience, deux groupes de prédateurs ont été observés : des bigorneaux perceurs et des étoiles de mer. Des poissons (les dorades en particulier) ont pu également occasionner de lourdes pertes sur des semis professionnels.

3.1.1. Bigorneaux perceurs

Les **bigorneaux perceurs** identifiés appartiennent à deux espèces de la superfamille des Muricidés : *Ocenebra erinacea*, espèce indigène de la côte atlantique (des îles britanniques aux Açores) et *Pteropurpura* (ex. *Ocinebrellus*) *inornata*, espèce de l'océan Pacifique introduite accidentellement avec les importations d'huîtres japonaises au début des années 70, depuis le Japon et le Canada (Martel et al., 2004)³. Cette dernière espèce n'a été repérée dans le bassin de Marennes-Oléron qu'en 1995 (De Montaudouin et al. 2000), et en baie de Quiberon en 2000 (Bouget et al. 2001). Elle a pu se répandre dans les différents bassins ostréicoles par les transferts de naissain et d'huîtres adultes. A la saison de reproduction, les géniteurs se regroupent sur des supports (roches, coquilles...) sur lesquels les femelles vont accrocher des sacs ovigères (figure 8) : 30 à 40 par femelle, chaque capsule contenant de 10 à 60 larves (Barthelemy, 1991 ; Pigeot, 2000). Leur reproduction peut être printanière et automnale (Garcia-Meunier et al. 2004). Au bout de 7 semaines, ces sacs vont libérer directement des juvéniles benthiques (Sauriau, 2002). L'absence de stade larvaire pélagique limite la dispersion spatiale de l'espèce. Cependant *O. erinacea* possède un velum qui lui permet de nager pendant 3 à 5 jours (Gibbs 1996), ce qui n'est pas le cas de *P. inornata*. Ces gastéropodes sont adaptés à la prédation grâce à un organe de forage (Carriker, 1959) à action mécanique et chimique (anhydrase carbonique). Ils peuvent repérer leurs proies et en particulier les individus moribonds par chimiotactisme et s'orienter par rapport aux courants⁴ (Grangeré, 2002). Leur consommation a pu être évaluée expérimentalement entre 0.2 et 0.4 huître (de 30 g) par perceur par mois, en saison chaude (Martel, 2003). Elle diminue en hiver (Garcia-Meunier et al. 2004). Les huîtres sont préférées aux palourdes et aux coques, en particulier les huîtres de petite taille, percées préférentiellement (Grangeré, 2002 ; Glize, 2003) :

figure

9.



figure 8 : bigorneaux perceurs adultes (à gauche) et sacs ovigères (à droite)

³ opération RESUR : directement avec le naissain importé du Japon (Grizel, 1991) ou depuis le Canada lui-même infesté depuis le Japon dans les années 1920

⁴ Selon l'étude Garcia-Meunier (2004), *O. erinacea* s'orienterait vers le courant, alors que *P. inornata* effectuerait une recherche aléatoire des proies.



figure 9 : naissains d'huîtres percés (photo Elodie Fleury)

En baie de Quiberon, comme dans la plupart des secteurs ostréicoles, opèrent **deux espèces de bigorneaux perceurs** adaptés au forage des coquilles d'huîtres : ***Ocenebra erinacea*, et *Pteropurpura inornata***

3.1.2. Etoiles de mer

Deux espèces d'**étoiles de mer** ont également été observées (figure 10) : *Asterias rubens*, étoile commune de la côte Atlantique et *Marthasterias glacialis* dont l'aire de répartition est plus boréale (jusqu'en Islande).

La biologie de l'étoile de mer *Asterias rubens* est bien connue. Après une phase de repos sexuel durant l'été, les gonades se développent en automne pour atteindre la maturité en janvier. La ponte survient à partir du mois de mars-avril sur nos côtes (Guillaumin, 1984). Les larves sont planctoniques durant 8 à 12 semaines. Après métamorphose, les larves se fixent sur des substrats benthiques tels que les macro-algues ou le maërl (substrat très apprécié).



figure 10 : photo de gauche : les deux espèces étoiles de mer : *Asterias rubens* (à gauche) et *Marthasterias glacialis* (à droite). Photo de droite : étoiles de mer sur lot d'huîtres non protégé

De grandes fluctuations d'abondance peuvent être observées selon les années. La quantité de jeunes étoiles de mer recrutées chaque année dépend principalement de l'effort de reproduction et de la survie larvaire. L'effort de reproduction est en lien avec

l'accumulation de réserves et donc l'abondance de proies (Barker et Nichols, 1983). La survie larvaire dépend, quant à elle, principalement de la température (Guillou, 1996), mais aussi de la salinité (salinité requise pour une survie totale des larves : entre 24 à 34 g/l selon les sites d'après Sarantchova (2001)) ainsi que de leur nourriture phytoplanctonique (Hart, 1991). En sortie d'hiver, il semble y avoir une migration des étoiles de mer depuis leur refuge hivernal en zone subtidale (milieu moins agité et plus stable au plan physico-chimique, moins sujet par exemple aux dessalures) vers des zones de nourrissage représentées notamment par les secteurs conchylicoles côtiers (Sloan et Aldridge, 1981). Les étoiles de mer tendent à remonter le courant (rhéotactisme) vers leur source de nourriture, mais peuvent rebrousser chemin en présence d'eau dessalée ou désoxygénée (Castilla et al., 1973). L'agrégation d'étoiles de mer permet également l'augmentation du taux de fécondation lors des émissions de gamètes au moment de la remontée des températures printanières (Gallagher et al., 2008). Des variations d'abondance d'étoiles de mer ont pu aussi être mises en relation avec celles de leurs proies (bivalves) et de leurs propres prédateurs tels que les étoiles du genre *Luidia* (Guillou, 1996).

La croissance, saisonnière, est ralentie en hiver ou en conditions défavorables (dessalures, stress d'émersion...). Elle est très variable selon la nourriture disponible (Guillou, 1983). Au cours du premier été, les jeunes étoiles atteignent la taille d'un ou deux centimètres. Par la suite, la croissance peut varier très largement en fonction de la disponibilité alimentaire. Même si la plupart des astéries sont omnivores, Hancock (1955) a montré une préférence alimentaire pour les moules, les crépidules, et même les bigorneaux perceurs (observation confirmée en bac durant cette étude). La durée de vie varie de une à quelques années (plus longue quand la croissance est lente).

L'espèce *Marthasterias glacialis* occupe préférentiellement à zone subtidale. Ses proies sont variées, incluant notamment les bivalves (Verling et al. 2003). Les deux espèces se déplacent en fonction des courants (rhéotaxie) et localisent leurs proies par des chimiorécepteurs au niveau des tentacules ((Gallagher et al., 2008).

*Deux espèces d'étoiles de mer, attirées par les huîtres ou les crépidules, sont également présentes : Asterias rubens
Marthasterias glacialis*

3.1.3. Dorades

Certaines espèces de **poissons** ont également la capacité de se nourrir de coquillages : raies, balistes, dorades... Les dorades royales, *Sparus aurata*, sont notamment à l'origine de l'effondrement des élevages de moules en suspension en Méditerranée dans les années 2000. L'espèce, essentiellement carnivore, dispose d'une dentition adaptée au bris de coquilles (Marteil, 1976). Dans cette étude, ce n'est que sur des semis d'huîtres témoins et non sur les structures expérimentales qu'une prédation par poissons (probablement des dorades) a été décelée (figure 11).



figure 11 : dorade royale, *sparus aurata* (gauche) et huîtres brisées de baie de Quiberon (juillet 2010).

*La dorade royale, **sparus aurata**, est devenue un prédateur majeur des huîtres en élevage en baie de Quiberon, depuis quelques années, même si nos structures expérimentales ne l'ont pas révélée en 2010.*

3.2. Distribution et densité des étoiles de mer et des bigorneaux perceurs

Les comptages mensuels sur les structures d'élevage ont permis d'estimer l'abondance et la distribution spatiale et temporelle des étoiles de mer et des bigorneaux perceurs. Pour les étoiles de mer, les images vidéo ont fourni une estimation supplémentaire en juillet 2010.

L'analyse de la **répartition** de ces deux groupes de prédateurs sur ces structures expérimentales en baie de Quiberon révèle une spatialisation très nette (figure 12). Les bigorneaux perceurs ont été observés surtout au centre-sud de la baie (leur extension maximale vers le nord ayant été observée au mois d'octobre). Les étoiles de mer pour leur part occupent un domaine différent, principalement au nord-est de la baie. Cette répartition tirée des observations sur les 15 structures expérimentales corrobore tout à fait celle révélée *in situ* et à plus grande échelle par vidéo en juillet 2010. Les secteurs ouest et nord de la baie apparaissent relativement préservés de ces deux types de prédateurs.

Il semble y avoir exclusion (non recouvrement) entre les zones de répartition respective de ces 2 groupes de prédateurs : cette exclusion pourrait s'interpréter par la prédation exercée par les étoiles de mer sur les bigorneaux perceurs (Hancock, 1955), vérifiée expérimentalement en bacs lors de notre étude. En moyenne annuelle, les densités peuvent aller jusqu'à 61 bigorneaux perceurs par cadre et celles des étoiles de mer jusqu'à 6 par cadre, dans les stations les plus impactées. Ce comptage sur les cadres aboutit cependant à une densité nettement supérieure à celle visualisée par vidéo, autour des mêmes stations. En moyenne, la densité d'étoiles de mer sur un cadre correspond à la densité de 200 m² au sol : effet d'attraction sans doute imputable à la concentration d'huîtres expérimentales.

