Etang de Berre

Suivi écologique du milieu

Rapport de synthèse 2012

SOMMAIRE

1 Introduction 3
2 Description de la qualité du milieu et évolution des indicateurs écologiques en 2012 4
2.1 Apports 4
2.2 Qualité de l'eau et eutrophisation 5
2.3 Suivi patrimonial de la qualité sanitaire des eaux : Bactériologie 7
2.4 Populations zooplanctoniques 7
2.5 Macrophytes et phanérogames 8
2.6 Suivi des herbiers de Zostères et transplantations expérimentales 9
2.7 Macrofaune benthique 10
2.8 Ichtyofaune 11
2.9 Contamination chimique des sédiments 12
2.10 Etat écologique de la masse d'eau au titre de la Directive Cadre sur l'Eau 13
2.11 Doctorats menés en partenariat Gipreb/Universités 15
3 Annexes pour l'année 2012. 16
3.1 Apports 17
3.2 Qualité de l'eau et eutrophisation 20
3.3 Suivi patrimonial de la qualité sanitaire des eaux : Bactériologie 27
3.4 Populations zooplanctoniques 30
3.5 Macrophytes et phanérogames 30
3.6 Suivi des herbiers de zostères et transplantations expérimentales 34
3.7 Macrofaune benthique 41
3.8 Ichtyofaune 50

1 Introduction

La surveillance des communautés aquatiques de l'écosystème est une des missions fondatrices du GIPREB, au travers de l'observatoire du milieu.

Le GIPREB réalise ainsi le suivi écologique des principaux compartiments et biocénoses dans l'étang de Berre avec les objectifs suivants :

- témoigner de l'état de vitalité de l'écosystème et mieux comprendre sa dynamique ;
- fournir un outil d'aide à la décision permettant d'orienter les actions de gestion en fonction de la réponse des milieux ;
- Informer le public et les acteurs locaux sur l'évolution du système.

L'observatoire du milieu œuvre à la mutualisation des efforts de connaissance et d'acquisition des données, les centralise, met à disposition la base de données constituée et travaille à la définition d'indicateurs écologiques (indicateurs d'état) et d'indicateurs de pression.

Le GIPREB est maître d'ouvrage d'études plus spécifiques ou de développements méthodologiques, adaptés au cas particulier, qui viennent compléter les données acquises dans le cadre du suivi écologique

Depuis 2006, le contrôle de surveillance/contrôle opérationnel réalisé dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau vient également compléter le suivi écologique.

Le suivi écologique réalisé par le GIPREB dans le cadre de l'observatoire du milieu porte sur des :

- indicateurs physiques de la masse d'eau : salinité, température, oxygène dissous, pH-redox, turbidité,
- indicateurs chimiques et biologiques de la masse d'eau : teneurs en sels nutritifs, populations phytoplanctoniques, algues et phanérogames, macrofaune benthique, moules, poissons,
- indicateurs de la qualité bactériologique des eaux (pour la pratique des usages nautiques)
- Indicateurs de la contamination dans les sédiments.

Il répond aux quatre grandes problématiques que sont le contrôle des apports par les bassins versants, le contrôle de l'eutrophisation, la contamination et le niveau de réponse des biocénoses et habitats, la pratique des usages.

L'observatoire du milieu a vocation à intégrer de nouveaux indicateurs, et en particulier les indicateurs de pression (apports telluriques, fréquentation, prélèvement de ressource, etc.). Le présent rapport est organisé en deux parties : la première partie fait la synthèse générale des observations effectuées au cours de l'année 2012 pour les différents compartiments de

l'écosystème et leur évolution récente ; la seconde partie regroupe, sous forme de tableaux et figures, l'ensemble des résultats numériques recueillis en 2012.

2 Description de la qualité du milieu et évolution des indicateurs écologiques en 2012

2.1 Apports

Comme pour tout milieu lagunaire, l'écosystème de l'étang de Berre est largement conditionné par la nature et la quantité des apports en provenance de son bassin versant : eau douce, limons, nutriments, contaminants. Les apports d'eau douce proviennent à la fois des eaux de pluies qui arrivent jusqu'à l'étang via le bassin versant et ses tributaires mais aussi des apports de la Durance via le canal usinier EDF. Dans sa partie sud, l'étang est alimenté en eau marine par le golfe de Fos via le canal de caronte.

