

1 POPULATIONS DE MOULES

Remarque liminaire sur la stratégie d'échantillonnage et la méthodologie retenue pour le suivi des peuplements de moules :

Lors de la réunion du CESEB du 03 décembre 2009, il a été décidé de réfléchir à une suppression ou à un allègement du suivi des peuplements de moules réalisé dans le cadre de l'avenant à la concession de la centrale hydro-électrique de Saint-Chamas (« suivi exceptionnel »). Cette décision a été entérinée par le conseil d'administration du Gipreb.

Le suivi des populations de moules a été réalisé sur 4 ans, à compter de juin 2006, et s'est poursuivi dans sa forme initiale jusqu'en mars 2010. L'approche méthodologique retenue portait à la fois sur un suivi de l'extension des moulières naturelles (indice d'abondance) et sur un suivi de leur qualité (densités, tailles, indices de conditions, etc.). Les relevés d'extension et d'abondance sont effectués, annuellement, sur l'ensemble du pourtour de l'étang et sur 4 sites témoins, par transects. Les prélèvements pour la caractérisation de la qualité des moulières et de l'intensité de captage de naissains sont réalisés à chaque saison sur les sites témoins. Un certain nombre de conclusions peuvent être apportées à l'issue de ces 4 années de suivi : les peuplements de moules sont présents sur la grande majorité du littoral de l'étang de Berre, avec des abondances qui peuvent être fortes. La gamme de salinité dans laquelle se trouve l'étang est donc compatible avec leur maintien et leur développement. L'extension des moulières vers le large, en profondeur, reste dépendante des conditions de substrat et d'oxygénation de la masse d'eau. Cette extension a été globalement stable depuis 2006. Le recrutement est régulier dans le temps et bien réparti dans le temps, ce qui témoigne d'un bon potentiel de colonisation. En revanche, la croissance des individus in-situ semble encore contrainte par les conditions du milieu, et pourrait traduire la difficulté du peuplement à atteindre sa maturité.

Les 4 années de suivi des peuplements de moules ont ainsi permis de répondre aux objectifs posés pour cet indicateur. Ce volet du suivi a donc été redéfini à partir de l'année 2010, en prenant en compte le coût humain et matériel au regard des résultats apportés. En particulier, il s'agit de s'assurer que l'abondance des moulières littorales reste stable au cours des prochaines années. Il s'agit également de conserver les moyens logistiques pour d'éventuelles campagnes d'acquisition complémentaires sur le captage de naissains ou le suivi de paramètres morphologiques.

- L'estimation semi-quantitative des abondances de moules, pour 31 transects littoraux (basé sur un Indice d'Abondance Moyen), donne une évaluation de la densité des moules à l'échelle du littoral de l'étang. Ce point de suivi est conservé ;
- Les structures pour le suivi du captage et de la croissance en poche, mises en place sur les sites témoins, seront gardées opérationnelles. Elles pourront ainsi être rapidement remobilisées pour répondre à des besoins de connaissance ponctuels.

Notons, par ailleurs, que le suivi de la macrofaune benthique est maintenu, avec un pas de temps mensuel pour les stations centrales et un pas de temps bi-annuel pour les stations côtières. *Mytilus galloprovincialis* fait partie des espèces observées.

Enfin, notons également qu'une étude prospective a été lancée en 2010 sur les possibilités de caractérisation des fonds par détection acoustique (les moulières faisant partie des types de substrats susceptibles d'être détectés par cette technique). Ce type d'acquisition devrait rendre possible une évaluation précise des surfaces couvertes par les moulières profondes.

Le présent rapport présente donc les résultats actualisés du suivi de l'extension des moulières existantes pour l'ensemble du littoral et reprend les résultats du suivi des sites témoins, de la vitalité des populations et du captage de naissains jusqu'en janvier 2010, déjà présentés dans le bilan semestriel précédent.

1.1 AXE 4 - Extension et qualité des moulières

1.1.1 Extension des moulières existantes pour l'ensemble de l'étang

La prospection, en juin 2006, 2007, 2008, 2009 et 2010, de 31 transects régulièrement répartis autour de l'étang de Berre a permis d'évaluer l'extension des populations de moules, le long du rivage (Fig. 39). Comme pour les herbiers de *Zostera noltii*, l'abondance des populations de moules, pour chacune des stations, est donnée selon un indice semi-quantitatif (IAM, Indice d'abondance moyen) qui rend compte à la fois de la fréquence et du recouvrement des moules. L'IAM peut ainsi être théoriquement compris entre 0 = absence et 600 = recouvrement de 100 % sur la totalité du transect de prospection.

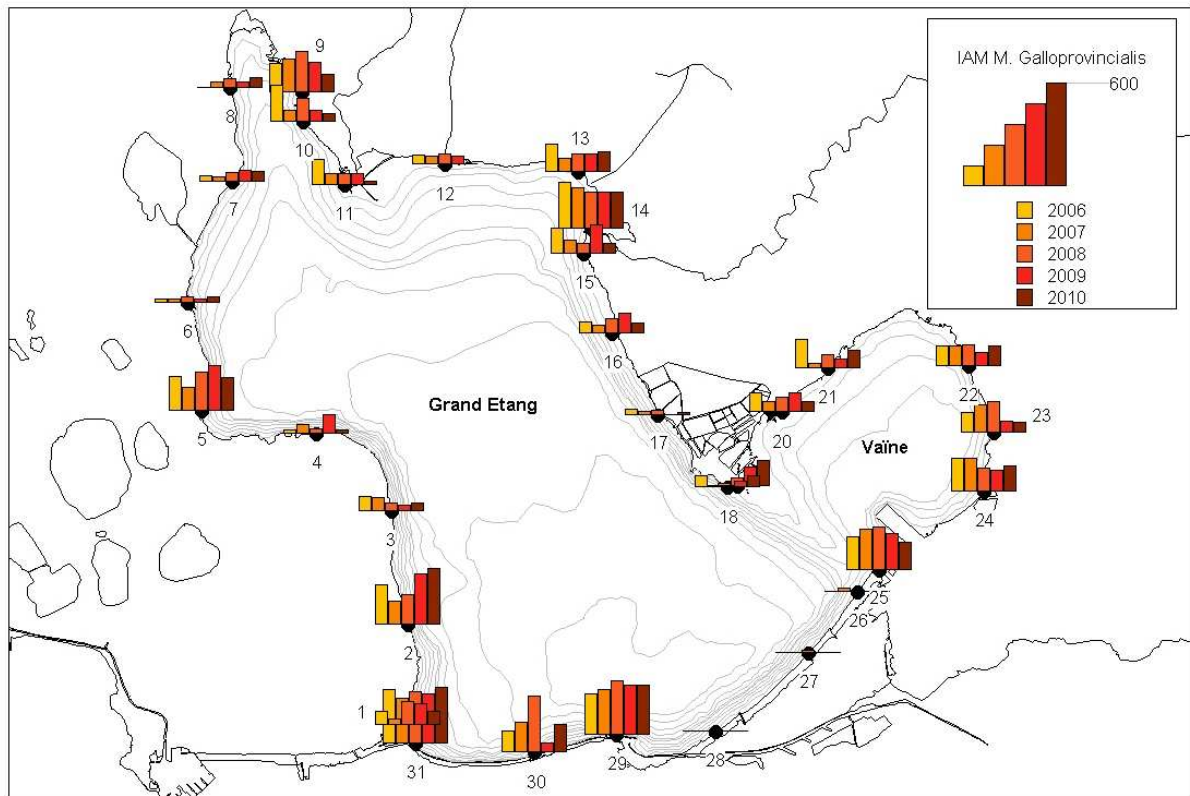


Figure 39. Répartition des populations de moules sur 31 transects du littoral de l'étang de Berre en juin 2006, 2007, 2008, 2009 et 2010.

La répartition des moulières littorales est relativement constante depuis 2006, les plus fortes abondances sont observées dans le sud du Grand étang et de l'étang de Vaine, ainsi que dans un quart nord-est du Grand Etang. Les moules sont absentes le long du cordon sableux du Jaï (stations 26 à 28). Au cours de la série temporelle, la moyenne des IAM est restée globalement stable : elle a été de 185, 152, 189, 175 et 164 respectivement en 2006, 2007, 2008, 2009 et 2010.

1.1.2 Extension et Qualité des populations sur quatre sites témoins

La prospection des fonds au niveau de quatre sites témoins A (Trois-Frères), B (Martigues), C (Ranquet) et D (Pointe de l'Arc), a également permis de préciser l'extension des populations de moules en profondeur (Fig. 40, 41, 42, 43 & Tab. 21). Les populations s'étendent de 300 à 2 300 m du rivage, selon le transect et le site considéré, la limite de profondeur des populations de moules se situant entre 6.1 et 9.8 m.

La bathymétrie semble être le critère déterminant dans l'extension des peuplements de moules vers le large : l'abondance est maximale à la côte (en particulier sur les substrats

rocheux) et diminue régulièrement avec l'éloignement et donc la profondeur. Le site de l'Arc (D) se distingue des autres sites témoins par la topographie sub-horizontale des fonds, et des populations de moules qui restent donc abondantes en s'éloignant jusqu'à plus de 1 500 m du rivage. La limite inférieure des peuplements est constituée d'individus isolés ou d'agrégats de moules d'une taille inférieure à 0.2 m et qui ne constituent pas de moulière à proprement parler.

Tableau 21. Profondeurs (m) de la limite inférieure d'extension des populations de *Mytilus galloprovincialis* le long des transects de prospection des quatre sites témoins étudiés pour la caractérisation des moulières naturelles de l'étang de Berre en 2006, 2007, 2008 et 2009. Entre parenthèses est donnée la distance entre la côte et la position de la limite inférieure.

Site	Transect	Position de la limite inférieure			
		2006	2007	2008	2009
A Trois Frères	2	9.8 (600)	9,8 (600)	9,8 (600)	9,9 (640)
	3	9.8 (390)	8,3 (210)	9,5 (350)	9,9 (500)
	4	9.6 (510)	9,4 (450)	9,4 (450)	9,7 (600)
B Martigues	1	7.8 (580)	8,0 (590)	7,9 (585)	4,0 (240)
	3	6.9 (340)	6,7 (320)	7,3(500)	7,0 (370)
	5	7.1 (600)	7,1 (600)	7,3 (700)	7,2 (660)
C Ranquet	1	6.6 (300)	6,1 (140)	6,4 (200)	7,5 (2400)
	2	6.2 (590)	5,5 (410)	6,3 (700)	7,5 (2800)
	3	6.2 (300)	5,3 (70)	6,6 (600)	7,8 (2350)
D Arc	1	7.9 (1400)	7,3 (1280)	6,7 (1300)	7,7 (2200)
	2	6.9 (1300)	6,6 (1150)	7,3 (1300)	7,5 (3200)
	3	6.5 (2300)	6,5 (1600)	6,9 (1600)	7,1 (3200)

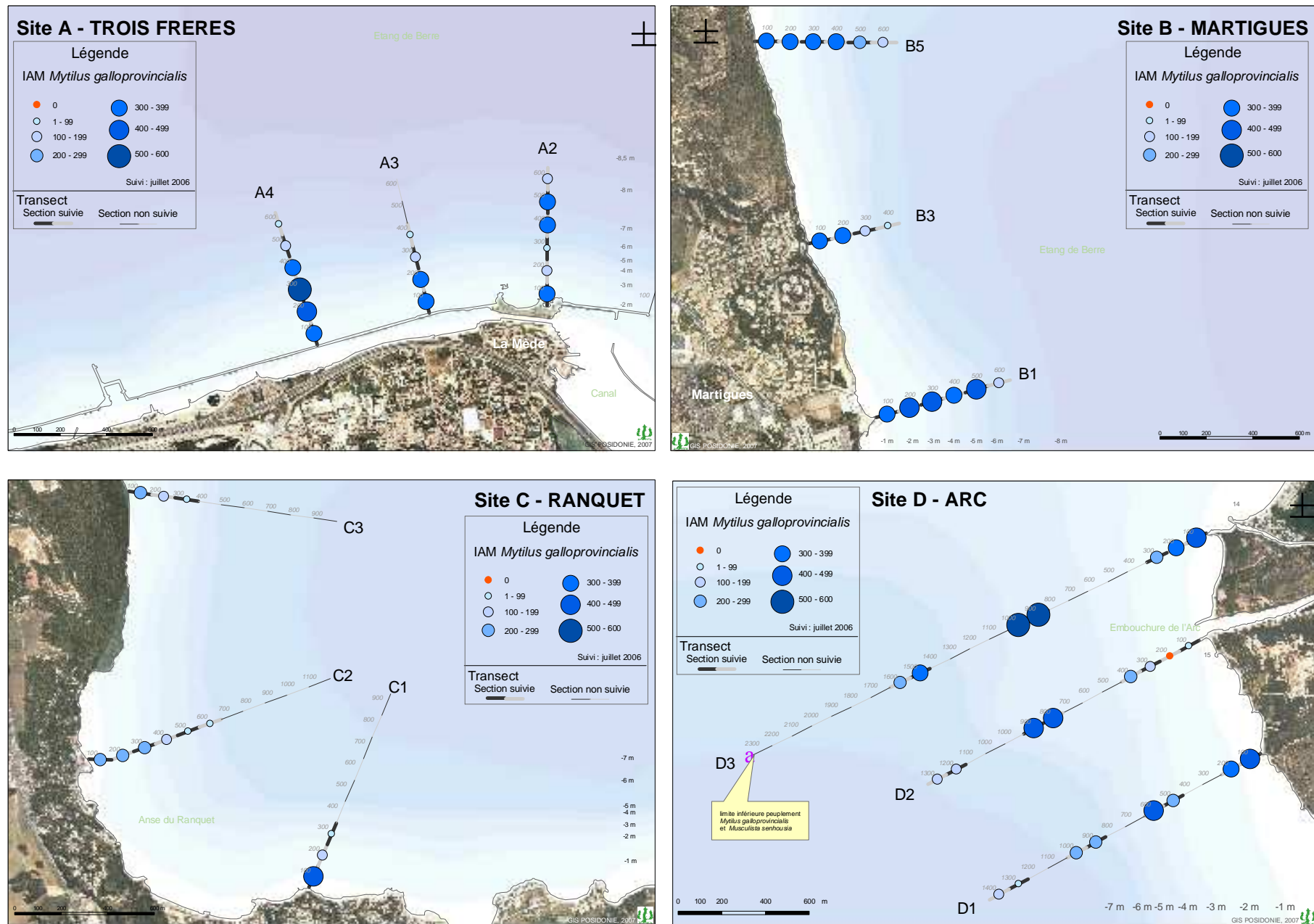


Figure 40. IAM de *Mytilus galloprovincialis* en juillet 2006 sur les quatre sites témoins étudiés pour la caractérisation des moulières naturelles de l'étang de Berre.