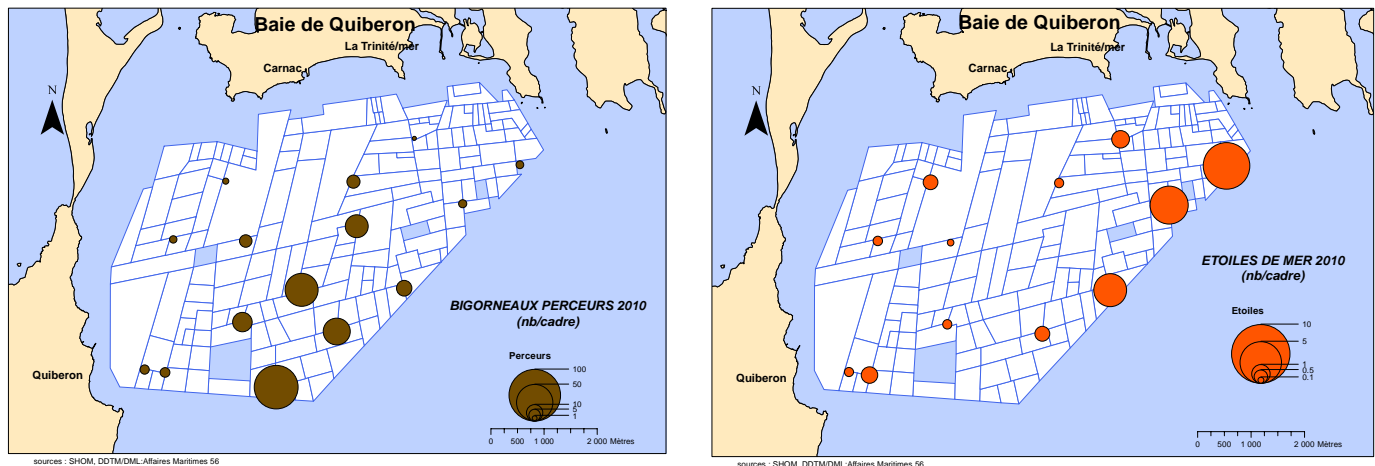


figure 12 : distribution spatiale des bigorneaux perceurs (gauche) et des étoiles de mer (droite), sur les cadres, en 2010.

L'évolution de la densité au cours du temps, apparaît très différente selon le groupe de prédateurs (figure 13). La densité des bigorneaux perceurs est assez constante entre avril et novembre (de l'ordre de 5 perceurs par m²), à l'exception du mois d'octobre où elle apparaît 10 fois plus élevée : cette recrudescence ce mois-là s'explique certainement par un regroupement des perceurs sur les structures pour l'accouplement et la reproduction (de très nombreuses pontes ont été observées à ce moment)⁵. La prédation par perceurs n'a d'ailleurs pas augmenté au mois d'octobre. L'espèce introduite (*P. inornata*) domine jusqu'en septembre et l'espèce indigène (*O. erinacea*) ensuite (figure 14). La régularité d'abondance le reste du temps doit s'expliquer par la faible capacité de déplacement de ces organismes et l'absence de dissémination au stade larvaire : au moins deux classes d'âge ont pu être identifiées, avec une nette prédominance de bigorneaux adultes.

S'agissant des étoiles de mer, l'évolution de leur densité est très marquée avec un maximum au printemps (près de 50 étoiles par m² de structure, en moyenne des 15 stations) et une diminution jusqu'en fin d'été (minimum de 3 étoiles au m² en septembre). L'interprétation la plus probable de cette recrudescence printanière est qu'après ponte (février-mars), les étoiles de mer migreraient de leurs zones de refuge hivernal plus profondes, vers des zones d'alimentation que sont les parcs ostréicoles (Monique Guillou, comm. pers.). La diminution d'abondance entre avril et septembre peut correspondre à l'action combinée de la mortalité naturelle, de l'effort de contrôle exercé par les ostréiculteurs (passage de fauberts) et de la migration. La cinétique est très similaire chez les deux espèces (figure 14). Entre les 2 espèces, le pourcentage d'*Asterias* observé sur les structures expérimentales n'est que de 44% (38% en juillet), alors qu'il est de 73% sur les images vidéo de juillet 2010 : l'effet d'attraction des cadres pourrait être plus fort sur les *Marthasterias* ?

⁵ Dans une étude expérimentale sur le bassin de Marennes-Oléron, Garcia-Meunier et al. (2004), concluaient à une seule saison de ponte pour l'espèce locale (printemps) et deux pour l'espèce introduite (printemps, automne). Cette dernière fournirait un effort de reproduction (nombre d'œufs par femelle 15 fois supérieur).

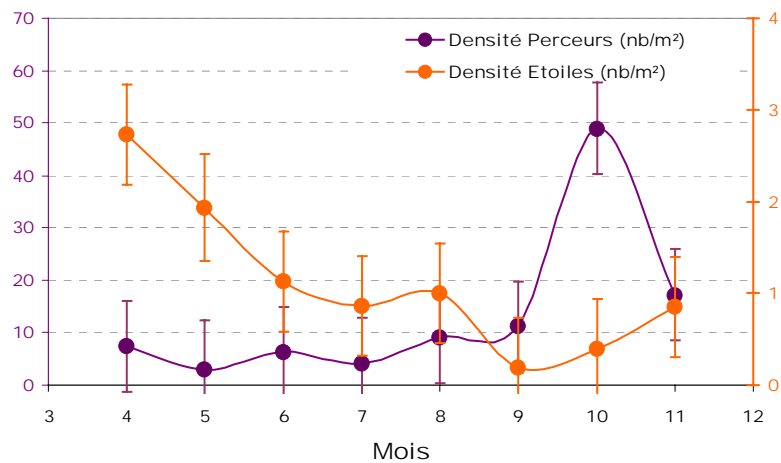


figure 13 : évolution mensuelle de la densité observée des bigorneaux perceurs et des étoiles de mer.

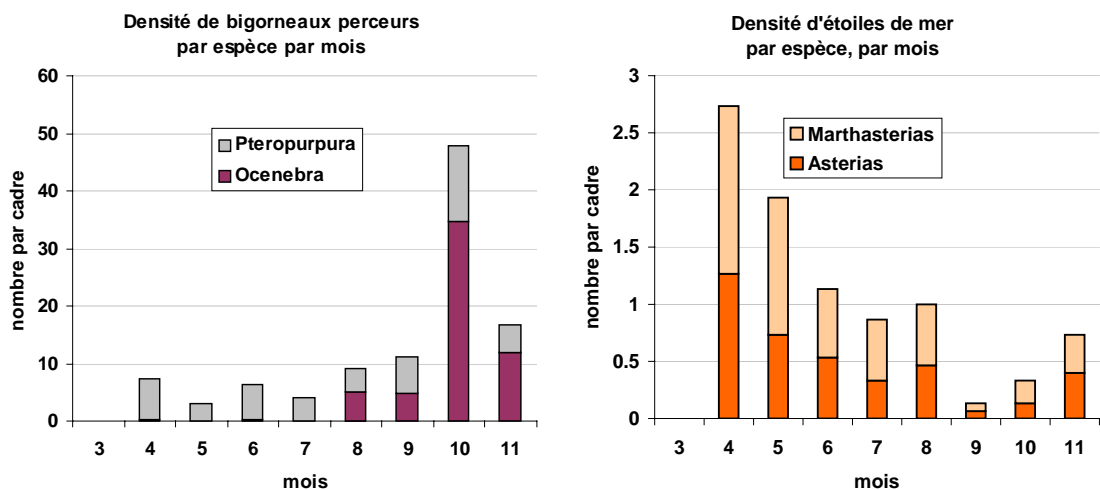


figure 14 : évolution mensuelle de la densité observée des bigorneaux perceurs et des étoiles de mer, par espèce

Les bigorneaux perceurs sont présents toute l'année entre avril et novembre, surtout au sud de la zone concédée en baie de Quiberon. Les étoiles de mer régressent en densité sur la même période et colonisent surtout l'est de la baie. Il se peut que les étoiles de mer aient consommé ou repoussé les bigorneaux perceurs de leur aire de répartition.

3.3. Les mortalités expérimentales imputables à ces prédateurs

Le protocole de suivi et le système expérimental adopté permettent d'évaluer les mortalités induites par les étoiles de mer et les bigorneaux perceurs (Deviarni, 2011). Par contre, l'estimation des pertes par dorades est indirecte et moins précise.

3.3.1. Mortalités par perceurs et étoiles de mer

La distribution spatiale des pertes par prédation, reproduit logiquement celle de l'abondance des prédateurs (figure 15). Ces pertes par cadre dépassent 24 huîtres par mois en moyenne dans la zone la plus profonde de la baie : dans les stations les plus impactées, elles ont pu atteindre jusqu'à 30 huîtres par mois sous l'effet des bigorneaux perceurs et 113 huîtres par mois sous l'effet des étoiles de mer. *Ces valeurs sont cependant exacerbées par l'effet d'attraction des cadres et non extrapolables à un élevage au sol.* Cette répartition spatiale des mortalités d'huîtres par prédation en 2010, coïncide très largement avec celle des mortalités de 2006 : l'interprétation issue des images sonar et vidéo en fournira une interprétation.