La Provence est l'une des régions les plus sèches de France avec des cumuls annuels de précipitations de moins de 600 mm sur toute la basse Provence et moins de 500 mm autour de l'étang de Berre. La caractéristique du régime de précipitations méditerranéen est son extrême irrégularité : à une longue période de sécheresse estivale succède généralement un automne très arrosé. Souvent les précipitations automnales (de septembre à novembre) contribuent, en 3 mois, à plus du tiers des cumuls annuels. Ainsi, après trois années marquées par une hydrologie élevée (2008 à 2010 avec des cumuls annuels de précipitations compris entre 608 et 818 mm), en 2011 et 2012, les conditions hydrométéorologiques ont été plutôt sèches, proches de la tendance observée de 2002 à 2007 **(Fig.1)**. Les 446 mm de précipitations annuelles cumulées en 2012, rapportées à la surface de l'étang, équivalent à des apports en eau douce de 69 millions de m^3, respectivement 1.6 et 1.2 fois inférieur aux apports de 2009 et 2010 (respectivement de 127 et 94 millions de m^3).

Les apports en eau des tributaires naturels en 2012, au moins pour la Touloubre (78 millions de m^3) et la Cadière (17 millions de m^3), sont également inférieurs aux valeurs relevées en 2011 (respectivement 93 et 21 millions de m^3). Les données pour l'Arc sont manquantes **(Fig 2)**. En 2011, les trois rivières avaient apporté un total de 207 millions de m^3 d'eau. Après avoir culminés à prés de 7 milliards de m^3 par an en 1977, les apports en eau de la Durance dans l'étang de Berre, par le canal usinier de la centrale hydro-électrique de Saint-Chamas, ont été régulés par voie réglementaire, en 1993, 1994 puis en 2005. Depuis 2005, les apports en d'eau douce oscillent entre 662 et 1139 millions de m^3 par an et sont de 645 millions de m^3 pour l'année 2012 **(Fig.3)**.

Les apports solides (matières particulaires) par les tributaires naturels dépendent de l'hydraulicité et sont donc très variables d'une année à l'autre. Ils varient de 2 000 à 80 000 tonnes par an, sans toutefois prendre en compte les épisodes de crues. Ces dernières peuvent contribuer jusqu'à 99 % des flux de matière en suspension. Comme pour les apports en eau, les apports en limons par le canal usinier de Saint-Chamas sont régulés. En 2012, les apports solides (52 595 tonnes ; **Fig.3**)

ont été importants, proches des valeurs les plus élevées relevées en 2008 et 2010 (respectivement 74 674 et 62 536 tonnes).

Les apports en sels nutritifs, azote et phosphore suivent globalement les tendances des apports d'eau douce et de matière en suspension par les tributaires. Ainsi, de l'année 2010 à 2011, les apports en azote total et en phosphore total par les tributaires naturels (Arc, Touloubre et Cadière) étaient respectivement passés de 988 à 680 tonnes d'azote et de 31 à 29 tonnes de phosphore. En l'absence de données de débits pour l'Arc (principal contributeur des tributaires naturels) en 2012, et de données de qualité de l'eau (non encore disponibles) il n'est pas possible de fournir une évaluation fiable des apports en azote et phosphore, en revanche on peut estimer qu'ils sont proches de ceux calculés en 2011, les conditions hydrométéorologiques ayant été dans la même gamme.

Les nitrates apportés à l'étang de Berre par le canal usinier de Saint-Chamas représentent environ 50 % des apports totaux en nitrate et 15 % des apports en phosphore total. Les apports à l'étang concernent également les apports atmosphériques, les eaux de ruissellement, les apports industriels et ceux des stations d'épuration selon la répartition suivante (estimation réalisée pour l'année 2008) :

	Azote total (tonnes/an)	Phosphore total (tonnes/an)
STEP	57	6
Industries	96	9
EDF	1 085	30
Arc	652	69
Touloubre	211	28
Cadière*	100	3
Atmosphériques	77	2
Ruissellement	100	60
Total (t en 2008)	**2 278**	**203**

La caractérisation fine des apports diffus par le ruissellement et par voie atmosphérique fera l'objet d'une étude spécifique menée par le Gipreb à partir de 2013.

Enfin, les apports diffus en nitrates par la nappe fluviatile de l'Arc avaient été estimés à 40 t de N-NO_3 en 2001.

2.2 Qualité de l'eau et eutrophisation

La répartition spatiale et temporelle de la salinité dans l'étang de Berre montre le maintien d'une stratification entre la couche d'eau de surface moins salée et la couche de fond.