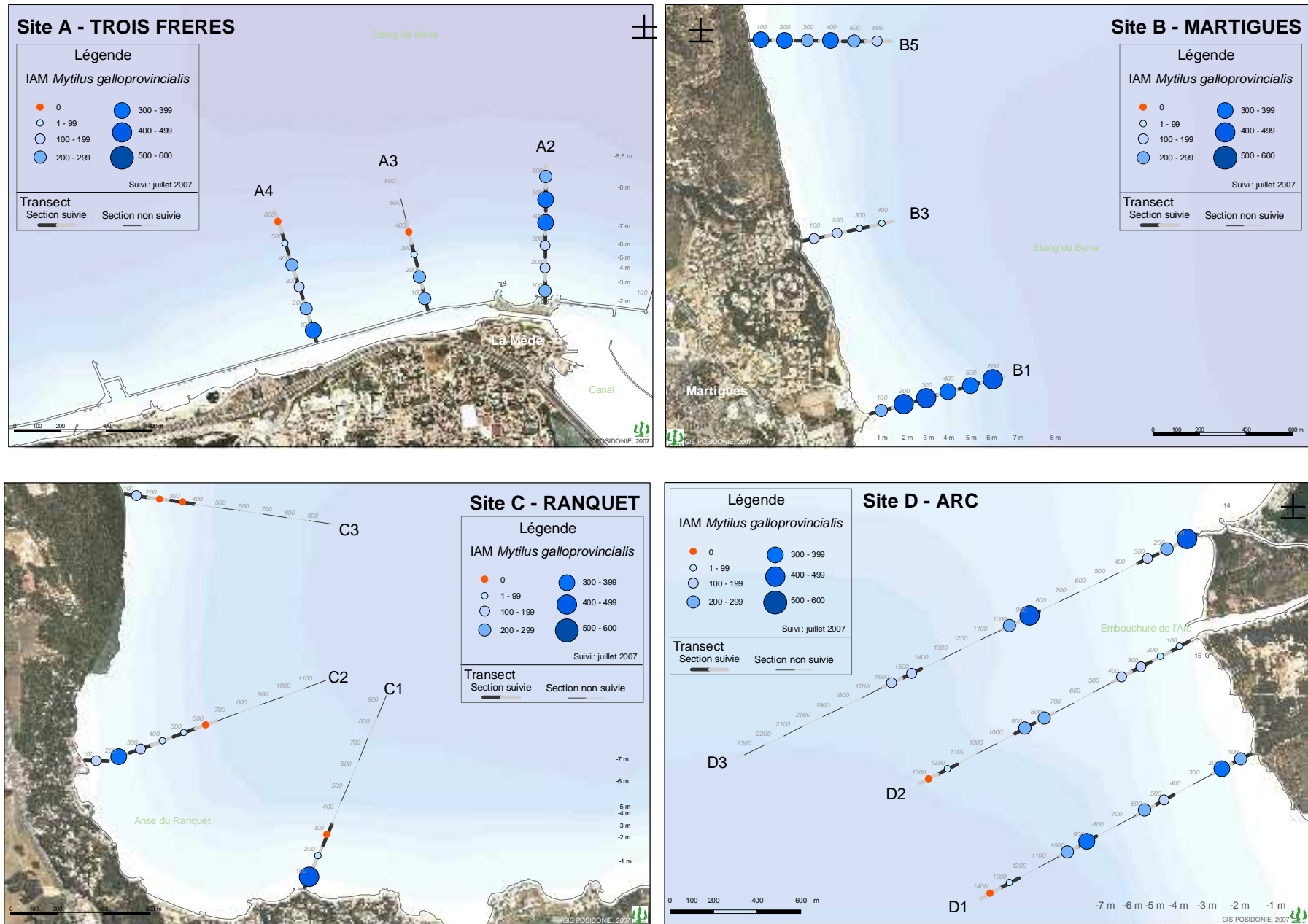


Figure 41. IAM de *Mytilus galloprovincialis* en juillet 2007 sur les quatre sites témoins étudiés pour la caractérisation des moulières naturelles de l'étang de Berre.

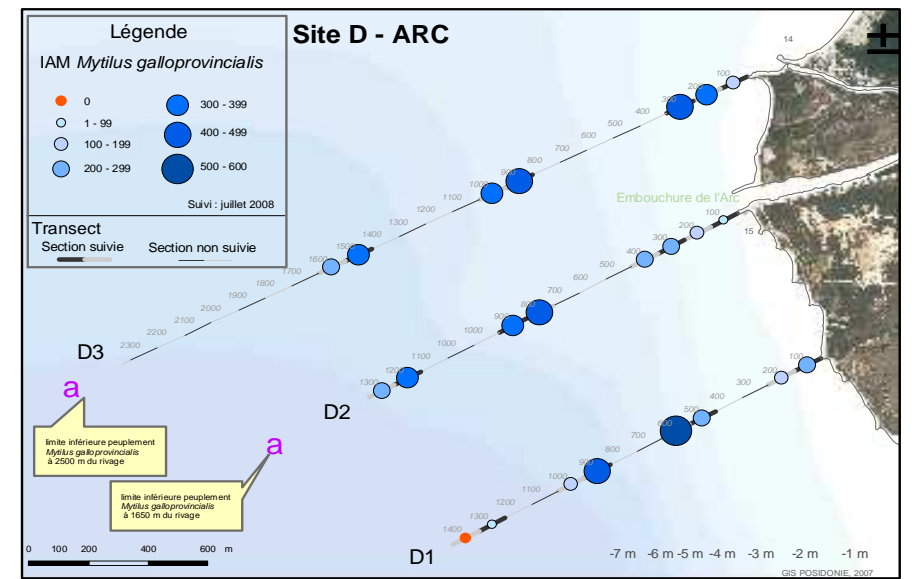
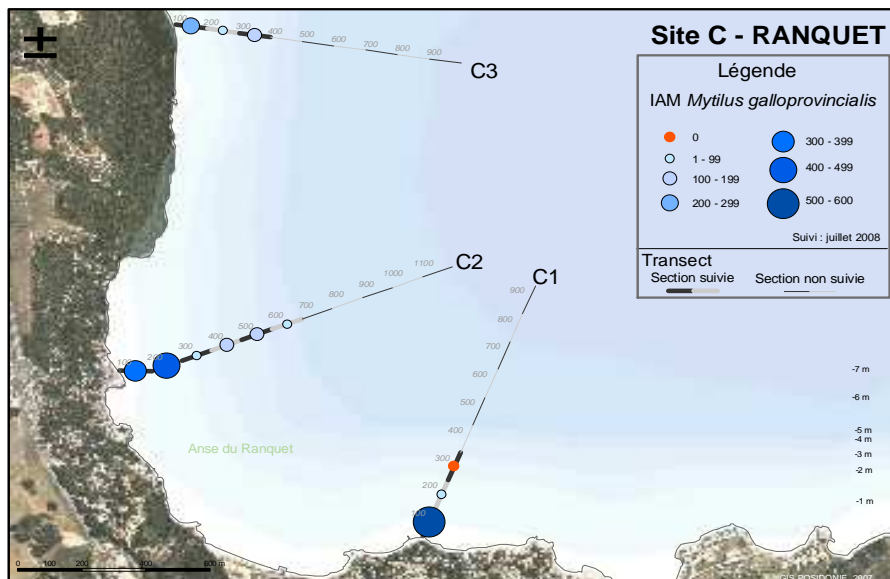
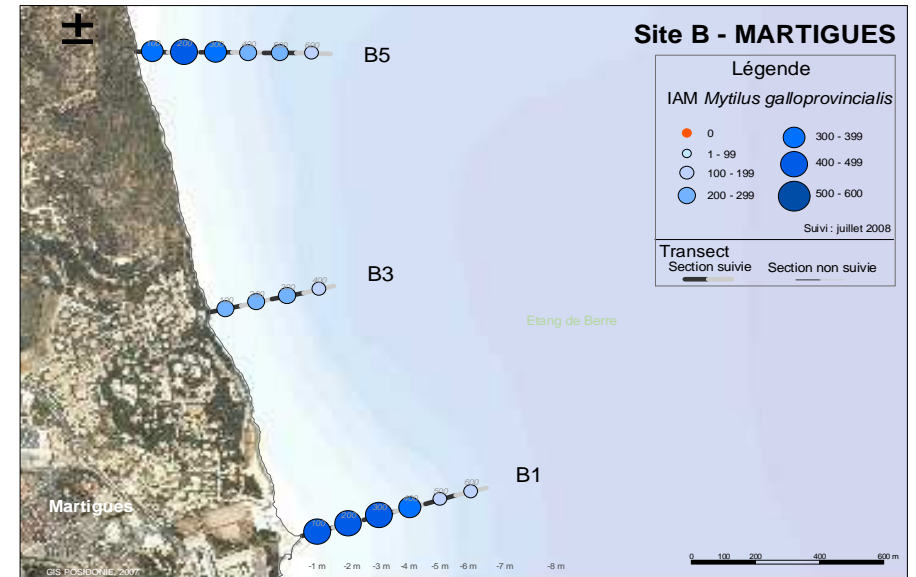
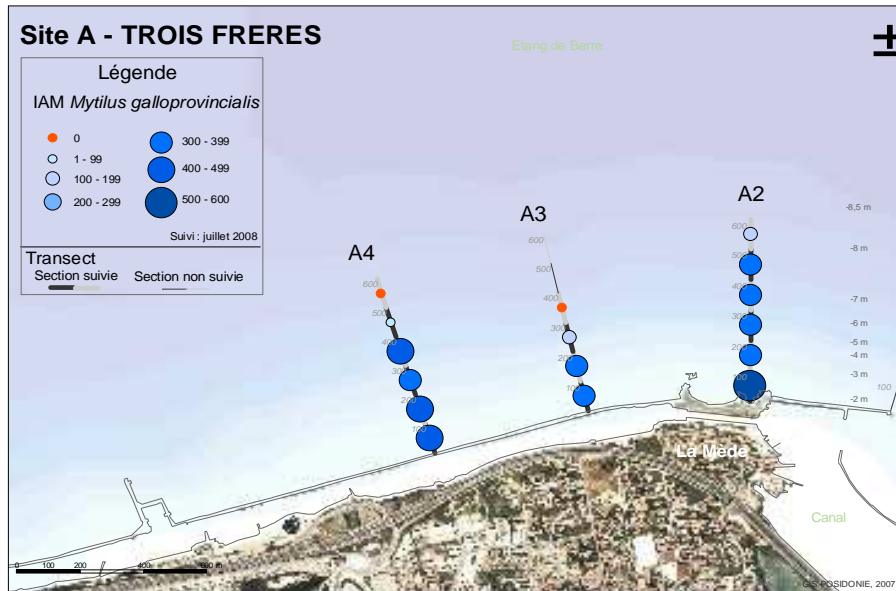


Figure 42. IAM de *Mytilus galloprovincialis* en juillet 2008 sur les quatre sites témoins étudiés pour la caractérisation des moulières naturelles de l'étang de Berre.

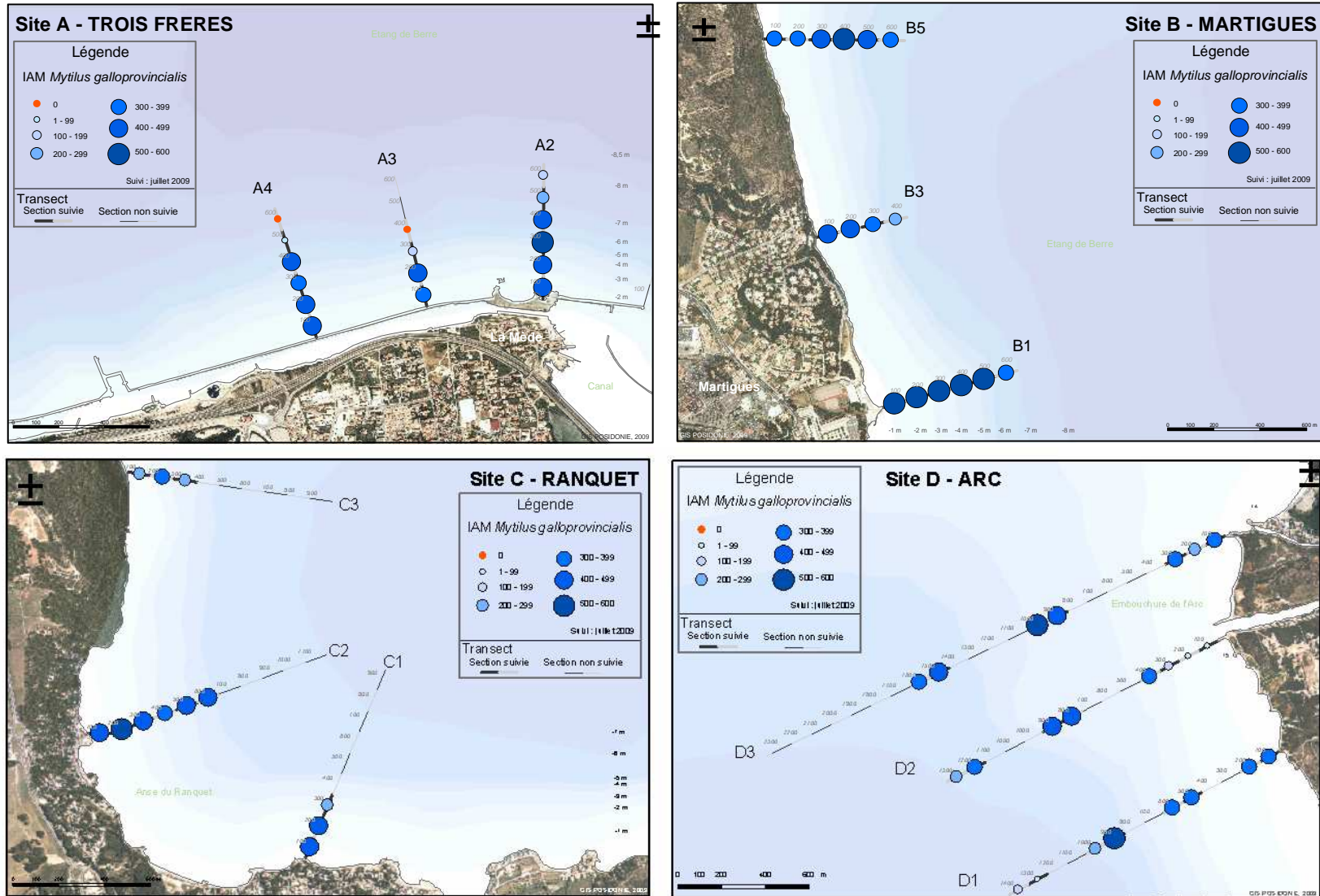


Figure 43. IAM de *Mytilus galloprovincialis* en juillet 2009 sur les quatre sites témoins étudiés pour la caractérisation des moulières naturelles de l'étang de Berre.