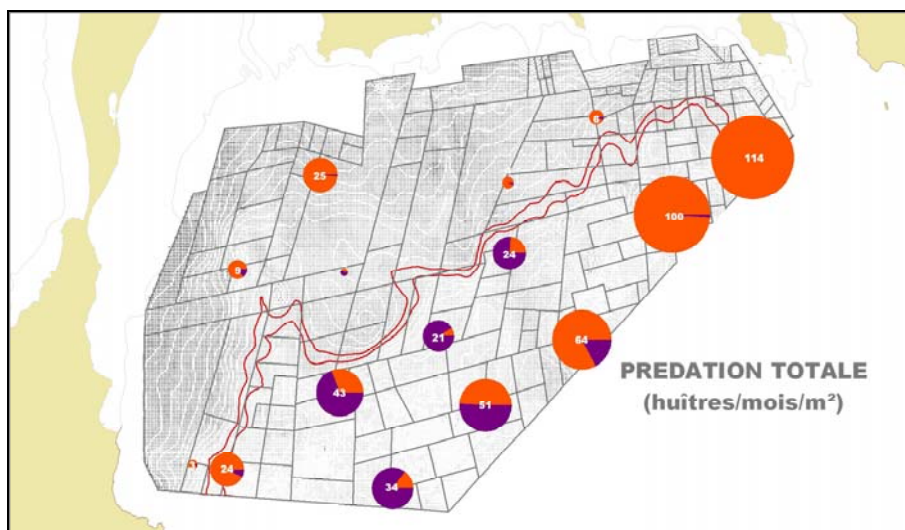


figure 15 : répartition spatiale de la mortalité d'huîtres par étoiles de mer (orange) et bigorneaux perceurs (violet)

Comme la densité des prédateurs, la mortalité d'huîtres par prédation évolue au cours de l'année. Celle due aux perceurs est maximale entre avril et août (10-15 huîtres/m²/mois) (figure 16) ; celle imputable aux étoiles de mer décroît entre un maximum de plus de 50 en avril à un minimum de 10 huîtres/m²/mois entre septembre et novembre (figure 17).

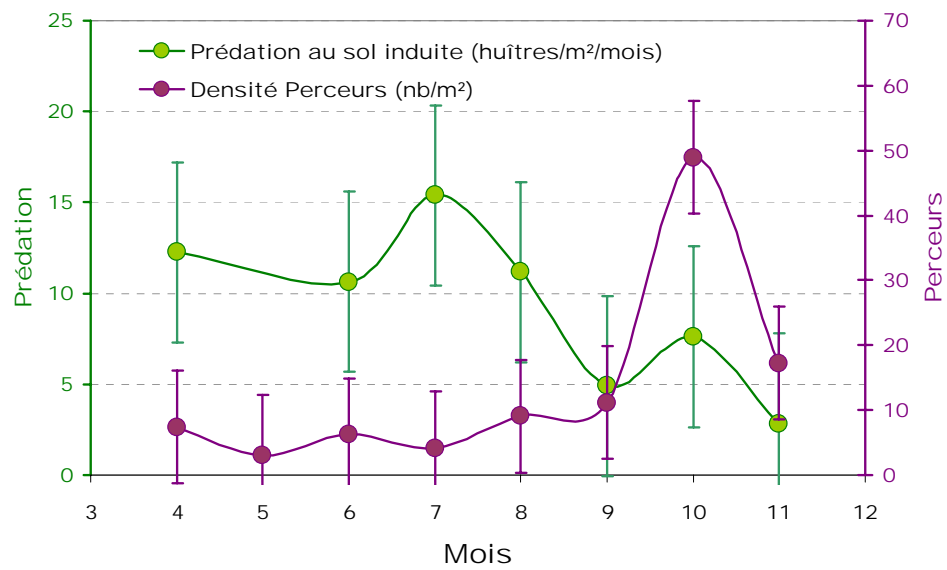


figure 16 : densité de bigorneaux perceurs et mortalité induites sur les structures expérimentales

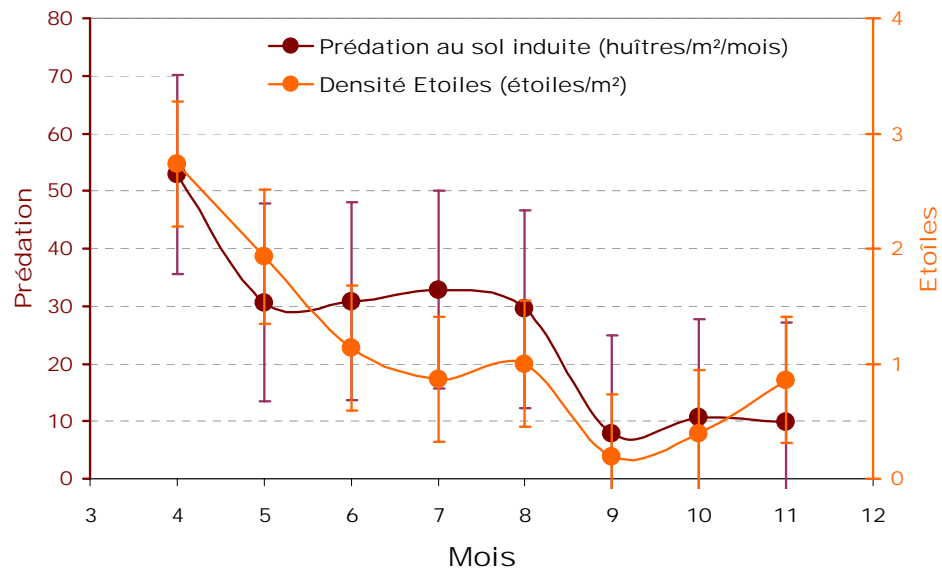


figure 17 : densité d' étoiles de mer et mortalités induites sur les structures expérimentales

La figure 18 récapitule la prédation attribuable aux 2 catégories de prédateurs tout au long de l'année : le cumul décroît depuis 60 huîtres par m² en avril, jusqu'à 10 huîtres par m² en novembre. La perte par prédateur est d'environ 1/3 pour les perceurs et 2/3 pour les étoiles, toutes stations confondues (très différent selon les stations cependant).

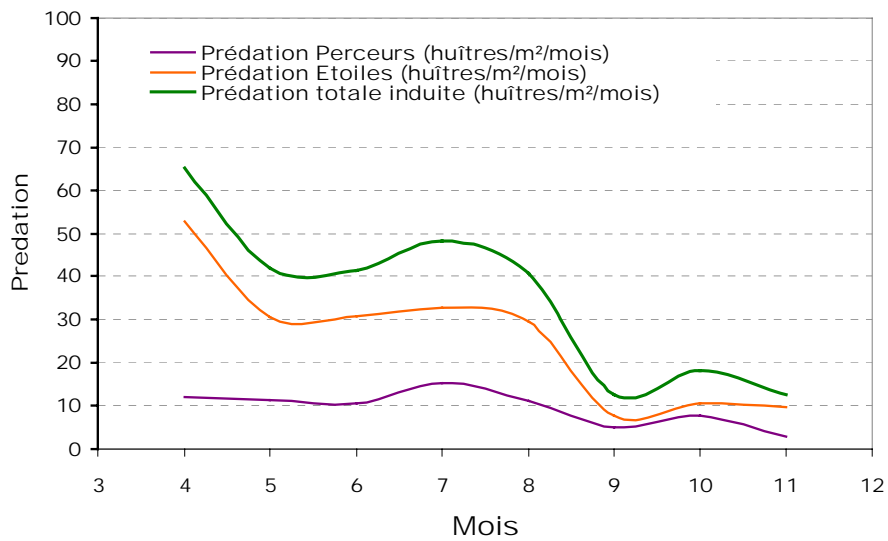


figure 18 : mortalité mensuelle d'huîtres, par groupe de prédateur et cumulée

En divisant la prédation totale par le nombre de prédateurs, on obtient la consommation de proies par prédateur observé ou efficacité de prédation apparente⁶ (figure 19) ; ainsi, les 2 types de prédateurs ont la plus forte consommation individuelle en période chaude⁷ : juillet pour les perceurs (4 huîtres par perceur, par mois), entre juin et septembre pour les étoiles de mer (25 huîtres par étoile par mois, soit près d'une par jour). La même saisonnalité a été mise en évidence sur le bassin de Marennes-Oléron (Garcia-Meunier, 2004).

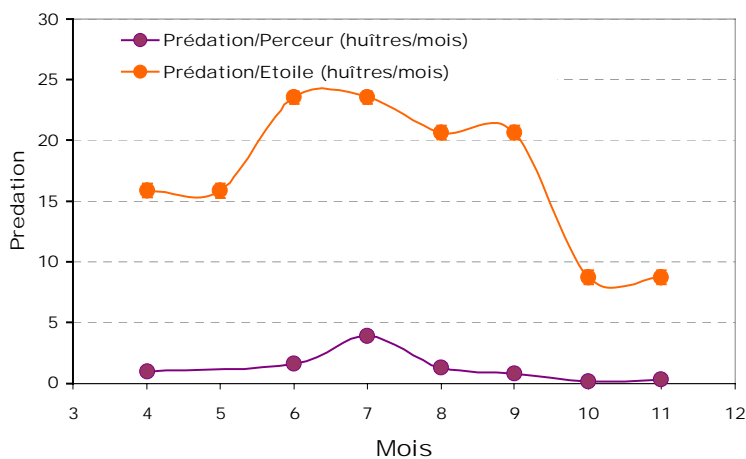


figure 19 : évolution mensuelle de l'efficacité de prédation des bigorneaux perceurs et des étoiles de mer.