En 2012, la couche 1 à 6 m de profondeur est très homogène au cours de l'année avec une salinité comprise entre 13,8 et 31 g/l, selon la saison, la profondeur et les apports en eau douce. Au-delà de 6 m de profondeur la stratification haline isole la couche de fond plus salée (salinité de 36 au maximum en profondeur ; **Fig.6**) réduisant ainsi les échanges diffus d'oxygène, ce qui contribue au maintien de conditions hypoxiques, voire anoxiques en conditions estivales, à partir de 7 m de profondeur **(Fig.7)**.

La notion d'eutrophisation se réfère à un « enrichissement » des milieux aquatiques en sels nutritifs, essentiellement le phosphore et l'azote. Les conséquences en sont diverses : développement excessif de phytoplancton et de macrophytes nitrophiles, poussées d'espèces de phytoplancton potentiellement toxiques, hypoxie ou anoxie du milieu mortelles pour la faune et la flore, augmentation de la turbidité de l'eau et diminution de la lumière disponible pour les végétaux benthiques. La diminution de la biodiversité s'accompagne de la dominance d'espèces opportunistes à cycle de vie court. L'étang de Berre constitue ainsi un milieu globalement eutrophe, avec de fréquentes efflorescences algales (phytoplanctons et macroalgues) et des phénomènes d'appauvrissement en oxygène de ses eaux.

Le suivi réalisé depuis plusieurs années dans l'étang de Berre, confirme l'importance des flux d'eau douce (par la centrale EDF et les tributaires naturels) dans l'enrichissement en azote, notamment par des apports en nitrate qui ont lieu principalement en période hivernale alors que la production primaire est faible **(Fig. 8 à 12)**. L'azote minéral composé des nitrate, nitrite et ammonium, en concentrations importantes, constitue le stock de nutriments susceptible d'être assimilé par le phytoplancton. L'année 2012 est globalement comparable à 2011 avec une forte variabilité saisonnière des concentrations : les teneurs en nitrates sont comprises entre 0,1 µM et 20 µM (les valeurs les plus élevées sont observées en hiver, avec un pic à 50 µM en décembre 2012). Les teneurs en nitrites et ammonium suivent la même tendance saisonnière avec des valeurs respectivement comprises entre 0,1 et 1,3 µM et 0,1 et 15 µM. Les concentrations en phosphate restent globalement faibles (de l'ordre de 0,3 µM) avec une certaine homogénéité dans l'ensemble de l'étang, toutefois des valeurs plus élevées sont observées en été de 0,5 à 1 µM, sur toutes les stations, en surface et au fond. Les concentrations élevées en phosphate témoignent du caractère anoxique des eaux à cette période. En effet, la diffusion dans l'eau du phosphate stocké dans le sédiment est facilitée par les faibles niveaux d'oxygène dissous. Enfin, les teneurs en chlorophylle-a représentatives de l'abondance du phytoplancton sont également rythmées par la saison, les valeurs sont faibles en hiver (< 5 µg/l) et plus élevées du printemps jusqu'à l'automne (jusqu'à 29 µg/l).

Malgré une diminution des concentrations en sels nutritifs dans l'étang amorcée au début des années 2000, l'étang de Berre est classé en terme d'eutrophisation pour l'année 2012 dans un état « bon » en surface et « médiocre » au fond, sur la base des indices retenus par la DCE **(Tableaux 2 et 3,** source IFREMER**)**. Comme les années précédentes, les principaux paramètres déclassants sont la biomasse chlorophyllienne, les teneurs en oxygène dissous et les concentrations en phosphore. La transparence de l'eau, directement conditionnée par la charge en matière

particulaire (phytoplancton notamment) reste faible dans l'étang. La couche euphotique (où parvient seulement 1 % de la lumière incidente de surface) était atteinte à 7.4 m de profondeur en moyenne pour l'année 2012 **(Tableau 1)**.

2.3 Suivi patrimonial de la qualité sanitaire des eaux : Bactériologie

Ce suivi initié depuis 2003 par le GIPREB à la demande des acteurs de l'étang de Berre, institutionnels, usagers professionnels et particuliers a vocation à renseigner les usagers du nautisme sur la qualité sanitaire des eaux en dehors des périodes et zones habituelles de baignade.