Depuis 2006, l'extension des moulières en profondeur a été globalement stable pour les sites témoins A et B, en revanche, en 2009, les peuplements des sites C et D se sont étendus vers le large. Des augmentations d'IAM ont également été notées en 2009, plus particulièrement sur les sites B (Martigues) et C (Ranquet) (Fig. 44).

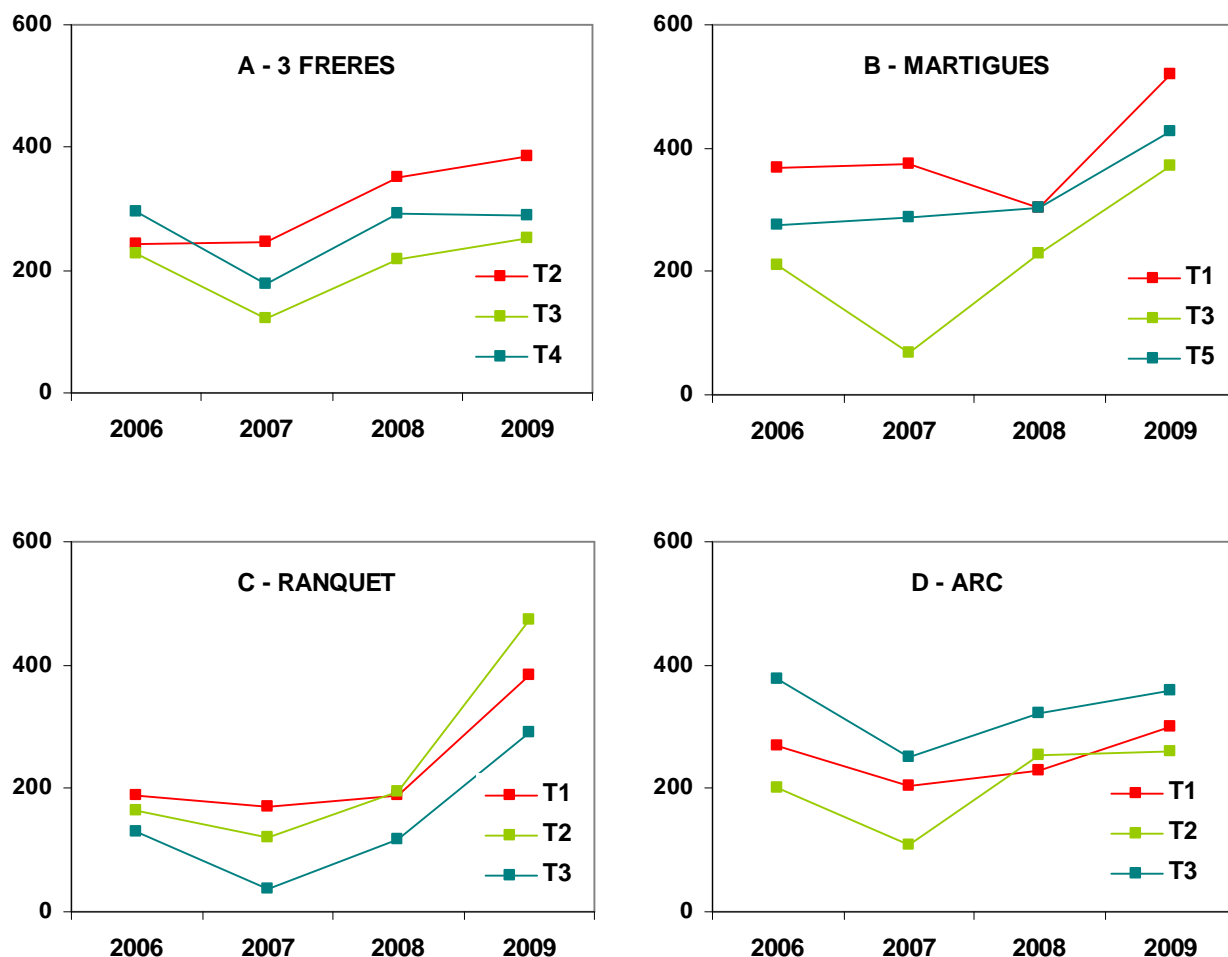


Figure 44. Evolution des IAM moyens pour chaque transect des 4 sites témoins (A, B, C, D) entre 2006 et 2009.

Notons qu'au cours de l'été 2006, les populations de moules des 4 sites témoins avaient été fortement affectées par une crise anoxique aiguë qui avait conduit à d'importantes mortalités et dont les effets sont restés visibles tout au long de l'année 2007, en particulier sur l'abondance des individus de taille adulte. En 2008 les peuplements avaient retrouvé leurs niveaux de 2006. Cela souligne la relative sensibilité des peuplements de moules dans l'étang face à ce type de perturbation (température, anoxie) mais aussi leur potentiel de recolonisation.

→ Analyses biométriques

Les analyses biométriques (effectif, taille moyenne, poids moyen et indices de condition) sont réalisées, à chaque campagne annuelle, sur chacun des sites témoins, à trois stations choisies en fonction de la profondeur : au rivage « terre », à mi-distance « milieu » et au niveau de la limite profonde des populations « large ». Ces stations sont nommées A1, A2, A3, ..., D3, indépendamment de la numérotation des transects des sites témoins. Pour chaque station, 3 répliquats sont prélevés (quadrat de 0.2x0.2m) et les analyses biométriques sont réalisées sur un sous-échantillon comportant 100 individus par répliquat (soit 300 individus par station).

Sur la série temporelle, les tailles et poids moyens des populations évoluent selon un cycle saisonnier, résultat de la combinaison entre croissance des individus en place et recrutement de juvéniles. Les périodes de stress, comme l'épisode d'anoxie survenu en juillet 2006 peuvent également se traduire par des modifications de la structure des populations en place ; ainsi on note sur le site D la disparition totale (stations « terre ») ou quasi totale (stations « milieu » et « large ») des individus après l'épisode d'anoxie de juillet 2006.

NB : Ces stations n'ayant pas montré de signe de recolonisation, à partir d'octobre 2007 deux nouvelles stations D4 et D5 ont été positionnées sur le site D, plus proches de la côte, en gardant les dénominations milieu pour D4 et large pour D5. La prospection des sites D2 et D3 reste toutefois effective de manière à détecter une éventuelle recolonisation. On notera que les résultats obtenus pour ces deux stations D4 et D5 à partir d'octobre 2007 ne sont pas directement comparables avec les données antérieures obtenues sur D2 et D3.

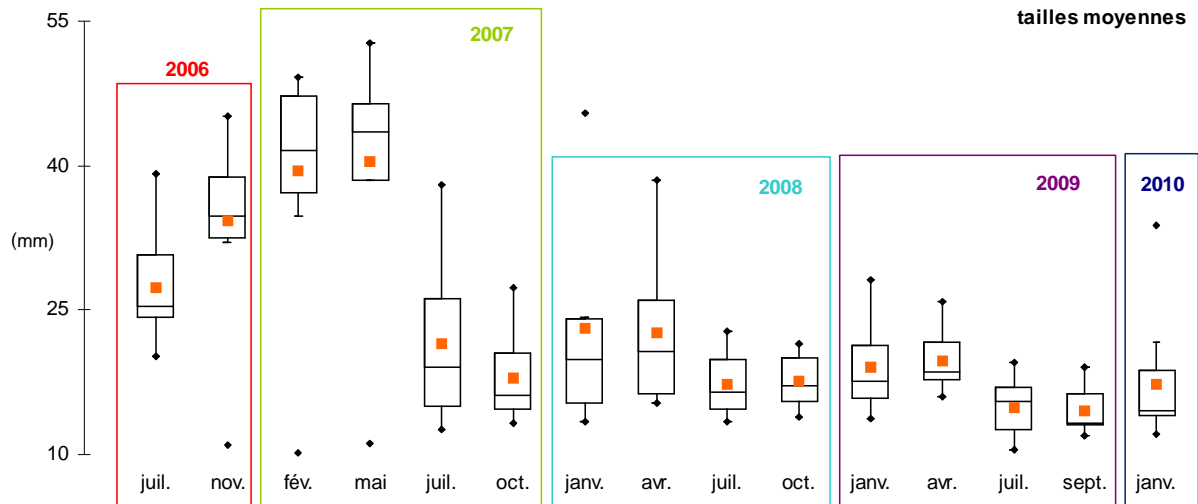


Figure 45. Tailles moyennes des individus (de taille supérieure à 10 mm) sur les 4 sites témoins (A, B, C, D) entre 2006 et 2010. (boîtes = 1^{er} quartile, médiane, 3^{ème} quartile ; marques rectangulaires = moyennes ; moustaches = 1.5 x intervalle inter-quartiles ; marques losanges = minimum – maximum).

Les poids moyens suivent les évolutions observées dans les tailles moyennes.

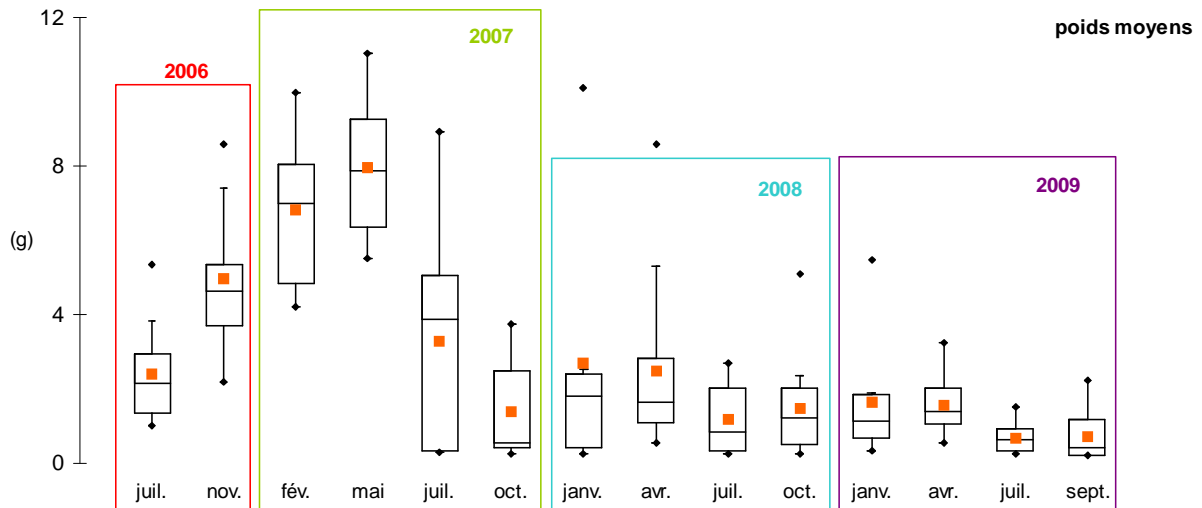


Figure 46. Poids moyens des individus sur les 4 sites témoins (A, B, C, D) entre 2006 et 2009. (boîtes = 1^{er} quartile, médiane, 3^{ème} quartile ; marques rectangulaires = moyennes ; moustaches = 1.5 x intervalle inter-quartiles ; marques losanges = minimum – maximum).

Les longueurs et les poids moyens des individus dans les échantillons traduisent bien les évolutions saisonnières des populations en place : ils augmentent en automne et en hiver,

les valeurs maximales sont atteintes au printemps (avril-mai). Les tailles et poids moyens chutent en juillet avec une fraction des petits individus mieux représentée (recrutement de juvéniles) mais également avec une diminution des valeurs maximales observées (mortalité des plus grands individus). On ne note pas, dans la tendance générale de l'évolution des tailles et poids moyens, de réelles différences entre les stations selon leur éloignement à la côte.

Toutes stations confondues, à partir de juillet 2007, les tailles et poids moyens des individus restent globalement inférieurs à ceux mesurés entre novembre 2006 et mai 2007. Cette tendance est confirmée jusqu'en septembre 2009. Les poids moyens n'ont pas été directement relevés en janvier 2010. Par ailleurs, l'absence des plus grands individus dans les échantillons à partir d'octobre 2008 pourrait traduire la difficulté du peuplement à atteindre un certain niveau de maturité.

→ Distribution des classes de taille

Le suivi temporel de la distribution des classes de taille a permis de préciser l'évolution de la population de chaque site depuis juillet 2006 sur les 4 sites témoins A, B, C, D. En l'absence de données de référence sur la croissance de *Mytilus galloprovincialis* dans l'étang de Berre, la relation taille/âge obtenue pour l'étang de Thau (Hamon, 1983) a été utilisée. Trois classes de taille ont ainsi été retenues : 11-30 mm (âge inférieur à 1 an), 31-50 mm (âge compris entre 1 et 2 ans) et plus de 51 mm (individus supérieurs à 2 ans).