⁶ Cette consommation par prédateur apparent est à distinguer de la consommation effective d'un prédateur individuel, du fait du renouvellement probable des prédateurs sur ces structures. Par contre, l'évolution mensuelle doit être représentative.

⁷ La consommation de l'espèce locale, déterminée expérimentalement sur le bassin de Marennes-Oléron serait supérieure à celle de l'espèce introduite (Garcia-Meunier, 2004).

Les consommations d'huîtres évaluées ici sont rapportées à un nombre de prédateurs susceptible de se renouveler sur les installations ouvertes à la prédation. Par conséquent, cet effort de prédation par prédateur observé ne représente pas l'effort de prédation d'un même prédateur non renouvelé. C'est pourquoi nos estimations sur des structures ouvertes sont considérablement plus élevées que celles évaluées dans le bassin de Marennes-Oléron dans des structures expérimentales où des bigorneaux perceurs étaient enfermés : 1.3 huîtres / perceur renouvelé / mois en moyenne, contre 0.34 huîtres / perceur non renouvelé / mois en moyenne (Garcia-Meunier, 2004)⁸.

*La prédation exercée sur les huîtres est **maximale entre avril et août**, et environ **3 fois plus forte par les étoiles de mer** que par les bigorneaux perceurs.*

3.3.2. Mortalités par dorade

Parallèlement aux suivis en cadres, 2 semis témoins portant sur 4000 huîtres de 2 ans ont été effectués directement au sol, en deux stations R07 (Men-er-roué, centre-ouest) et R15 (sud-ouest). Au mois de juillet 2010, une prédation massive a été observée sur l'un des deux semis (R07), imputable aux poissons (très probablement des dorades selon les observations des professionnels). Au relevage final (fin janvier 2011), la mortalité était quasi-totale sur les deux semis, imputable pour l'un (R07) aux dorades, et pour l'autre (R15) aux bigorneaux perceurs.

3.4. L'absence d'entretien, facteur favorisant des prédateurs

L'enquête de Cochet-Environnement a permis de définir si un parc était exploité ou non, et selon quel mode d'élevage : au sol / en cage. L'analyse des images vidéo va permettre d'identifier **3 conditions favorables à la prolifération d'étoiles de mer** : l'inexploitation des parcs, l'absence d'entretien des bordures et l'élevage en cages.

3.4.1. L'inexploitation des parcs

Les images vidéo permettent de visualiser le sédiment et les peuplements coquilliers, et de reconnaître notamment s'il s'agit d'huîtres ou de crépidules, à faible ou forte densité (figure 20). Leur analyse montre, dans la zone la plus profonde, une quantité élevée de parcs inexploités, Sur les parcs au sud, l'**envahissement par les crépidules** est

⁸ L'évolution de la taille des huîtres serait également à considérer : entre 10 g et 35 g dans cette étude ; 30 g dans l'étude de Marennes-Oléron.

important. Sur ceux du nord-est, les zones coquillières mises en évidence par sonar correspondent pour une bonne part à des huîtres mortes laissées en place (en partie colonisées par des crépidules). La répartition des étoiles de mer visualisée sur les parcours vidéo met en évidence assez nettement une **plus grande densité d'étoiles de mer sur les concessions inexploitées** au nord-est de la zone (figure 22). L'absence de passage de fauberts et la présence de crépidules (figure 21) peuvent expliquer cette concentration d'étoiles de mer très significative, sur les parcs inexploités (figure 23).

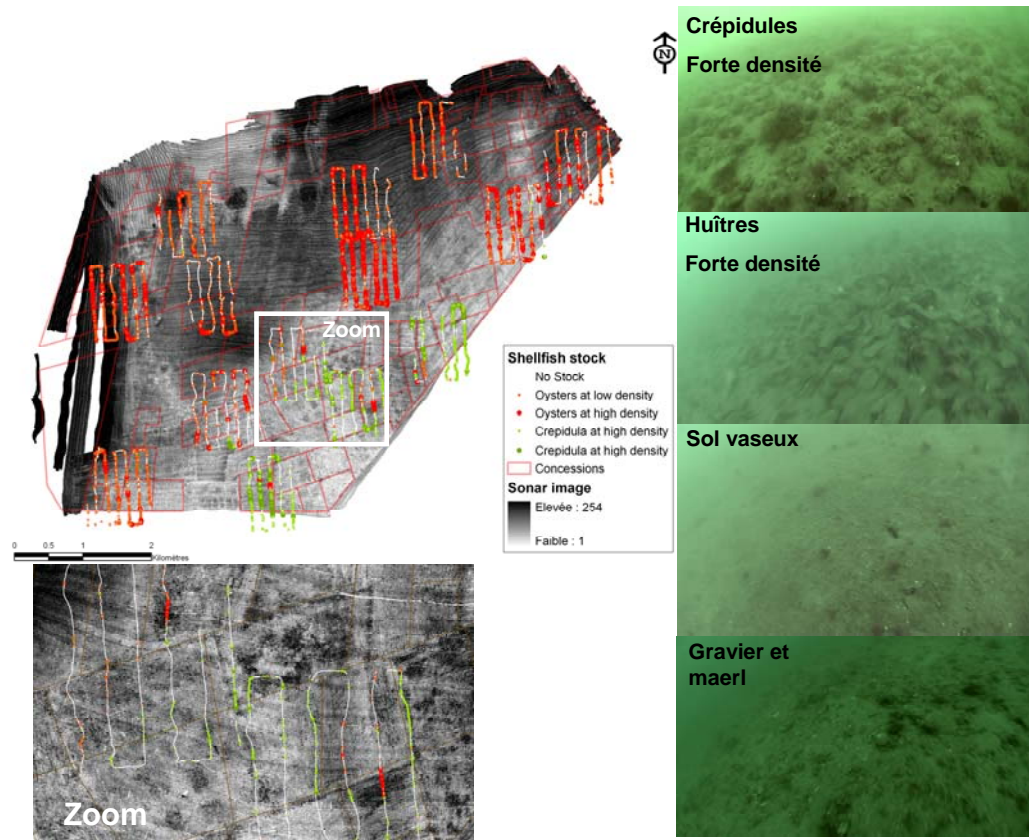


figure 20 : parcours vidéo, permettant de définir les zones garnies d'huîtres (en rouge), ou de crépidules (en vert)



figure 21 : image vidéo : étoile de mer sur crépidules

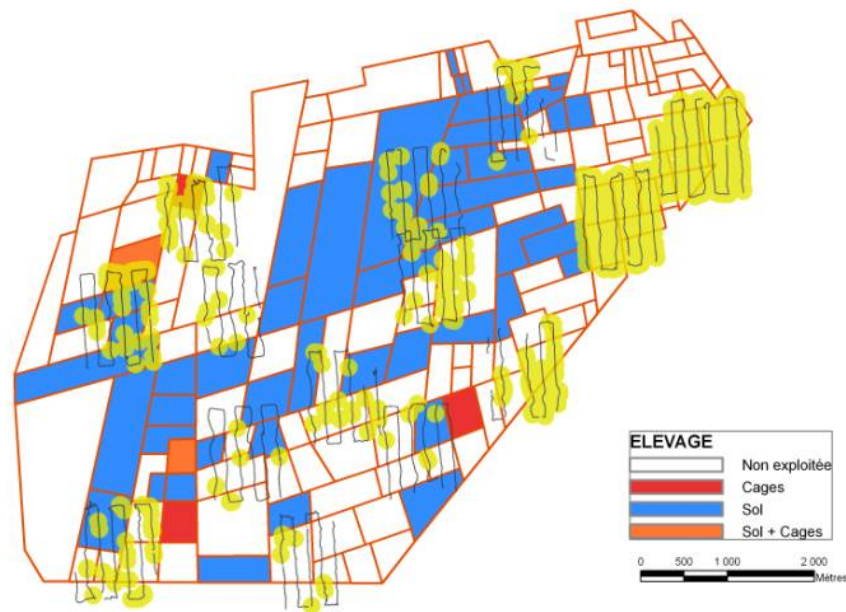


figure 22 : influence de l'occupation des concessions sur la répartition des étoiles de mer (les points jaunes représentent les observations d'étoiles de mer en vidéo sous-marine).