Les prélèvements sont réalisés par le GIPREB selon une fréquence mensuelle sur les 10 stations du suivi hydrologique et 12 stations correspondant aux mises à l'eau des bases nautiques, soit 252 analyses annuelles **(Fig.14)**. Les analyses sont confiées par le GIPREB à un laboratoire agréé par le ministère de la santé pour la mesure des deux paramètres réglementaires : l'abondance en bactéries *Escherichia coli* et *Entérocoques*. Depuis 2012, elles sont réalisées par le Gipreb (méthode d'analyse Colilert/Enterolert©).

La grande majorité des résultats obtenus au cours de l'année 2012 témoignent d'une qualité d'eau majoritairement « bonne à moyenne », au regard des seuils s'appliquant à la qualification de l'état sanitaire des eaux de baignade (sans application réglementaire pour la pratique du nautisme **Fig. 15, Fig. 16**). Ponctuellement, certaines rampes de mise à l'eau et certains points du plan d'eau ont été momentanément déclassés par de mauvais résultats, induits par des épisodes orageux et des eaux de ruissellement conduisant à des pollutions locales. La qualité sanitaire des eaux de l'étang est donc globalement satisfaisante.

2.4 Populations zooplanctoniques

Les fortes perturbations anthropiques exercées sur l'étang de Berre depuis des décennies ont conduit à l'établissement d'une communauté zooplanctonique pauvre et caractéristique d'un milieu perturbé, dominée par deux espèces dans les années 1980-90 (le rotifère *Brachionus plicatilis* et le copépode introduit *Acartia tonsa*). Les changements hydrologiques et biologiques, résultant de la diminution des rejets par le canal EDF depuis 2004-2005, ont permis une diversification des espèces zooplanctoniques avec notamment l'établissement d'espèces côtières (ex : le copépode *Acartia clausi*) et d'espèces allochtones (le copépode d'Atlantique *Eurytemora affinis* et celui de Mer Rouge *Pseudodiaptomus cf. marinus*).

La diversification des populations de zooplancton s'est aussi accompagnée par la présence de plus en plus importante d'organismes gélatineux zooplanctonophages, notamment la méduse *Aurelia aurita* et le cténaire *Mnemiopsis leidyi*. Cette dernière, originaire de la côte Est des Etats-Unis et du Golfe du Mexique a été observée pour la première fois en 2005 dans l'Etang de Berre,

et demeure aujourd'hui l'espèce de gélatineux la plus abondante au cours de l'année **(Fig.17)**. Du fait du caractère euryhalin de *M. leidyi* et de l'absence de seuil de satiété observé, cette espèce présenterait un impact potentiellement fort sur le réseau trophique, entrainant une diminution importante de l'abondance en zooplancton et par effet cascade une hausse de celle du phytoplancton. *Aurelia aurita* et *Mnemiopsis leidyi* font donc l'objet d'une étude plus approfondie afin d'appréhender leurs impacts sur l'état de santé écologique de l'écosystème.

Source : thèse de Floriane Delpy, soutenance prévue en mai 2013.

2.5 Macrophytes et phanérogames

Les peuplements de macrophytes de l'étang de Berre présentent des signes d'importantes perturbations. Les herbiers de magnoliophytes (phanérogames) ont fortement régressé, ils ne sont plus présents qu'à l'état de vestiges et ne constituent plus de peuplement fonctionnel. Les Chlorobiontes nitrophiles, telles que les Ulves, prolifèrent, tandis que le développement des Rhodobiontes se limite à quelques espèces pionnières globalement en constante augmentation depuis 2003. Cette situation perdure en 2012, sans que les herbiers ne montrent de réels signes de recolonisation malgré une observation ponctuelle de Zostères sur un nouveau site.

31 stations littorales sont suivies en plongée sous-marine annuellement **(Fig.18)** et un indice d'abondance est calculé pour chacune des espèces de macrophytes présentes. En ce qui concerne les phanérogames, l'espèce *Ruppia cirrhosa* est observée de façon ponctuelle sur une station, *Potamogeton pectinatus* n'est plus présent et *Zostera noltii* est observée sur 3 stations (delta de l'Arc, Pointe de Berre, étang de Vaïne, **Tab. 5 ; Fig 19, 20**). La représentation des herbiers de *Zostera* demeure extrêmement faible au regard de l'ensemble de l'étang de Berre. Par ailleurs, les herbiers restent cantonnés au proche rivage, généralement à moins de 50 m de distance de la côte.