Pour chaque station de prélèvement, la part respective de chaque classe de taille (en pourcentage) a été calculée sur le sous-échantillon retenu pour les analyses biométriques (300 individus par station), puis ce pourcentage a été appliqué à l'effectif total (moules de taille > 10 mm) présents à chaque station. L'évolution de ces classes de taille est représentée par site (Fig. 47).

De juillet 2006 à mai 2007, le suivi des classes de tailles permet de mettre en évidence la croissance régulière de cohortes homogènes d'individus au cours du temps sur les sites A, B et C : la proportion des individus de la classe 11-30 mm diminue régulièrement au fur et à mesure qu'augmente la représentation des classes 32-50 et > 51 mm. Juillet 2007 marque ensuite l'arrivée massive de juvéniles dans les échantillons. Le site D se distingue des autres sites par la dominance permanente de la plus petite classe de taille, qui est à mettre en relation avec la chute brutale et marquée des effectifs de novembre 2006 à mai 2007, (en février et mai 2007 on notait la quasi absence, dans les échantillons du site D, d'individus de taille > 10 mm).

A compter de juillet 2007, et jusqu'en janvier 2010, les juvéniles restent très nettement dominants sur les 4 sites témoins. Les épisodes de recrutement sont bien visibles sur la plupart des sites en juillet 2007, juillet 2008 (décalé en octobre 2008 pour le site D) et juillet 2009, avec des augmentations en effectifs des juvéniles. Toutefois, l'évolution temporelle de la répartition des classes de taille est très atténuée ; de juillet 2007 à janvier 2010, le peuplement reste décalé vers les plus petites classes de taille. On ne retrouve plus, les évolutions de cohortes homogènes qui étaient observées durant la première année du suivi.

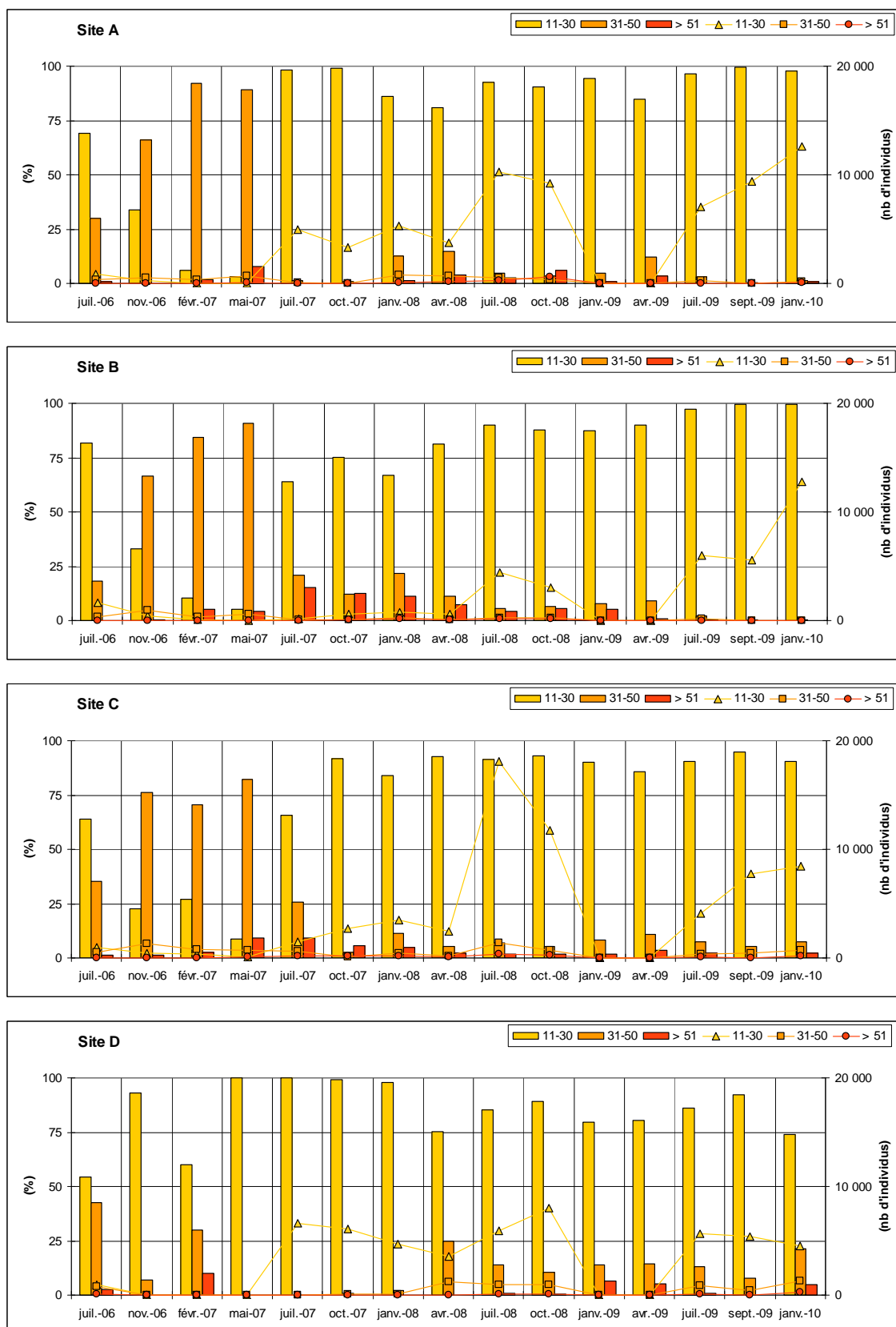


Figure 47 . Evolution de la répartition des classes de tailles en pourcentage (barres) et rapportée aux effectifs (courbes) sur les 4 sites témoins de juillet 2006 à janvier 2010.

En terme d'effectifs, à partir de juillet 2007, il existe de très grandes différences d'échelles entre les classes de taille ; on ne retrouve pas, pour les individus de plus de 1 an, les très fortes densités relevées chez les juvéniles (jusqu'à un facteur 100 entre les classes 11-30 et 31-50 et un facteur 700 entre les classes 11-30 et >51). Il semble que des importantes pertes d'effectifs se produisent après le stade juvénile (après la première année de croissance) ; la fraction de population constituée des individus de taille supérieure à 30 mm ne se développe pas au cours du temps.

Depuis juillet 2007, le peuplement semble ainsi contrôlé par des arrivées massives et régulières de juvéniles (de 20 000 à 50 000 individus/m² au moment des pics de recrutement). Toutefois, ce recrutement ne donne pas lieu au développement de la fraction plus âgée du peuplement. Cette tendance se confirme jusqu'en janvier 2010.

Devant la faible représentativité des individus de plus de 1 an dans l'étang de Berre, la question de l'origine des larves qui alimentent le peuplement peut être posée.

→ Indices de chair

L'évolution de l'indice de chair (IC)¹, lié à la croissance, suit globalement un cycle saisonnier. Sur l'ensemble de la série temporelle, les valeurs moyennes sont comprises entre 14 et 26 (Fig. 48). Entre juillet 2006 et juillet 2007, l'indice de chair augmente au cours de l'hiver, atteint ses valeurs maximales au printemps, puis chute de nouveau en été. A compter d'octobre 2007, les variations saisonnières de l'indice de chair sont moins marquées ; quelques valeurs sont particulièrement élevées, en avril 2009, sur les sites C et D.

L'indice de chair témoigne de la croissance en chair des individus, sa relation avec la longueur de la coquille n'est pas systématiquement linéaire. Il est probable, par ailleurs, que la très forte représentation des individus juvéniles (moins de 1 an) dans l'ensemble des échantillons à compter de juillet 2007, contribue à l'atténuation du caractère saisonnier de l'indice de chair. Entre juillet 2009 et janvier 2010 on retrouve toutefois des amplitudes de variations comparables à celles observées en 2006-2007.

¹ Indice de chair (IC) = (poids de chair humide * 100) / poids total humide

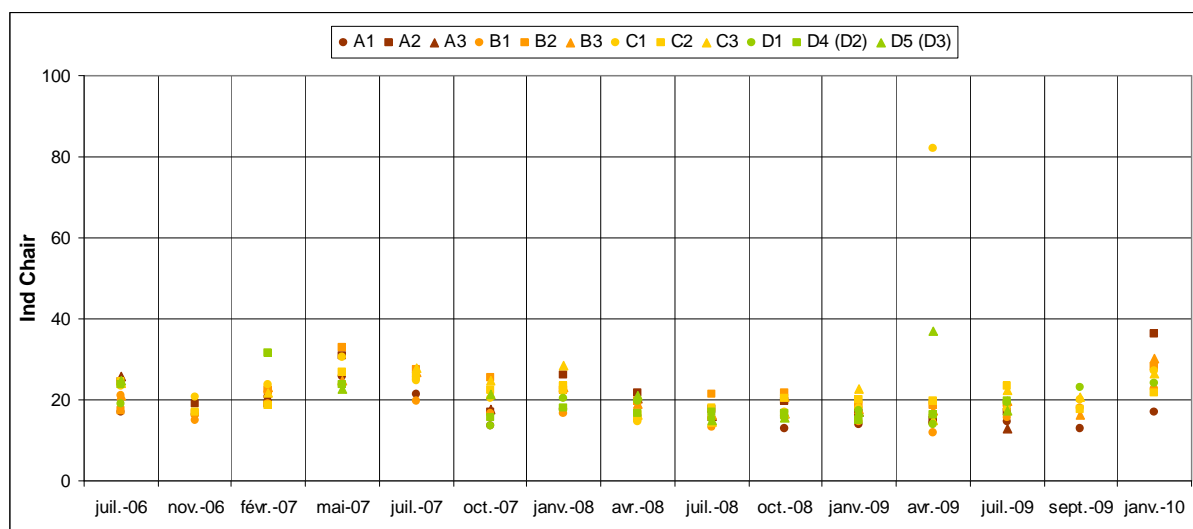


Figure 48. Moyennes de l'indice de chair de juillet 2006 à janvier 2010 pour chaque station des 4 sites témoins A, B, C, D.

1.2 AXE 5 - Capacité des populations en place à s'étendre et à se reproduire

1.2.1 Viabilité des géniteurs

La viabilité des géniteurs a été évaluée par simples observations macroscopiques des gonades, sur les individus prélevés lors des campagnes saisonnières. Ces observations ont notamment permis de préciser les principales périodes de maturation gonadique puis de ponte au cours des cycles annuels. Celles-ci se déroulent ainsi majoritairement entre novembre et février (jusqu'en mai), tandis que le stade de repos sexuel domine en juillet.

On notait cependant, en 2008, un décalage temporel de la maturation gonadique, en particulier aux stations les plus proches du rivage pour lesquelles la ponte semble avoir été plus tardive (jusqu'en juillet 2008) que pour les stations plus profondes.

L'indice de Walne & Mann¹ (IWM), permet d'évaluer l'état sexuel des individus et en particulier le moment des émissions gonadiques (Fig. 49). Sa valeur varie de manière synchrone avec le degré de développement gonadique, il est maximum en fin de gamétogenèse et diminue au moment des émissions de gamètes.

¹ IWM = (poids de chair sèche / poids de coquille sèche) * 100

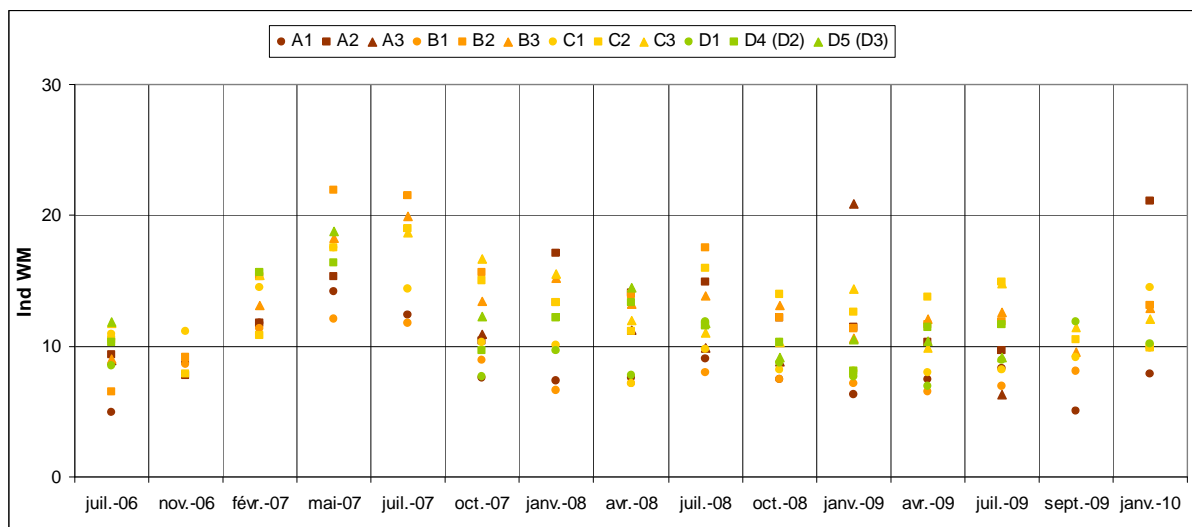


Figure 49. Moyennes de l'indice de Walne et Mann de juillet 2006 à janvier 2010 pour chaque station des 4 sites témoins A, B, C, D.

L'indice IWM augmente régulièrement à partir de novembre 2006, selon un cycle qui semble annuel. Les valeurs maximales de l'indice, qui marquent probablement la fin de la gamétogénèse, et la ponte, sont observées en mai 2007 (plus tardivement, en juillet 2007, pour les stations plus profondes). Les valeurs de l'indice IWM diminuent ensuite jusqu'à atteindre leurs minima en octobre.