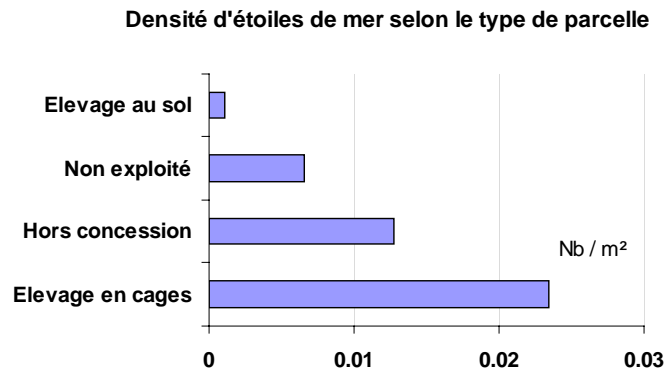


figure 23 : effet de l'inexploitation et du mode d'élevage sur la densité d'étoiles de mer

3.4.2. Le défaut d'entretien des bordures

Le comptage des étoiles de mer sur images vidéo, rapporté à la distance des bordures des concessions montre qu'il y a en moyenne deux fois plus d'étoiles de mer le long des bordures des parcs qu'ailleurs : figure 24. Les étoiles de mer peuvent utiliser ces bordures, moins entretenues et parfois colonisées par les crépidules comme zones refuge.

Ce phénomène induit un lien entre la taille des parcelles et le risque de prédation par étoiles de mer : les bordures représentant un pourcentage de la surface totale d'autant

plus fort que la concession est petite⁹, cet « effet bordure » est plus important proportionnellement pour les petites concessions. Ce facteur peut expliquer en partie la surdensité d'étoiles de mer observées au nord-est où les parcelles sont de plus petite dimension.

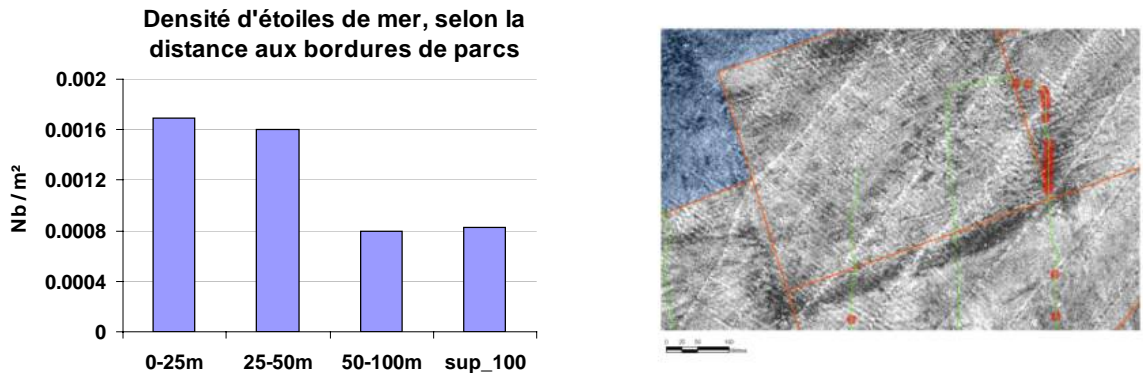


figure 24 : densité d'étoiles de mer selon la distance aux bordures de parcs exploités (gauche) et observation d'étoiles par vidéo, le long d'une bordure (ronds rouges).

3.4.3. Influence de l'élevage en « cages »

Un mode d'élevage en « cages », cadres métalliques posés au sol, dans lesquels sont insérées des poches ostréicoles, se développe depuis quelques années : il protège les huîtres de la prédation et les éloigne du sédiment. Les trajets vidéo sur ces parcs révèlent de fortes concentrations d'étoiles de mer que l'on peut relier à l'absence de passage de fauberts du fait de ces structures (figure 25). Les parcs consacrés à ce mode d'élevage peuvent représenter des lieux de concentration d'étoiles de mer préjudiciables pour les parcs voisins exploités traditionnellement.

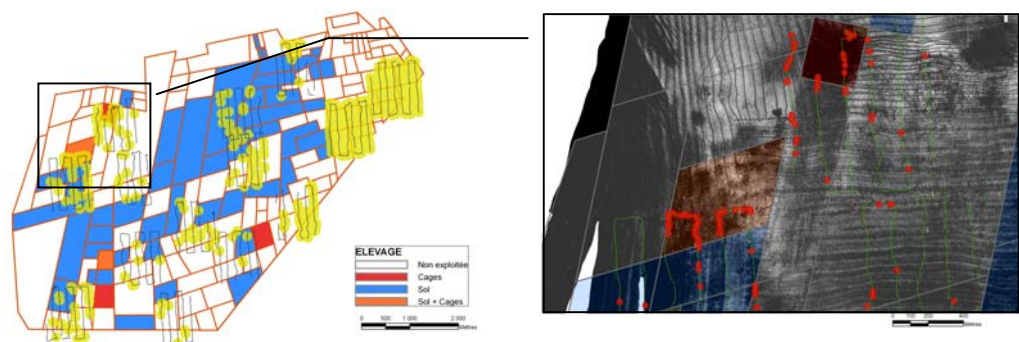


figure 25 : concentration d'étoiles de mer (points rouges sur les trajets figurés à droite) sur les parcelles occupées par des cages

⁹ Effet bordure et taille des concessions : longueur de bordure = 4 L (pour une concession carrée de côté L). Surface concession = L² => rapport bordure / surface = 4L/L² = 4/L : inversement proportionnel au côté de la concession : effet bordure plus fort pour une petite concession.

La répartition des étoiles de mer visualisée sur les parcs-mêmes par vidéo se révèle tout à fait concordante avec celle obtenue sur cadres expérimentaux, ce qui valide la méthode expérimentale (figure 26).

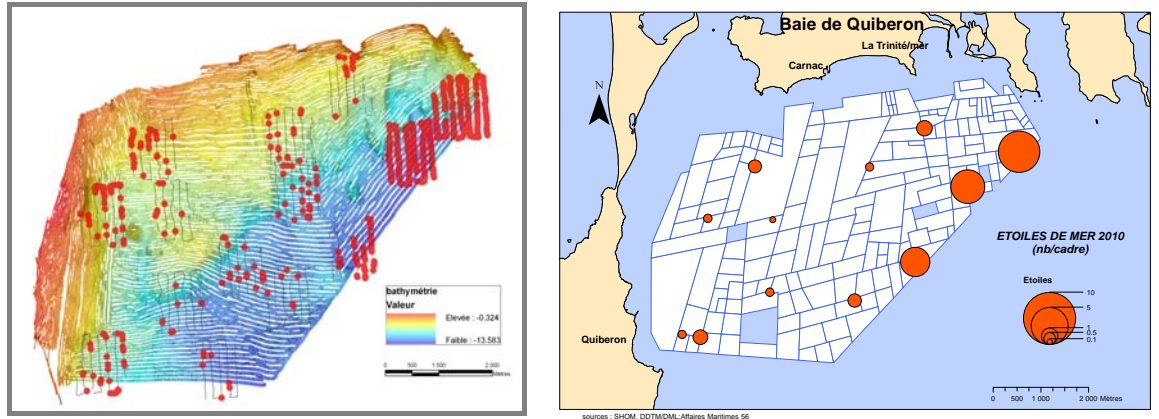


figure 26 : similarité de répartition des étoiles de mer, selon l'observation vidéo (gauche) et le dénombrement sur cadres expérimentaux (droite)

*La **densité d'étoiles de mer**, qu'elle soit quantifiée aux 15 stations d'observation ou plus largement par vidéo sous-marine **apparaît maximale sur les parcs inexplorés envahis de crépidules, ou sur les bordures de parcs.***

4. Discussion

Cette étude a mis en évidence la répartition de certains prédateurs sur les concessions ostréicoles durant l'année 2010 et a permis d'évaluer leur impact potentiel en l'absence de pratiques de contrôle et d'entretien. Des questions restent posées qui méritent discussion, sur l'évolution d'abondance de ces prédateurs au fil des années et sur leur contribution aux mortalités observées par les professionnels.

4.1. Evolution dans l'abondance des prédateurs ?

Peu d'études ont évalué des densités de bigorneaux perceurs ou d'étoiles de mer en baie de Quiberon et les protocoles sont rarement comparables. En 1985, des estimations de densité d'étoiles de mer ont été réalisées par traits de drague de 200 m de long, en bordure des concessions (Guillaumin, 1985). En 2001, une estimation a été faite par plongée sur 18 concessions et une enquête a permis de reconstituer un indice d'abondance d'étoiles de mer entre 1990 et 2001 (Mazurié *et al.*, 2001). En 2010, la présente étude a évalué des densités de perceurs et d'étoiles de mer mais sur des structures particulières (cadres expérimentaux) ; elle a aussi fourni des estimations de densité d'étoiles de mer par vidéo sous-marine.

4.1.1. Bigorneaux perceurs

La répartition spatiale des bigorneaux perceurs observée lors de cette expérience en 2010 rappelle celle de l'évaluation en plongée en 2001 (figure 27).