Le cycle saisonnier de l'indice IWM se confirme en 2008. Toutefois, comme pour l'indice de chair, les évolutions saisonnières semblent moins marquées que lors de la première année de suivi. Par ailleurs, on note une certaine hétérogénéité entre les stations. Les valeurs les plus élevées de mai et juillet 2007, ne sont plus atteinte que ponctuellement à compter d'octobre 2007. Là encore, une des causes en est probablement la très forte représentation des individus juvéniles dans les échantillons en 2008 et 2009. On retrouve d'avril 2009 à janvier 2010, les mêmes amplitudes de l'indice IWM qu'entre avril 2008 et janvier 2009.

Enfin, l'abondance de naissain a été évaluée (analyse qualitative) dans les prélèvements effectués pour les analyses biométriques (Tableau 22).

Tableau 22. Abondance de naissain de *Mytilus galloprovincialis* dans chaque station des 4 sites (les cases vides correspondent à des absences de naissains).

stations	juillet 2006	novembre 2006	février 2007	mai 2007
A1	forte (3 mm)	faible	faible (2-3 mm)	forte
A2	faible			faible
A3				
B1	faible			
B2				
B3		faible		
C1	faible (3 mm)		forte (< 5 mm)	faible
C2	faible		moyenne	
C3	faible			
D1		forte (8 mm)	moyenne	forte
D2	faible	faible		faible
D3	faible	faible		

A partir de juillet 2007, l'effectif des naissains (moules de taille inférieure à 10 mm) a été systématiquement dénombré pour chaque station (Figure 50).

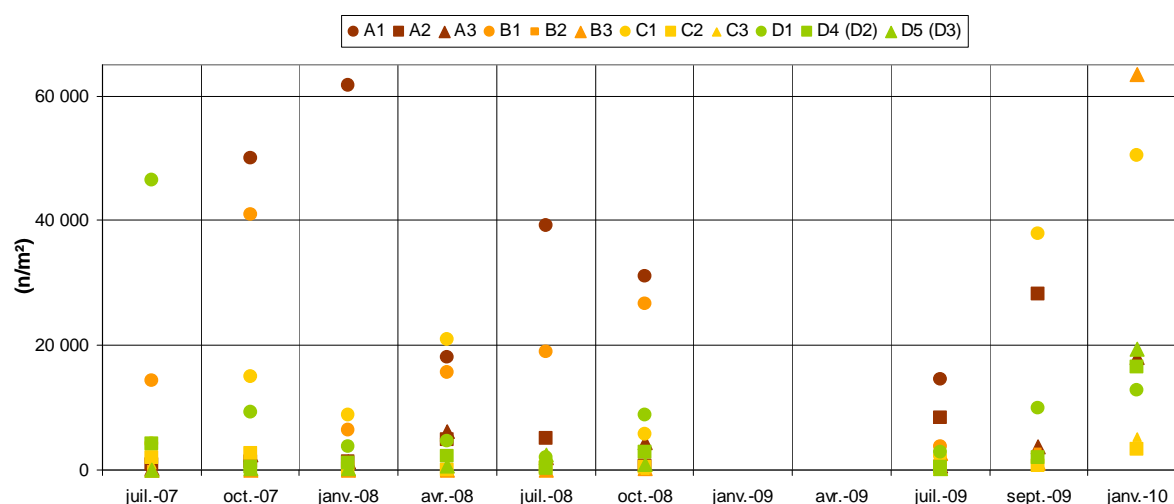


Figure 50. Effectif de naissains de *Mytilus galloprovincialis* (en nombre d'individus rapporté au m²) pour chaque station de juillet 2007 à janvier 2010 (données manquantes en janvier et avril 2009).

Globalement sur l'intégralité de la série temporelle, les effectifs de naissains sont supérieurs sur les stations « terre » que plus en profondeur. Les plus fortes densités de naissains sont observées de juillet à octobre, elles résultent des pontes ayant eu lieu au cours de l'hiver et du printemps précédent.

On note, toutefois, une très grande variabilité selon les sites et les profondeurs : les plus fortes densités étant globalement relevées sur les sites A et B. Par ailleurs, en terme

d'évolution saisonnière, chacun des sites semble réagir de façon relativement indépendante (probablement soumis au caractère aléatoire de la dispersion des nuages de larves). On retrouve entre juillet 2009 et janvier 2010 les évolutions observées de 2007-2008 avec les effectifs maximaux relevés en janvier.

1.2.2 Captage de naissains sur les sites témoins

L'installation des capteurs de naissains a été effectuée au cours du deuxième semestre 2006 sur les 4 sites témoins : Trois Frères (A), Martigues (B), Ranquet (C), Arc (D) et sur un site complémentaire à la Pointe de Berre (E). La relève des capteurs est effectuée à chaque campagne saisonnière, le dénombrement des individus sur les tronçons de capteurs permet d'évaluer une densité de naissains rapportée au mètre linéaire, l'analyse des classes de taille est effectuée sur un sous-échantillon de 50 individus (Figure 51).

D'une manière générale, les installations mises en place pour le suivi des capteurs de naissains ont été soumises à des dégradations régulières, qui ont eu pour conséquences des pertes de données sur fin 2006-début 2007 ; les capteurs ont dû être renouvelés dans l'intégralité en avril 2007 (pour récupération en juillet). Il n'y a pas sur la série temporelle de données disponibles pour le site des Trois-Frères. En juillet 2008, des structures renforcées ont été mises en place.

D'octobre 2008 à janvier 2010, des capteurs ayant respectivement séjourné 3 mois et 6 mois dans l'eau ont été analysés simultanément, de manière à préciser les périodes privilégiées de captage.

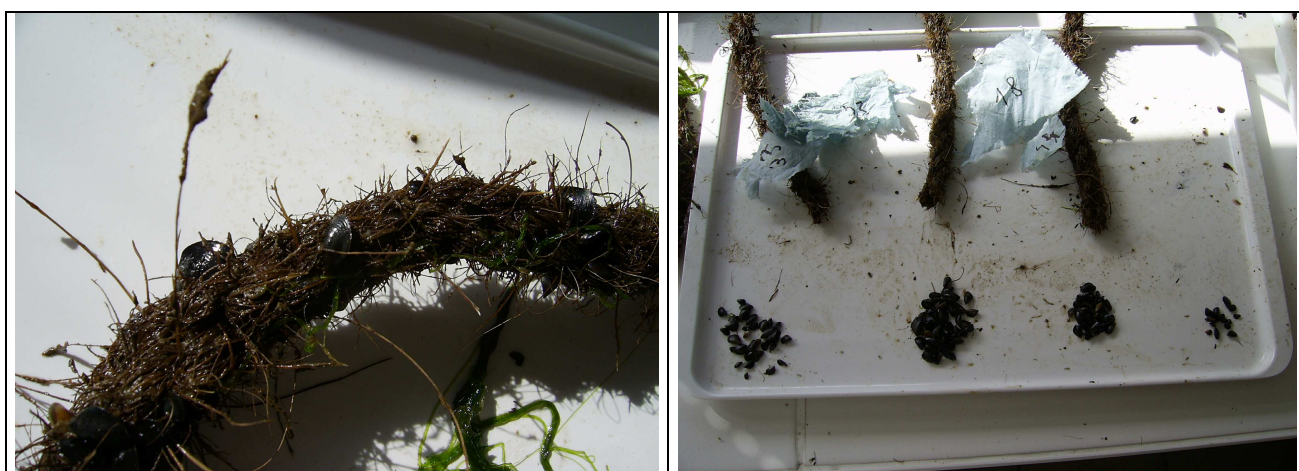


Figure 51. Partie d'un capteur (à gauche) et ses 3 tronçons après récupération des moules (à droite).

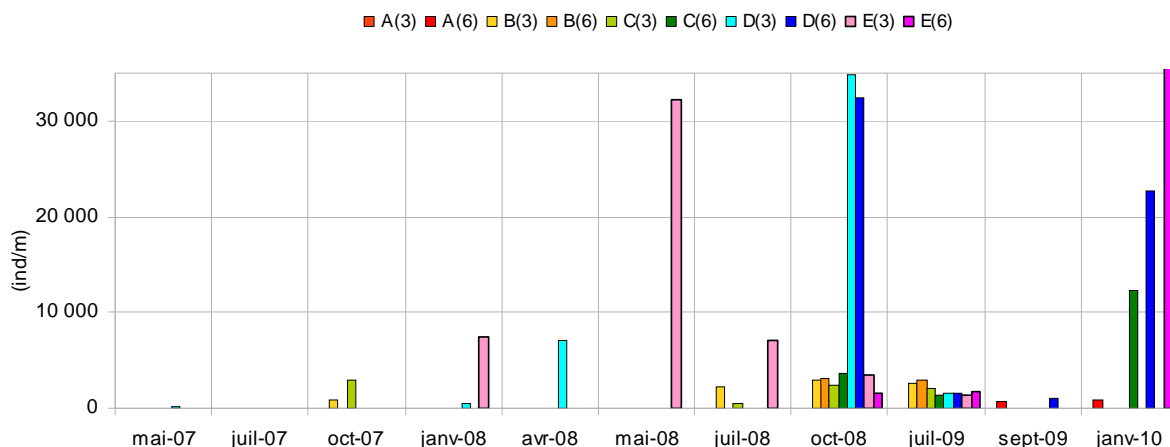


Figure 52. Effectif (/m linéaire) de naissains (taille < 10 mm) relevés sur les capteurs des sites B, C, D, E de mai 2007 à janvier 2010. (3) et (6) représentent le temps d'immersion, en mois, des capteurs relevés à chaque campagne. Données non disponibles pour le site A des Trois-frères en raison de dégradations des structures jusqu'en juillet 2009.

Au cours de la série temporelle, les plus fortes densités de naissains sont relevées sur les sites D (Arc) et E (Pointe de Berre). L'irrégularité des données recueillies ne permet pas d'établir de comparaisons significatives entre les différentes années de suivi. On note cependant des abondances particulièrement élevées ponctuellement sur certains sites (jusqu'à 35 000 individus sur le site D), avec des intensités de captage globalement plus élevées en juillet 2008 et juillet 2009 qu'en juillet 2007 et sur les sites C, D et E des effectifs de naissains plus élevés en janvier 2010 qu'en janvier 2008.

On note également une certaine variabilité entre les différents sites, en terme de période de captage. Ainsi, en 2008, l'essentiel du captage s'est réalisé entre mai et juillet pour les sites B et E, tandis que pour les sites C et D le captage semble plutôt s'être déroulé entre juillet et octobre.

Au cours du premier semestre 2009, en revanche, l'ensemble des sites affichent des intensités de captage comparables, dont l'essentiel semble avoir eu lieu entre mai et juillet (les capteurs ayant séjourné 3 mois et 6 mois dans l'eau présentant des densités de naissains identiques).

La présence de naissain de l'espèce introduite *Musculista senhousia* est également notée en octobre 2007 et jusqu'en octobre 2008, avec des effectifs atteignant jusqu'à 5 000 individus/m linéaire de capteur. Sur les capteurs du site D, en particulier, en janvier et avril 2008, *M. senhousia* représentait ainsi 76% des individus présents dans le naissain.

La part de *Musculista senhousia* sur les capteurs montre une forte variabilité, elle a chuté de manière significative en juillet 2009 (moins de 5% des individus dénombrés), mais remonte jusqu'à constituer près de 100% des effectifs en septembre 2009 et 50 % en janvier 2010.

1.2.3 Réponse des individus aux variations des conditions du milieu

Le suivi d'échantillons de moules (200 individus de taille standardisée), maintenus dans des poches, en sub-surface, a permis de préciser leur conditions de survie et de croissance dans l'étang de Berre.

En 2007, les poches immergées en juillet sur les 5 sites témoins A, B, C, D, E n'ont pu être suivies que jusqu'en octobre, suite à des dégradations des systèmes. Un taux de croissance mensuel moyen compris entre 22.7% et 30.5% selon les sites a été établi. Cette croissance n'était cependant pas homogène selon les individus ; au bout de 3 mois la population était constituée de deux classes de taille : 8-16 mm pour 80 à 88% de l'effectif et 28-32 mm pour 12 à 20% de l'effectif. Les plus fortes croissances ont été relevées sur le site de l'Arc, où les plus grands individus atteignaient une taille de 39 mm au terme des 3 mois d'immersion.

Des systèmes améliorés ont été mis en place en juillet 2008 (Fig. 53). Une première relève des poches a été effectuée un mois et demi plus tard, fin août 2008. L'ensemble des systèmes a été retrouvé. Les poches ont été remises en place puis relevées à chaque campagne saisonnière.

Entre juillet 2008 et juillet 2009, le taux de survie des individus placés dans les poches a été de 92 %. Ce taux de survie est très homogène entre les sites, les mortalités ont été régulièrement réparties au cours de l'année de suivi sans que ne se dégage une période de mortalité accrue. Lors du suivi d'octobre 2009, en revanche, seules les poches de Martigues (site B) et du Ranquet (site C) présentaient des individus encore vivants (respectivement 87 et 3 individus). L'été 2009 a donc vu des mortalités très importantes, probablement en lien avec des épisodes d'anoxie marqués.

Sur les 5 sites témoins, les moules témoignent d'une croissance régulière au cours de l'année, avec un taux de croissance mensuel qui s'échelonne de 9 mm entre juillet et août 2008 à 1.7 mm entre mars et juillet 2009 ; le taux de croissance mensuel global étant de 3.7 mm sur la totalité de la période. De juillet à octobre 2009, la croissance a été beaucoup plus faible (1.1 mm /mois sur le site B et 1.9 mm / mois sur le site C).