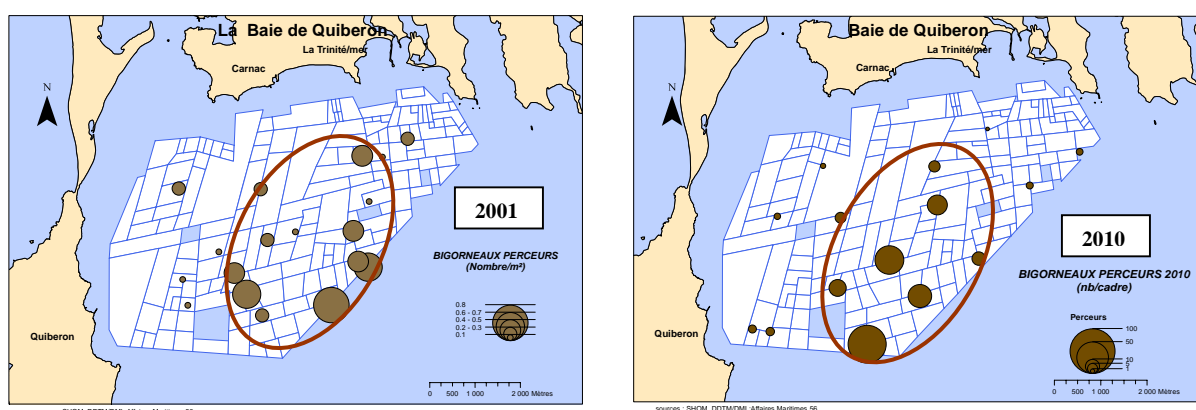


figure 27 : répartition spatiale des bigorneaux perceurs : comparaison 2001, 2010

L'augmentation de densité observée entre 2001 et 2010 peut aussi s'interpréter comme un artefact lié à l'effet d'attraction des cadres sur les perceurs (Tableau 1). L'évolution de l'abondance des bigorneaux perceurs est probablement plus liée aux pratiques culturelles (entrées/sorties correspondant aux semis/relevages) qu'aux conditions environnementales (l'absence de larves pélagiques enlève un facteur de variabilité).

Tableau 1 : densité de bigorneaux perceurs au cours de différentes campagnes

Bigorneaux perceurs (nb / m ²)	2001 Plongées (juin et octobre)	2010 Cadres (mai à décembre)*
Densités les plus faibles	0.07	(1)
Densités les plus fortes	0.8	(68)

* effet attractif des cadres => non représentatif de la densité au sol

Les bigorneaux perceurs étaient déjà plus nombreux au sud de la baie en 2001 : l'évolution de leur abondance d'année en année doit être liée aux pratiques culturales (semis, récoltes, entretien).

4.1.2. Etoiles de mer

L'enquête de 2001 illustre une forte **variation inter-annuelle** de la pression exercée par les étoiles de mer sur l'activité ostréicole entre 1990 et 2001 (figure 28). Ensuite, selon les observations rapportées dans le tableau 2, le nombre d'étoiles sur les concessions semble avoir diminué entre 2001 (plongées) et 2010 (vidéo), mais la baisse de 2010 pourrait refléter aussi la diminution du stock d'huîtres cultivées après les mortalités massives de 2006 (tableau 2). L'année 2011 a été, selon les pêcheurs et les mytiliculteurs, une année de très forte abondance d'étoiles de mer. Au bilan, il semble y avoir de fortes variations inter-annuelles dans l'abondance des étoiles de mer, en raison notamment de l'impact des conditions climatiques sur la survie larvaire (larves pélagiques).

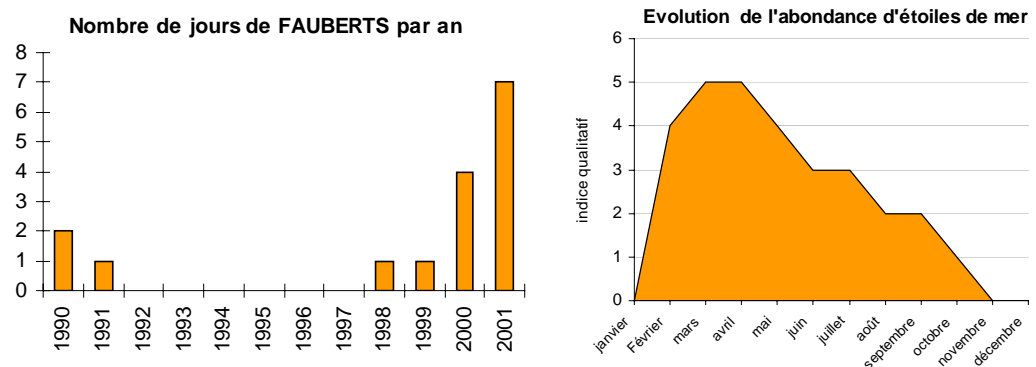


figure 28 : évolution interannuelle (gauche) et mensuelle (droite) d'un indice d'abondance des étoiles de mer entre 1990 et 2001 (7 enquêtés).

tableau 2 : densité d'étoiles de mer au cours de différentes campagnes

Etoiles de mer (nb / m ²)	1985 : autour des concessions	2001 Plongées (juin et octobre) sur concessions	2010 Vidéo (juillet)	2010 Cadres * (mai à décembre)
Densités les plus faibles	<0.01	<0.01	<0.01	(<0.1)
Densités les plus fortes	> 0.3	0.4	0.07	(6.1)

* effet attractif des cadres => non représentatif de la densité au sol

L'évolution mensuelle de densité des étoiles de mer observée en 2010 correspond à celle identifiée en 2001 (figure 28, à droite).

La répartition spatiale des étoiles de mer en baie de Quiberon évaluée en 1985, 2001 et 2010, semble également relativement stable (figure 29). Ces distributions doivent être conditionnées par le cycle de vie de l'espèce : refuge hivernal en zone profonde, migration au début du printemps vers des zones d'alimentation que sont les parcs ostréicoles. La concentration des étoiles de mer au nord-est répondrait alors à des facteurs permanents, naturels (recrutement, migrations) ou anthropiques (taille des concessions) et pas seulement à l'arrêt d'entretien suite aux mortalités de 2006 sur ces concessions. Il se peut également que les étoiles de mer soient attirées dans la zone où les mortalités sont chroniquement plus élevées en raison d'hypoxies (chapitre 3).

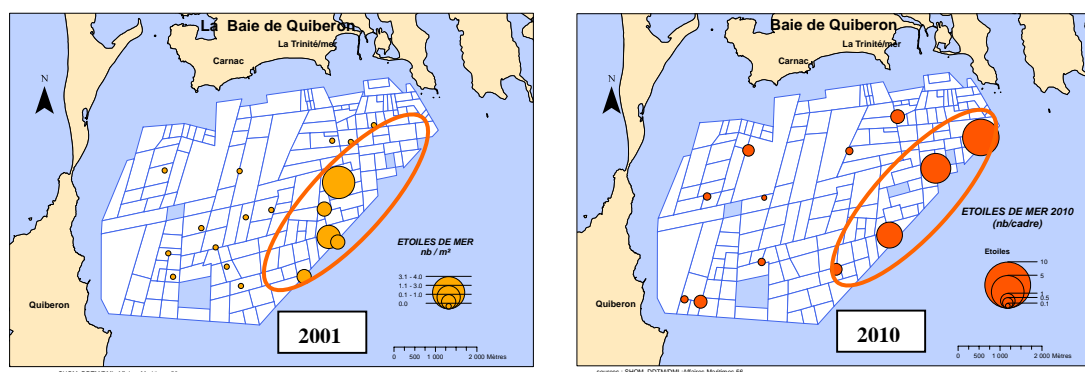


figure 29 : répartition spatiale de la densité d'étoiles de mer en 2001 (gauche) et 2010 (droite)

*Il semble y avoir de fortes variations entre 2001 et 2010 dans l'abondance des **étoiles de mer**, en raison probablement de l'impact des conditions climatiques sur la survie larvaire (larves pélagiques). Leur **surabondance au printemps et dans le secteur sud-est** semble par contre **structurelle** (migrations).*

4.1.3. La prédation par dorades

Depuis une dizaine d'années, les ostréiculteurs de la baie de Quiberon signalent des pertes croissantes par dorade royale *Sparus aurata*. Ces pertes affectent d'ailleurs également le secteur ouest de la zone concédée : on montrera dans le §3 que ce secteur est le moins sujet aux remontées d'eau profonde, froide et désoxygénée (sous l'influence des vents de nord-ouest). Sur les 15 cadres expérimentaux posés en 2010, nos tests n'ont pas mis en évidence de mortalité significative par poisson, mais des observations en plongée sur des semis professionnels ou sur la concession de l'Ifremer confirment l'existence de pertes massives due à ces prédateurs. Les débarquements à la criée de Quiberon attestent de cette augmentation ([communication A. Guillaumin](#)) : figure 30. En

bordure des parcs ostréicoles, 4 bateaux de pêche disposant d'autorisations spéciales ont capturé 23,1 tonnes de dorades royales entre 2009 et 2012.

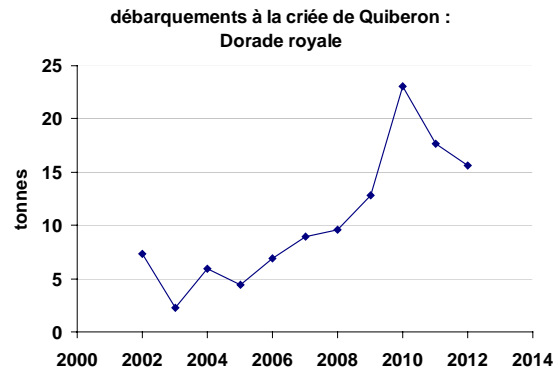


figure 30 : débarquements de dorades royales à la criée de Quiberon (source Port de Quiberon)

L'augmentation de la fréquentation par les dorades depuis les années 2000 mériterait d'être mieux comprise ; le projet « Predator » (2012-14) vise à les repousser des concessions ou à les empêcher d'y pénétrer.