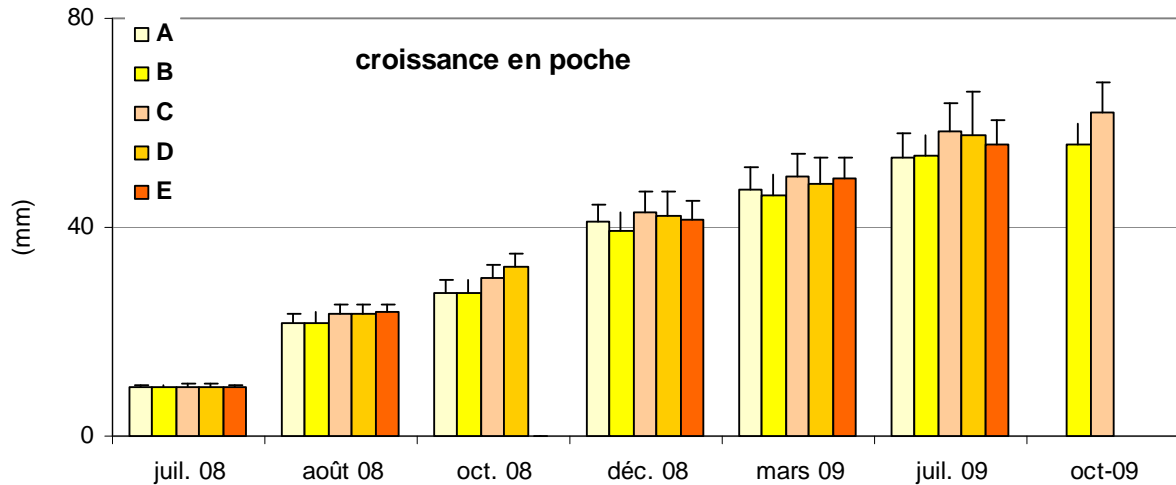


Figure 53. Taux de croissance de *Mytilus galloprovincialis*, en sub-surface (0.5 m de profondeur), sur les sites témoins A, B, C, D, E entre juillet 2008 et octobre 2009.

Un second lot d'échantillons a été mis en place en juillet 2009 sur les 5 sites A, B, C, D, E (n = 100 individus par site). Les courbes de croissance des deux lots de moules de 2008-2009 et 2009-2010 montrent de nettes différences, alors que les conditions expérimentales de culture étaient identiques (Fig 53 et 54).

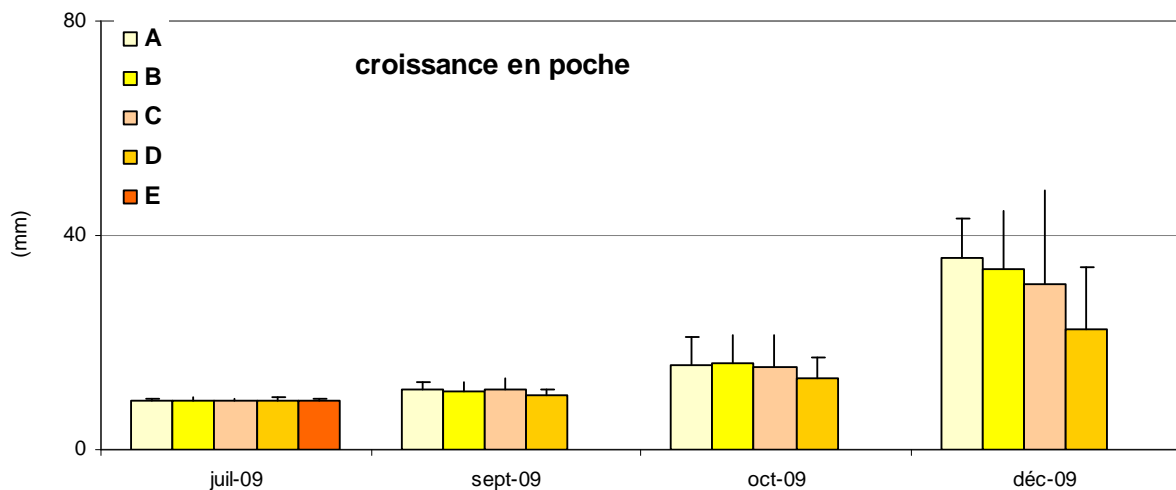


Figure 54. Croissance de *Mytilus galloprovincialis*, en sub-surface, sur les sites témoins A, B, C, D, E entre juillet 2009 et décembre 2009.

En 2008-2009, la courbe de croissance est de type logarithmique, elle se caractérise par une augmentation rapide de la taille durant les premiers mois (mois chauds) puis un ralentissement de la croissance (phase plateau) avec le refroidissement de l'eau. Le lot 2009-2010 montre, à l'inverse, une croissance de type exponentielle qui se caractérise par une faible croissance de juillet à octobre puis une augmentation de la vitesse de croissance les mois suivants. En 2008, les taux de croissance mensuels moyens étaient ainsi de 9,6 mm en août et 4,7 mm en septembre (la mesure de début octobre 2008 intégrant la croissance de sept.) ; en 2009 ils sont de 1,7 mm en août et 3,7 mm en septembre, et sont inférieurs à la valeur moyenne établie en 2008-2009.

Par ailleurs, de juillet à octobre 2009, la mortalité moyenne sur le lot 2009/2010 a été de 65 % (100% sur le site E à la suite de la dégradation de la structure porteuse et du séjour prolongé de l'échantillon plus en profondeur). Les faibles conditions d'oxygénation des eaux au cours de l'été 2009 ont également pu impacter la croissance des individus restés vivants.

Ces résultats confirment que dans la partie supérieure de la colonne d'eau les conditions permettent la survie et la croissance des moules et témoignent de leur fort potentiel de croissance. La période estivale en revanche reste le lieu de stress important, y compris dans les faibles profondeurs, pouvant conduire à de fortes mortalités.

1.2.4 Compétition avec *Musculista senhousia*

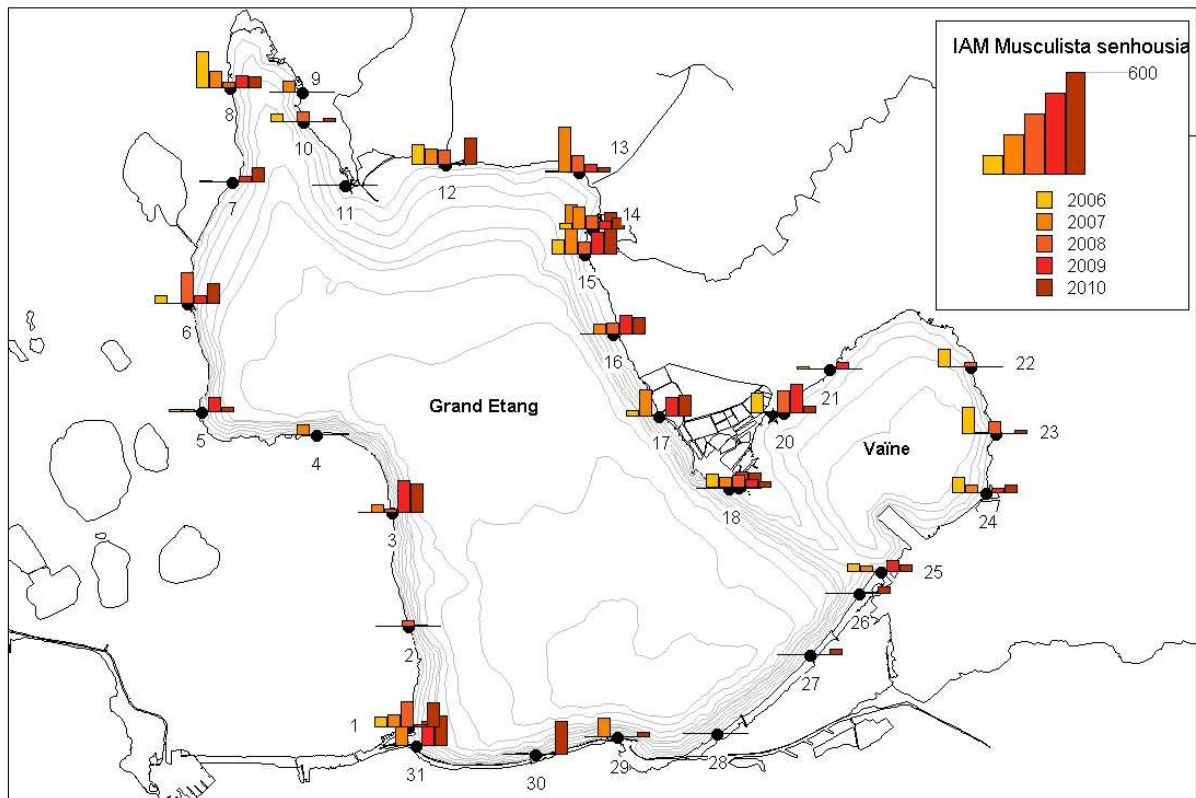


Figure XX. Répartition des populations de *Musculista senhousia* sur 31 transects du littoral de l'étang de Berre en juin 2006, 2007, 2008, 2009 et 2010.

Comme *Mytilus galloprovincialis*, la répartition de *M. senhousia* le long du littoral est relativement constante depuis 2006. Les plus fortes abondances sont observées dans le sud ouest du Grand étang, ainsi que dans un quart nord-est du Grand Etang (delta de l'Arc). Les musculista sont quasiment absentes le long du cordon sableux du Jaï (stations 26 à 28). Au cours de la série temporelle, la moyenne des IAM est restée globalement stable : elle a été de 69, 94, 66, 82 et 111 respectivement en 2006, 2007, 2008, 2009 et 2010.

A partir de mai 2007, pour l'ensemble des sites témoins, les effectifs de *M. senhousia* dans les échantillons ont été comparés aux effectifs de *Mytilus galloprovincialis* (Figure 53). Ces observations permettent de déterminer la part de *M. senhousia* dans les peuplements et de confirmer ou non le caractère invasif de cette espèce. Enfin, elles permettent d'évaluer l'impact potentiel de son développement sur les populations de *M. galloprovincialis*.

Les populations de *M. senhousia* peuvent présenter de très importantes fluctuations d'une année à l'autre, le cycle de vie de cette espèce étant relativement court (2 ans). Si en mai 2007, cette espèce dominait les peuplements de moules, depuis juillet 2007, sa part dans les échantillons a fortement diminué. Entre octobre 2007 et janvier 2010 elle s'est maintenue à de très faibles niveaux sur les stations proches du rivage (0 à 5 %), elle est mieux représentée dans les stations plus profondes respectivement entre 10 et 60 % pour les stations

intermédiaires et autour de 20 % pour les stations du large (ponctuellement 100% en avril 2008 sur la station large du site D ; Fig. 55).

La contribution de *Musculista senhousia* au peuplement de moules apparaît au moins depuis juillet 2007 relativement stable au cours du temps ; son caractère invasif n'est ainsi pas clairement mis en évidence, *M. galloprovincialis* restant l'espèce majoritaire dans les échantillons prélevés. En revanche, la présence en quantité importante de naissains de *M. senhousia* sur les capteurs du site D, en particulier, confirme la capacité de cette espèce à se reproduire et se développer dans l'étang.

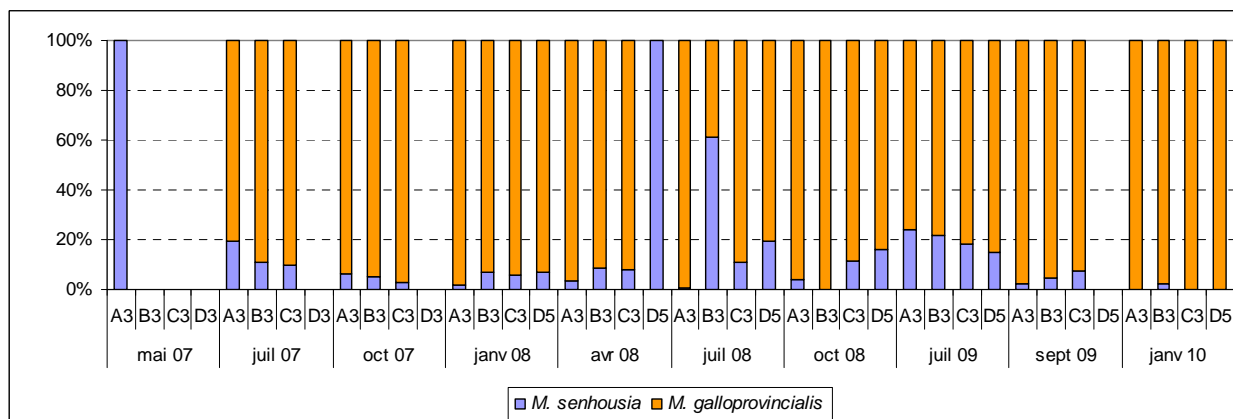
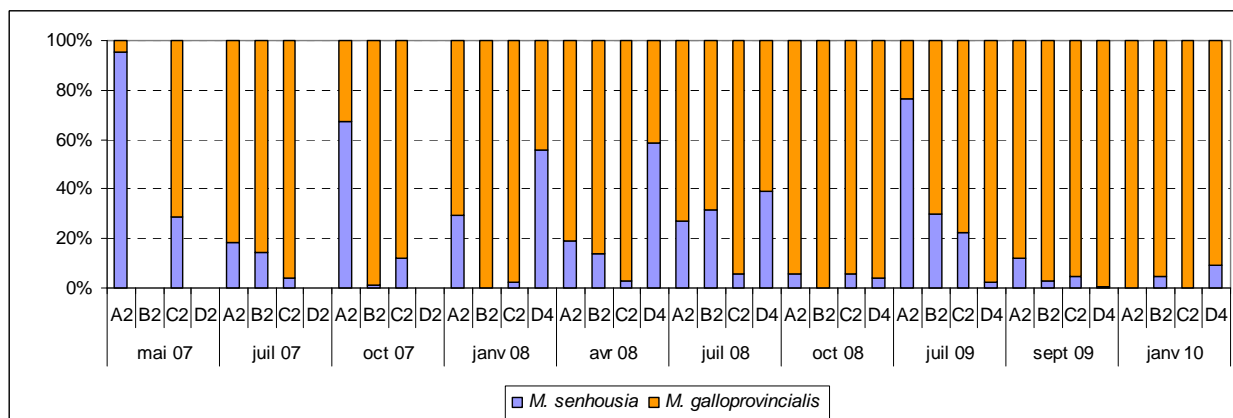
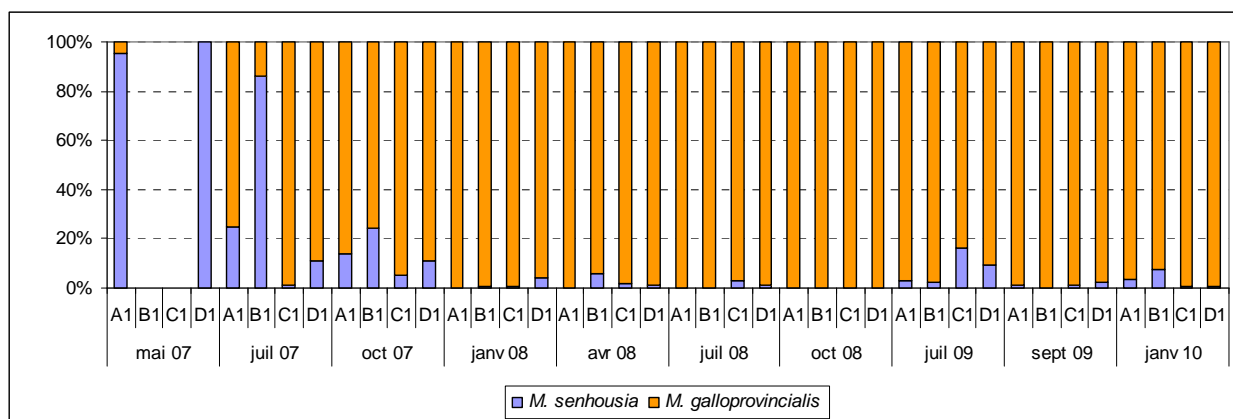


Figure 55. Répartition (en %) des populations de *M. senhousia* et *M. galloprovincialis* dans les prélèvements réalisés sur les sites témoins de mai 2007 à janvier 2010.

1.3 AXE 6 - Capacité du milieu à permettre le développement des moulières

1.3.1 Salinité

Le suivi de la salinité entre 2006 et 2010, détaillé en chapitre 2 de ce document renseigne, en particulier sur le caractère homogène de la masse d'eau comprise entre 1 et 6-7 m de profondeur pour l'ensemble de l'étang de Berre. De par leur localisation, les populations de moules sont plus directement concernées par cette masse d'eau dont la salinité a varié entre 15 et 31g/l au cours de ce suivi ; une gamme de variation parfaitement compatible avec le développement de ces populations. Ponctuellement, les variations de salinité de la couche d'eau de surface (0-1m) peuvent également concerner les populations de moules les plus superficielles, notamment celles fixées sur substrat rocheux. Les plus basses salinités enregistrées sur cette période, supérieures à 15 g/l, n'ont sans doute pas eu d'effet pénalisant pour ces populations.

1.3.2 Oxygénation des eaux

Au cours de l'année 2006, le relevé mensuel de l'oxygène dissous dans les eaux de l'étang de Berre sur les 10 stations du suivi hydrologique, avait mis en évidence un épisode d'anoxie marqué en juillet-août. Des teneurs proches de 0 mg.l⁻¹ étaient relevées, à moins de 2 m de profondeur, aux stations situées dans l'anse de Saint-Chamas et vers l'embouchure de l'Arc, et en dessous de 5 m de fond, l'ensemble des stations était touché par cette anoxie. La température élevée de l'eau à cette période (canicule de l'été 2006) et l'absence de vent, jusqu'au milieu du mois d'août, associées à une quantité importante de matière organique dans le milieu (biomasses phytoplanctoniques et macro-algales relativement élevées) avaient favorisé cette situation de crise.

L'eutrophisation du milieu et des conditions climatiques défavorables à l'oxygénation des eaux peuvent expliquer la forte régression des moules au niveau des sites témoins entre juillet et novembre 2006, en particulier pour le site D, situé à proximité du panache de l'Arc.

A partir de 2007, de manière complémentaire au suivi hydrologique mensuel aux 10 stations, les teneurs en oxygène des eaux ont été mesurées au niveau du fond en période estivale, en continu, sur les 4 sites témoins (ARC, 3 FRERES, MARTIGUES, RANQUET). Des diminutions des teneurs en oxygène ont été globalement observées, y compris à des profondeurs moindres (cf. suivi hydrologique mensuel). Le site du Ranquet semble avoir subi des épisodes plus fréquents de forte hypoxie voire d'anoxie. Ce site du Ranquet abrite les populations les moins abondantes en profondeur. Il est probable que la topographie des fonds, le type de substrat (vaseux défavorable à la fixation des larves), et les épisodes d'anoxie plus fréquents sur ce site fragilisent les populations de moules en place.

Contrairement à l'été 2006, les périodes estivales 2007 et 2008 n'ont pas montré de mortalités massives de moules sur l'ensemble des quatre sites témoins de l'étang.

En revanche, en 2009, les mauvaises conditions d'oxygénation de août et septembre ont entraîné des mortalités de naissain et des moules suivies en poche.

En 2010...

1.3.3 Sédimentation et qualité du sédiment

Les teneurs en matière organique et principaux contaminants ont été relevées dans le sédiment superficiel des 4 sites témoins pour le suivi des moulières en juillet 2008 (Tab. 23).

Tableau 23. Teneurs en matières organiques et principaux contaminants aux 4 sites témoins pour le suivi des populations de moules en 2008. Lorsque les valeurs sont inférieures aux seuils de quantification, les seuils sont indiqués.

date prélèvement 24/07/2008	sites des moulières			
sédiment superficiel	ARC	RANQUET	MARTIGUES	3 FRERES
Physico-chimie				
Matières sèches (%)	41,1	42,4	34,2	41,9
Oxydo-réduction (mV)	89,6	130,5	91,8	98,3
Oligo-éléments Micropolluants minéraux (mg/KgMS)				
arsenic	3,6	5,1	3,9	3,4
chrome	16	39	28	15
mercure	0,06	0,11	0,09	0,12
nickel	10	23	16	7,8
plomb	8,9	14	13	10
zinc	37	60	52	36
HAP (µg/kg MS)	< 250	< 250	< 250	< 250
PCB (7 congénères µg/kg MS)	< 10	< 10	< 10	< 10
Composés organo-stanneux (mg/kg Ms)				
Monobutylétain	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
dibutylétain	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
tributylétain	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1

Les teneurs en matière organique sont relativement élevées, en revanche, il n'y a pas trace de contamination particulière dans les sédiments de surface. Les teneurs en métaux lourds sont inférieures aux valeurs généralement données pour le fond géochimique de contamination.

1.3.4 Niveau trophique

La teneur en Chlorophylle-a dans l'eau peut renseigner sur les conditions de croissance des moules, en particulier sur la ressource nutritive. Elle a fait l'objet de 2005 à 2007 d'un suivi mensuel, sur 10 points de mesure régulièrement répartis dans l'étang de Berre (stations du suivi hydrologique en surface et au fond).

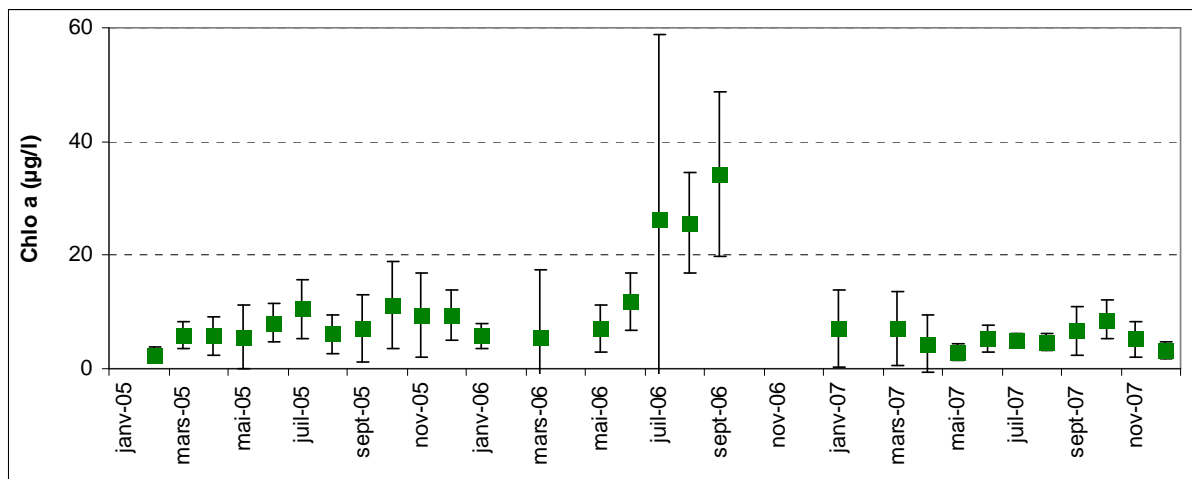
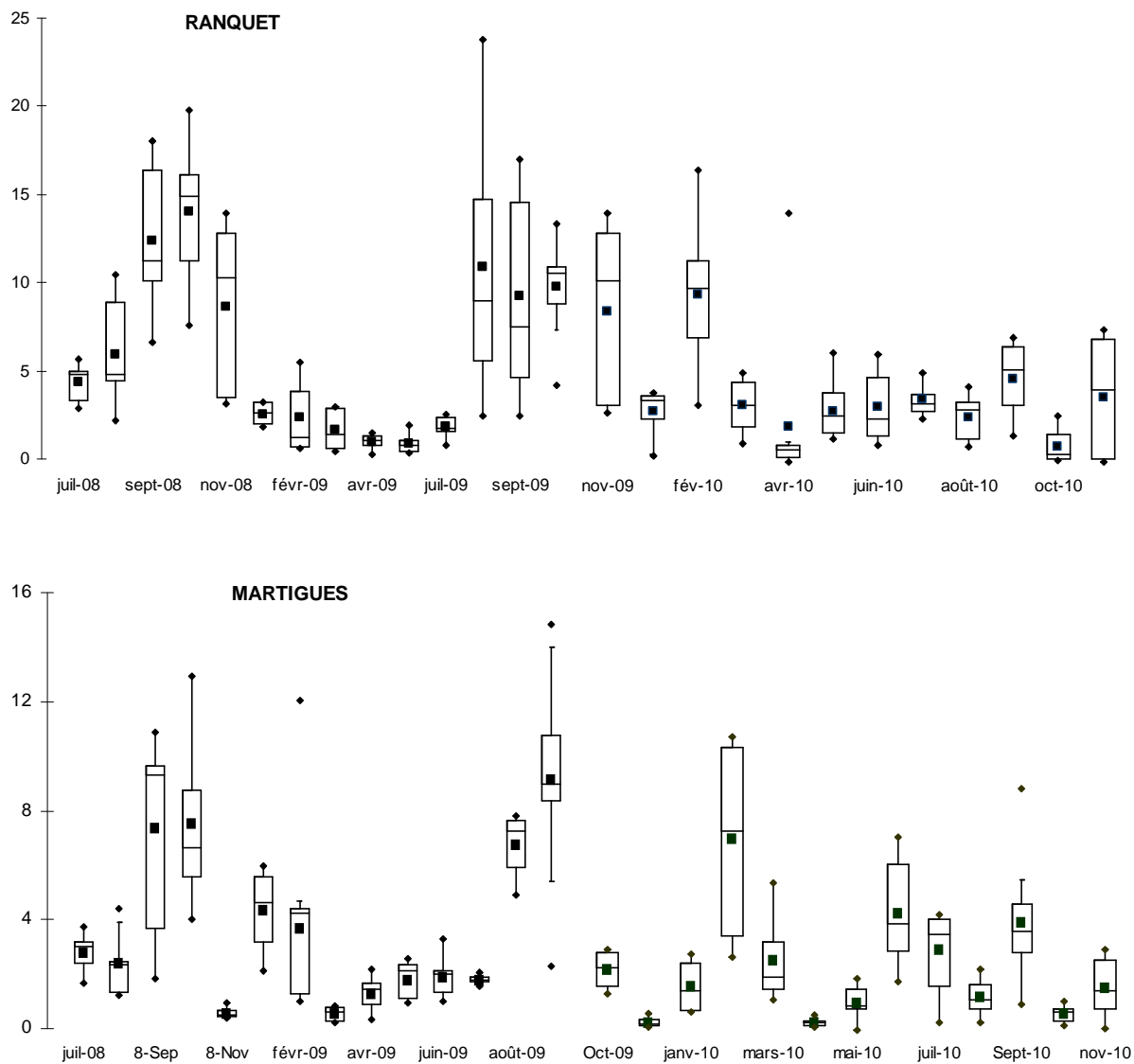


Figure 56. Teneurs moyennes en chlorophylle-a pour les 10 stations du suivi hydrologique (mesure surface et fond) en 2005, 2006 et 2007. Barres d'erreur = écarts-types.

La teneur moyenne en Chlorophylle-a se situe globalement entre 5 et 10 µg/l, excepté lors des mois de juillet, août et septembre 2006 où la valeur moyenne a atteint jusqu'à 35 µg/l. A titre de comparaison, la valeur moyenne relevée dans l'étang de Thau se situe autour de 4 µg/l, valeur suffisante pour assurer une production commerciale de bivalves. On peut conclure que le niveau trophique de l'étang de Berre est suffisant pour le développement des populations de moules.

A compter de juillet 2008, les teneurs en chlorophylle-a dans l'eau ont été mesurées au moyen d'un capteur optique. Les mesures ont été effectuées sur les 4 sites témoins, avec

une fréquence mensuelle et sur l'intégralité de la colonne d'eau, de la surface au fond (Figure 57). Une calibration préalable du capteur a été effectuée d'après les valeurs données par les prélèvements.