4.2. Impact des prédateurs sur la morphologie des huîtres

L'épaisseur des huîtres (rapportée au poids de coquille) a eu tendance à augmenter entre avril et septembre (figure 31 gauche). Cependant, cette augmentation apparaît d'autant plus forte que le secteur est envahi de bigorneaux perceurs (figure 31 droite, à confronter à la figure 27).

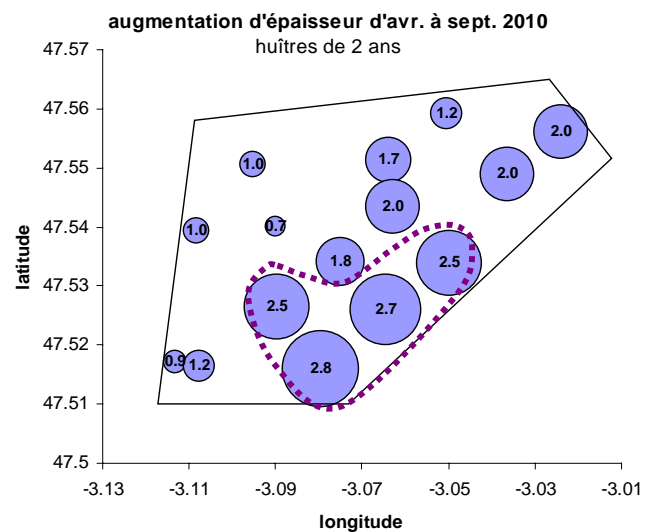
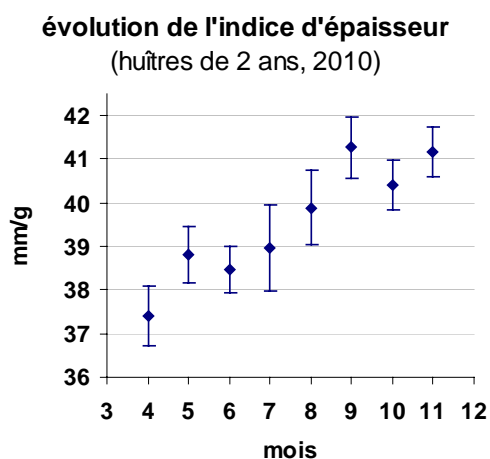


figure 31 : indice d'épaisseur des huîtres ($100 \times \text{épaisseur} / \text{poids de coquille}$) : évolution mensuelle tous secteurs confondus (gauche) ; évolution moyenne par station d'avril-septembre (droite)

Un tel épaississement des huîtres entre le printemps et l'automne n'est pas de règle ailleurs. Il coïncide spatialement plus à la répartition des prédateurs qu'à l'envasement, et parmi les prédateurs, plus à celle des bigorneaux perceurs que des étoiles de mer.

Nous avons déjà pu noter en 2008 sur les huîtres de la baie de Quiberon une coquille plus « feuilletée » dans les secteurs à bigorneaux perceurs (moyen de défense possible contre le perçage) et à surmortalité (projet Riscosol). Robert *et al.* (2002) ayant montré que les bigorneaux perceurs s'attaquent de préférence aux huîtres peu épaisses, on pourrait penser au résultat de la sélection par mortalité différentielle selon l'épaisseur. L'adaptation morphologique à la pression de prédation est observée sur de nombreuses espèces de coquillages.

Cette morphologie pourrait aussi être une adaptation à court terme des huîtres visant à entraver le perçage. Reimer *et al.* (1995) ont ainsi montré un effet possible des prédateurs sur la physiologie et la croissance des coquillages, tel qu'un épaississement de coquille. Le caractère adaptatif de ces traits a aussi été démontré par Harper & Skelton (1993). Nakaoka (2000) a ainsi montré une influence à distance d'un bigorneau sur la croissance du clam, par médiation chimique sans contact.

4.3. L'implication des prédateurs dans les mortalités d'huîtres en baie de Quiberon

On a remarqué que les mortalités d'été-automne 2006, déclarées par les concessionnaires de la baie, ont la même répartition que celles par prédation évaluées expérimentalement en 2010. Le « désengagement » des concessionnaires des secteurs les plus touchés par les mortalités de 2010 en fournit une interprétation probable. Ceci n'empêche pas que la prédation ait pu contribuer à ces mortalités en 2006-07, à deux conditions toutefois :

- a) que l'année 2006 ait été une année de surabondance de prédateurs, au point que les pratiques professionnelles courantes de contrôle des prédateurs n'aient plus été suffisamment efficaces : aucune donnée ne soutient cette option.
- b) que la répartition des prédateurs en 2006 (étoiles de mer notamment) ait déjà été celle observée en 2010, auquel cas elle ne répondrait pas seulement à la conjoncture du désengagement mais à des facteurs plus structurels : cycle des espèces (recrutement, migrations) ou conditions d'exploitation (notamment la plus petite taille des concessions au nord ouest, qui accroît l'effet de bordure) : effectivement, la même répartition d'étoiles de mer a été observée en 2001 (figure 29).

L'ampleur de **la mortalité de 2006** et sa répartition (parcs les plus profonds et envasés) fait suspecter cependant **une autre cause que les prédateurs** : une analyse développée dans la 3^{ème} partie du rapport accrédite en effet l'hypothèse de conditions hydrologiques particulièrement propices à la stratification des masses d'eau et au développement d'hypoxies, durant l'année 2006.

4.4. L'incidence des mortalités d'huîtres sur la prédation en baie de Quiberon

Les mortalités d'huîtres ont conduit nombre d'ostréiculteurs à cesser l'exploitation de leurs parcs les plus touchés. L'envahissement par les crépidules et l'arrêt du passage des fauberts ont favorisé la multiplication des étoiles de mer dans ces secteurs à mortalités : en **conséquence différée des mortalités**. Mais en pleine exploitation aussi, l'affaiblissement ou la surmortalité dans le même secteur peuvent être de nature à attirer les prédateurs, au moins les bigorneaux perceurs (Grangeré, 2002)¹⁰ : en **conséquence immédiate des mortalités**.

4.5. Moyens de lutte contre les prédateurs en baie de Quiberon

Morgane Jouan (2011) a récapitulé les méthodes disponibles, pour le compte du CRC de Bretagne Sud.

Bigorneaux perceurs

Il est essentiel d'éviter l'introduction au moment du semis en opérant un tri préalable. A sec, un tri par calibration mécanique ou un tri manuel sur tapis sont envisageables. En eau, il est possible de séparer les bigorneaux en leur procurant des supports. Garcia-Meunier *et al.* (2004) ont préconisé un trempage de 20 minutes dans un bassin d'eau douce. Le traitement des œufs par brûlage est également possible (Robert *et al.*, 2002). Une fois introduite sur un parc, une partie des bigorneaux sera relevée avec les huîtres adultes au moment de la récolte (éviter dans ce cas de secouer la drague). Pour un nettoyage plus complet, des dragues à petites mailles sont employées par certains ostréiculteurs. Il est envisageable également d'immerger des supports de ponte au moment de la reproduction, à condition de les relever très régulièrement.

Etoiles de mer

La méthode courante consiste à tracter sur le fond des fauberts (figure 32) dans lesquels s'accrochent les étoiles de mer. Barthelemy *et al.* (1991) avait expérimenté des dragues sélectives, mais sans suite. Du fait de leur comportement migratoire, les étoiles de mer colonisent d'abord les concessions au large : la lutte contre les étoiles exercée par les concessionnaires de ces secteurs est donc profitable à toute la baie. Une action collective hors des limites sud des concessions pourrait ainsi se justifier.

¹⁰ La même attraction vers des proies moribondes ne semble pas démontrée chez *Asterias rubens*.

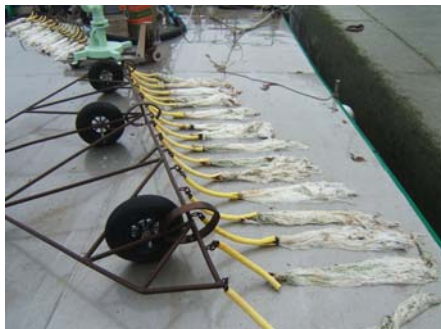


figure 32 : faubert pour capturer les étoiles de mer

Dorades

Le contrôle des dorades est difficile. Des filets sont actuellement employés par quelques professionnels. Le projet d'étude « Predator » testera en outre la possibilité de répulsion acoustique.

La lutte contre les prédateurs est prise en charge par chaque concessionnaire. Elle pourrait être de manière plus collective, étant donnée l'interdépendance entre concessionnaires.

5. Conclusion

Cette étude s'est attachée aux causes possibles de mortalités massives d'huîtres creuses, de toutes classes d'âge, enregistrées par les concessionnaires de baie de Quiberon (France, 56) à partir de 2006. Le protocole engagé en 2010, avec son volet expérimental fondé sur le suivi mensuel de 15 lots d'huîtres et son volet d'imagerie *in situ* par sonar et vidéo, a permis d'éclairer en particulier le risque lié aux prédateurs. Une spatialisation très marquée de ce risque a été mise en évidence, avec une zone à l'ouest relativement épargnée, une zone à l'est très affectée par les étoiles de mer (*A. rubens*, *M. glacialis*) et une zone intermédiaire à forte prédation de bigorneaux perceurs (*O. erinacea*, *P. inornata*). Entre ces deux groupes, la prédation est réalisée pour les $\frac{3}{4}$ par les étoiles de mer et pour $\frac{1}{4}$ par les bigorneaux. Les pertes maximales ont lieu au printemps (recrudescence d'étoiles de mer) et en été (efficacité maximale de prédation). La prédation par dorades, devenue très préoccupante ces dernières années, n'a pas pu être estimée. L'analyse met aussi en évidence l'importance des mesures d'entretien des parcs pour limiter l'incidence des prédateurs. Pour autant, la prédation n'est sans doute pas le facteur principal des mortalités de 2006, une piste environnementale basée sur le risque d'hypoxie étant explorée par ailleurs.

Bibliographie

Barker M. F. and D. Nichols (1983). Reproduction, recruitment and juvenile ecology of the starfish, *Asterias rubens* and *Marthasterias glacialis*. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 63 : pp 745-765.

Barthelemy, G. (1991). Les Principaux Predateurs et Competiteurs de la Conchyliculture. C.I.C. Section Regionale de Bretagne-Sud avec la collaboration Scientifique de la Station Ifremer de La Trinite/mer.

Blanchard Michel (2009). Recent expansion of the slipper limpet population (*Crepidula fornicata*) in the Bay of Mont-Saint-Michel (Western Channel, France). *Aquatic Living Resources*, 22(1), 11-19., Open Access version : <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/6351/>

Bouget Jean-Francois, Camus Patrick, Joly Jean-Pierre (2001). *Ocenebrellus inornatus* (Recluz, 1851), *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) : deux nouveaux gastéropodes introduits dans la Baie de Quiberon. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00092/20360/>

Carriker M.R., 1959. Comparative functional morphology of the drilling mechanism in Urosalpinx and Eupleura (muricid gastropods). Proc. XVth Inst. Con gr. Zool., London: 373-376.

Castilla J. C. and D.J. Crisp (1973). Responses of *Asterias rubens* to water currents and their modification by certain environmental factors. Netherlands Journal of Sea Research 7:171-190 (1973).

Gallagher T.; Richardson C. A.; Seed R.; et al. (2008). The seasonal movement and abundance of the starfish *Asterias rubens* in relation to mussel farming practice : a case study from the Menai Strait, UK. Journal of Shellfish Research, Volume: 27 Issue: 5.

Garcia-Meunier Pascale, Saab Lucie, Pigeot Jacques, Chevalier Guillemette, Gouletquer Philippe, Sauriau Pierre-Guy (2000). Anthropisation et introduction d'espèces exogènes: mise en place de l'analyse génétique d'une population invasive de bigorneaux perceurs *Ocenebrellus inornatus* (Recluz, 1851) dans le bassin de Marennes-Oléron. Journal de la Recherche Océanographique, 26, 28-30. Open Access version : <http://archimer.ifremer.fr/doc/00065/17582/>

Garcia-Meunier, P., coord. scientifique (2004). Etude d'une population invasive de bigorneaux perceurs, *Ocenebrellus inornatus*, dans le bassin de Marennes-Oléron. Rapport de contrat.

Grangeré Karine (2002). Caractérisation du comportement trophique d'*Ocenebra erinacea* et *Ocenebra inornata* vers l'huître creuse *Crassostrea gigas*. Rapport de maîtrise, Université de La Rochelle, 20pp.

Glize Philippe, Rémi Duquenne, (2003). Les bigorneaux perceurs de la baie de Bourgneuf :prédation sur les huîtres, validation d'un moyen de capture définition d'un moyen de lutte, rapport SMIDAP , 65 pages. <http://www.smidap.fr/rapports-et-etudes-techniques-conchyliculture.html>.

Guillou, M. (1983). La croissance d'*Asterias rubens* L. en Baie de Douarnenez (Finistère). Annales de l'Institut océanographique vol. 59, no2, pp. 141-153.

Guillou M. (1996). Biotic and abiotic interactions controlling starfish outbreaks in the Bay of Douarnenez, Brittany, France. *Oceanological Acta*, Volume: 19 , Issue: 3-4.

Guillou M., Joly-Turquin M., Leyzour S. Pernet P. and Dubois P. (2011) Factors controlling juvenile growth and population structure of the starfish *Asterias rubens* in intertidal habitats: field and experimental approaches. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. (soumis).

Guillaumin, Anne (1984). Etude de population d'étoiles de mer en baie de Quiberon, Laboratoire de cultures marines, La Trinité-sur-mer, rapport interne Ifremer.

Hancock D.A (1955). The feeding behaviour of starfish on Essex oyster beds. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, 34 (1955), pp. 313–331.

Harper and Skelton (1993). Mesozoic revolution and bivalves. *Scripta Geol., Spec. Issue 2*.

Hart Michael W. (1991). Particle captures and the method of suspension feeding by echinoderm larvae. *Biol. Bull.* 180: 12-27.

Jouan Morgane (2011). Etoiles de mer, bigorneaux perceurs : Impact et dispositifs de lutte contre ces prédateurs des cultures marines. CRC-Bretagne Sud, accueil@huitres-de-bretagne.com

Leclerc Emilie (2010). Etude des différents facteurs de mortalité des huîtres en baie de Quiberon. Rapport de stage Intechmer. Ifremer La Trinité-sur-mer.

Marteil Louis (1976). La conchyliculture française. 2eme partie. Biologie de l'huître et de la moule. *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes*, 40(2), 149-346. Open Access version : <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/1796/>

Martel C., J. M. Guarini, G. Blanchard, P. G. Sauriau, C. Trichet, S. Robert, P. Garcia-Meunier (2004). Invasion by the marine gastropod *Ocenebrellus inornatus* in France. III. Comparison of biological traits with the resident species *Ocenebra erinacea*. *Marine Biology* (2004) 146: 93–102.

Montaudouin (de) X., Sauriau P.-G., (2000). Contribution to a synopsis of marine species richness in the Pertuis Charentais Sea with new insights in soft-bottom macrofauna of the Marennes-Oléron Bay. *Cahier Biologie Marine*, 41 : 188-222.

Masahiro Nakaoka (2000). Nonlethal effects of predators on prey populations : predator-mediated change in bivalve growth. *Ecology*, 81(4), 2000, pp. 1031–1045.

Mazurie Joseph, Foucart Marie, Langlade Aime, Bouget Jean-Francois, Fleury Pierre-Gildas, Joly Jean-Pierre, Martin Anne-Genevieve (2002). Analyse des pratiques, contraintes et performances d'élevage de l'huître creuse *Crassostrea gigas*, en 2001, sur différentes concessions en eau profonde de la Baie de Quiberon : enquête auprès de 18 concessionnaires et plongées sur 18 semis d'huîtres de 2 ans, en juin et octobre 2001. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/6103/>

Martel Corine (2003). Invasions biologiques et perturbations anthropiques des écosystèmes littoraux: source, profil d'expansion et impacts d'un gastéropode marin,

Ocenebrellus inornatus, introduit accidentellement sur les côtes atlantique française. Thèse Université de La Rochelle. 122p.

Meidy Deviarni, Ika (2011). Biological and Economic Evaluation of the impact of predators on oyster mortality : a case study in Quiberon Bay, France. Master 2, UBS University, Vannes.

Pigeot J., Miramand, P., Garcia-Meunier, P., Guyot, T., et Seguignes, M., (2000). Présence d'un nouveau prédateur de l'huître creuse, *Ocenebrellus inornatus* (Récluz, 1851), dans le bassin conchylicole de Marennes-Oléron. Comptes Rendus de l'Académie des Sciences Paris. 323: 697-703.

Robert Stephane, Grangere Karine, Amiot Jean-Baptiste, Le Moine Olivier, Soletchnik Patrick, Guilpain Patrice, Seugnet Jean-Luc, Geairon Philippe, Gouletquer Philippe, Razet Daniel, Faury Nicole, Garcia-Meunier Pascale, Martel C. (2002). Approche de l'activité de prédation de l'huître creuse *Crassostrea gigas* par les bigorneaux perceurs *Ocenebra erinacea* et *Ocenebra inornata*. Régulation des populations de perceurs *Ocenebra erinacea* et *Ocenebra inornata* : survie vis-à-vis des températures négatives et action du brûlage sur des pontes naturelles. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00077/18791/>

Quinsat Kevin (2011). Segmentation dirigée d'image sonar: application à la détection des stocks d'huîtres et de crépidules en baie de Quiberon.

Sarantchova Olga L. (2001). Research into tolerance for the environment salinity in sea starfish *Asterias rubens* L. from populations of the White Sea and Barentz Sea. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. Volume 264, Issue 1.

Sauriau P-G. (2002) : Les bigorneaux perceurs des Pertuis Charentais : éléments de biologie, synthèse des moyens de lutte. Rapport au Conseil Général de Charente Maritime et à l'Université de La Rochelle, 23pp.

Sloan N. A. and T.H. Aldridge (1981). Observations on an aggregation of the starfish *Asterias rubens* L. in Morecambe Bay, Lancashire, England journal of the natural history, 15 : 407—418.

Verling E, Crook A.C, Barnes DKA and Harrison SSC. (2003). Structural dynamics of a sea-star (*Marthasterias glacialis*) population. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. 83: 583-592.