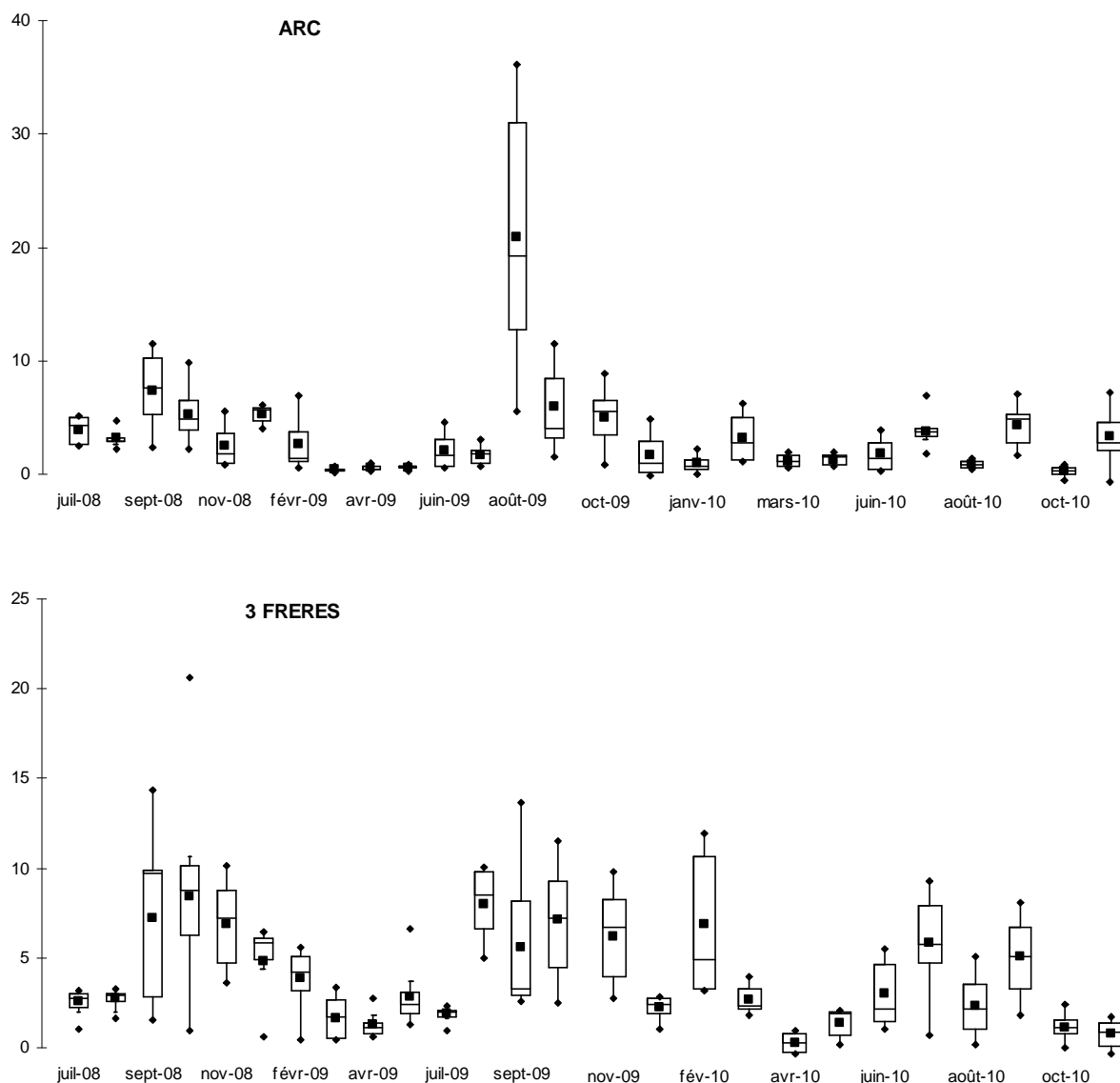


Figure 57. Teneurs en chlorophylle-a dans l'eau sur les 4 sites témoins de suivi des moulières dans l'étang de Berre, entre juillet 2008 et novembre 2010. (Boîtes = 1^{er} quartile, médiane, 3^{ème} quartile ; marques rectangulaires = moyennes ; moustaches = 1.5 x intervalle inter-quartile).

Au cours de la période, les valeurs moyennes s'échelonnent de 2.5 à 20.3 $\mu\text{g/l}$ selon les sites. Les maximums sont atteints en fin d'été et en automne (août, septembre, octobre, novembre) pour l'ensemble des sites ; les plus fortes valeurs ayant été atteintes, en août 2009, sur le site de l'Arc (36 $\mu\text{g/l}$). On note un fort contraste entre les valeurs relevées en juillet 2009 et août 2009 avec une augmentation brusque des teneurs en chlorophylle a. Par la suite, à partir de septembre 2009 et l'arrivée de l'automne, les valeurs retrouvent des

niveaux plus faibles qui se maintiennent jusqu'en janvier 2010, à l'exception des sites des 3-Frères et du Ranquet pour lesquels les teneurs en chl-a restent relativement élevées jusqu'en novembre. La période estivale 2010 montrent des valeurs plus élevées mais qui n'atteignent pas les maximum relevés au cours de l'été 2009.

Par ailleurs, pour une même date, une très grande variabilité des teneurs en chlorophylle a dans la colonne d'eau, est observée selon la profondeur (Figure 58). Le pic de fluorescence se situe généralement soit à mi-profondeur, soit dans le tiers inférieur de la colonne d'eau. En octobre 2008, on observe des teneurs en chlorophylle a importantes en surface, sur le site des Trois-Frères, probablement liées à l'influence du canal de La Mède (milieu très eutrophe).

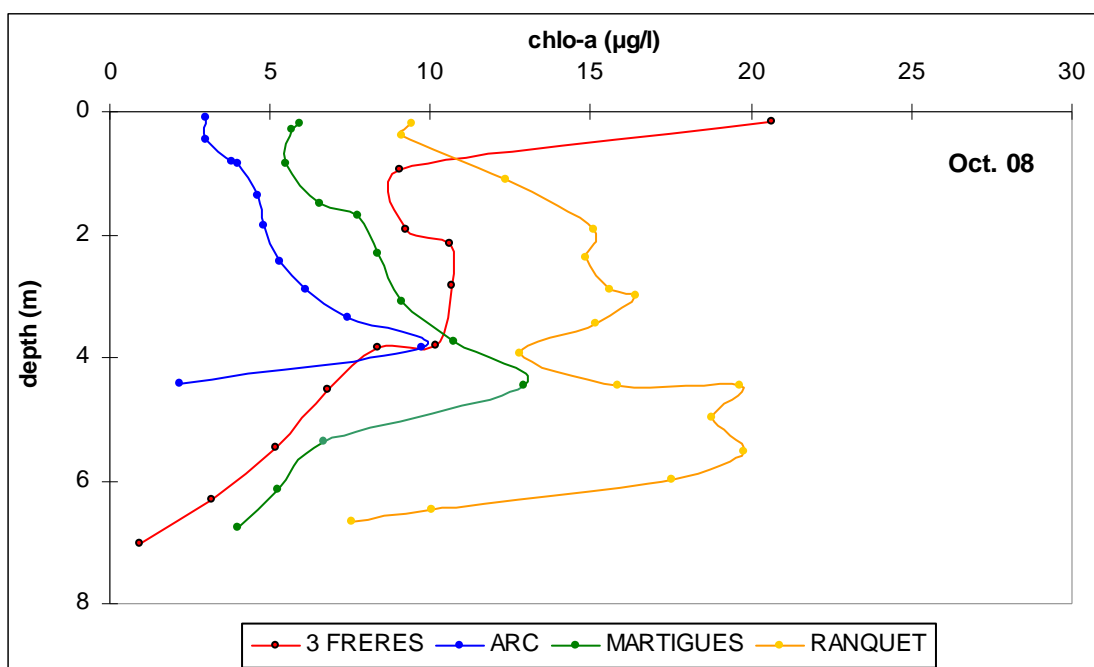


Figure 58. Teneurs en chlorophylle-a (en µg/l) dans la colonne d'eau, en fonction de la profondeur, sur les 4 sites témoins de suivi des moulières dans l'étang de Berre, en octobre 2008.






1.3.5 Bioaccumulation de contaminants

Les teneurs en contaminants organiques des moules dans l'étang de Berre ont été mesurées dans le cadre de la campagne RINBIO (IFREMER) en mai 2006 (Tableau 24). Les analyses ont été effectuées sur des échantillons standardisés de moules, laissés en

stabulation durant 2.5 mois, dans le sud du Grand étang, au niveau du site B (Martigues). Les résultats sont donnés, pour les principaux contaminants, sur la base d'un indice de qualité en 5 classes (de 0 à 4).

Tableau 24. Teneurs en contaminants organiques (unité mg/kg) des moules (source : campagne RINBIO mai 2006, IFREMER)

	Pb	Zn	Cd	Hg	Cu	Ni	As	Cr	SDDTs	SHCHs	SPCBs	S16HAPs
2006	0.7	142.5	0.5	0.03	4.0	1.4	9.8	0.4	11.5	1.5	42.9	35.2

	Niveaux de base (bruit de fond de la contamination côtière)
	Niveaux faibles
	Niveaux modérés (valeurs sub-normales par rapport au bruit de fond)
	Niveaux élevés (valeurs anormales de contamination)
	Niveaux très élevés (valeurs très élevées de contamination)

Excepté pour les molécules organiques, dont les niveaux sont relativement élevés, il n'y a pas trace de contamination particulière dans les moules analysées. Les teneurs en PCB (congénères 138 et 153) sont cependant relativement élevées en comparaison des résultats obtenus sur la plupart des autres lagunes (par exemple, jusqu'à 5 fois plus élevées que sur l'étang du Vaccarès). Si il n'y a pas de caractère de toxicité aiguë, l'exposition chronique à de faibles doses de PCB peut être à l'origine de divers dysfonctionnements observés chez les animaux de laboratoire. En raison de leur persistance, de leur caractère bio-accumulable et de leur toxicité, les PCB font partie des contaminants prioritaires. Une nouvelle campagne de mesure a été réalisée de juin à août 2009 ; les résultats de cette campagne ne sont pas encore disponibles.

1.4 Conclusion sur les populations de moules

Les populations de *Mytilus galloprovincialis* s'étendent de 300 m à 2 300 m du rivage et entre 0 et 9,8 m de profondeur. L'abondance moyenne des peuplements est la plus élevée pour le site de Martigues qui est sous influence des entrées d'eaux marines par le canal de Caronte et la plus faible pour le site du Ranquet. Par ailleurs, l'extension des peuplements vers le large apparaît de manière générale dépendante de la profondeur et contrainte par l'oxygénation des eaux et la qualité du substrat, elle a été globalement stable depuis 2006. Au cours de la série temporelle, l'été 2006 a été marqué par de fortes mortalités, liées à des conditions anoxiques. Cependant la recolonisation des fonds a été relativement rapide, dès l'automne, par le recrutement de jeunes individus. En 2008, les peuplements avaient retrouvé leurs niveaux de 2006, et on note en 2009 des augmentations d'abondance sur certains sites. Cela souligne bien la sensibilité des peuplements de moules dans l'étang face aux perturbations du milieu (température, anoxie) mais aussi leur potentiel de recolonisation (par ailleurs mis en évidence par de très fortes densités de naissains).

En revanche, toutes stations confondues, à partir de juillet 2007, les tailles et poids moyens des individus restent globalement inférieurs à ceux mesurés entre novembre 2006 et mai 2007. Il est probable que les conséquences des fortes mortalités de l'été 2006, soient encore visibles sur le peuplement en place et sa composition. Ainsi, à compter de juillet 2007, et jusqu'en janvier 2010, les juvéniles restent très nettement dominants sur les 4 sites témoins. Le peuplement semble contrôlé par des arrivées massives et régulières de juvéniles (de 20 000 à 50 000 individus/m² au moment des pics de recrutement). Toutefois, ce recrutement ne donne pas lieu au développement d'une fraction plus âgée, le peuplement est décalé vers les plus petites classes de taille, l'absence des plus grands individus dans les échantillons pourrait traduire sa difficulté à atteindre un certain niveau de maturité. Les indices de conditions, malgré une certaine hétérogénéité, suivent globalement une évolution saisonnière régulière, rythmée par les différents épisodes de la gamétogenèse. Néanmoins cette évolution saisonnière a été moins marquée en 2008 et 2009, probablement atténuée par la très forte représentation des individus juvéniles (moins de 1 an) dans l'ensemble des échantillons à compter de juillet 2007.

Pour autant, le suivi d'échantillons standardisés de moules, maintenus en immersion à très faible profondeur (0.5 m de profondeur) entre juillet 2008 et juillet 2009, a témoigné d'une croissance régulière des moules (compris entre 2 et 9 mm par mois selon la période considérée et l'âge des moules) et avec de très faibles taux de mortalité (8% en moyenne au

bout d'un an). Ces résultats confirment que, dans la partie supérieure de la colonne d'eau, les conditions permettent la survie et la croissance des moules et témoignent de leur fort potentiel de croissance en particulier au cours de la période estivale. A noter que suite aux faibles conditions d'oxygénation de l'été 2009, les taux de croissance ont été plus faibles et des mortalités importantes (65% en moyenne) ont été observées.

Les salinités observées depuis le début du suivi se sont maintenues dans une gamme compatible avec la croissance des moules et le déroulement de leur cycle de vie. En revanche, l'oxygène a pu être limitant. Des épisodes d'anoxie marquée ont été enregistrés au cours des périodes estivales, en particulier sur le site du Ranquet. Les conditions particulières de ce site (bathymétrie, type de substrat, anoxies) pourraient expliquer la répartition spatiale particulière des populations : absence d'individus vivants en s'éloignant de plus de 100 m du rivage.

Par ailleurs, des analyses effectuées dans les sédiments de surface des sites témoins ont montré l'absence de toute contamination organique.

Enfin, l'espèce invasive *Musculista senhousia* a été présente en abondance début 2007, en particulier sur les stations « intermédiaire » et « profonde » du site D et sur le rivage des sites A et B. Cependant, depuis octobre 2007, sa contribution au peuplement de moules apparaît relativement stable au cours du temps. Le caractère invasif de *Musculista senhousia* n'est pas clairement mis en évidence, *M. galloprovincialis* restant l'espèce majoritaire dans les échantillons prélevés. En revanche, la présence en quantité importante de naissains de *M. senhousia* sur les capteurs du site D, en particulier, confirme la capacité de cette espèce à se reproduire et se développer dans l'étang.