Les Chlorobiontes, sont représentées dans l'étang de Berre par les espèces du genre *Ulva* en lames (« laitues de mer ») et en tubes (ex. *Enteromorpha*) et *Cladophora* dont les populations se sont globalement développées depuis le début des années 1990. Les ulves en particulier ont montré des proliférations maximum dans les années 2002-2004 et se maintiennent depuis à des hauts niveaux de recouvrement (**Fig. 19**). Notons que les échouages massifs d'ulves sur les rivages et dans les faibles profondeurs, outre les nuisances qu'elles génèrent, constituent une contrainte supplémentaire à la croissance des herbiers de phanérogames.

Les Rhodobiontes *Gracilaria* et les Ceramiales (*Polysiphonia*, *Callithamnion*) sont également bien représentés le long du rivage. Depuis 2006, leur abondance cumulée a augmenté et se maintient à des niveaux élevés en 2012. Elles restent le deuxième groupe d'espèces le plus abondant, après les Ulves, au sein de l'étang de Berre. Ces algues rouges, les Gracilaires en particulier,

s'accumulent également dans les faibles profondeurs et le long du rivage, sous l'action du vent et des courants et s'échouent sur les plages.

2.6 Suivi des herbiers de Zostères et transplantations expérimentales

De par leur importance patrimoniale (*Zostera noltii* est une espèce protégée), les herbiers de zostères font l'objet d'un suivi particulier dans l'étang de Berre qui porte sur les surfaces couvertes et les principaux indicateurs de vitalité. A l'échelle de l'étang de Berre, les herbiers de *Z. noltii* restent à l'état de vestige et ne peuvent être considérés comme fonctionnels sur le plan écologique.

Les surfaces couvertes par les herbiers de *Z. noltii* sur les deux sites témoins de l'Arc et de la pointe de Berre, sont relevées à l'aide de photographies aériennes couplées à des vérités terrain. Pour le site de l'Arc, la surface couverte par les herbiers a diminué jusqu'à leur quasi disparition en 2007 puis stagne depuis 2008 (autour de 300-400 m² environ soit 0.2 % à 0,3 % de la surface potentiellement colonisable par les herbiers sur ce site). A la Pointe de Berre, après avoir augmenté à partir de 2007, la surface couverte varie peu en 2010, 2011 et 2012 (près de 5 000 m² soit 5 à 6 % de la surface potentiellement colonisable sur ce site, **Fig.21**). Notons que l'augmentation de surface d'herbier à la Pointe de Berre se produit essentiellement par coalescence des taches existantes (diminution du nombre global de taches et augmentation de leurs tailles moyennes) sans que l'on observe une progression de l'herbier vers le large.

Le suivi de la vitalité des herbiers est réalisé par la mesure de paramètres morphologiques standardisés : densité de faisceaux, biomasse endogée (rhizomes + racines), biomasse épigée (feuilles) et biomasse des épiphytes, relevés par des mesures *in situ* et par des prélèvements, positionnés de manière aléatoire au sein des taches d'herbier. Le protocole d'étude a porté préférentiellement sur des méthodes éprouvées et standardisées, et suit les objectifs et recommandations de la Directive Cadre Eau (2005). Les relevés pouvant être réalisés *in situ* ont été favorisés, dans le but de limiter les prélèvements afin de réduire l'impact sur les herbiers et le traitement de matériel (préparation et tri des échantillons).

Les paramètres de vitalité, marqués par une évolution saisonnière liée notamment à la croissance estivale des feuilles **(Fig.22 et 23)**, rendent compte d'un herbier dans un état de vitalité globalement faible (notamment en ce qui concerne les densités de faisceaux et les biomasses) par rapport à d'autres lagunes ou herbiers proches (anse de Carteau dans le golfe de Fos par exemple). Les biomasses foliaires ont toutefois augmenté en 2011 et 2012 sur le site de la Pointe de Berre, ce qui se traduit également par une progression de la surface foliaire utile (LAI) sur ce site. Par ailleurs les paramètres de vitalité sont très nettement supérieurs sur le site de Berre par rapport au delta de l'Arc où ils restent très faibles.

Enfin, une transplantation expérimentale de deux espèces de zostères, *Z. noltii* et *Z. marina* a été réalisée en juin 2009 **(Fig. 24)**. Après 3 ans de suivi (juin 2009 à juin 2012), les taux de survie des transplants sont faibles (inférieurs à 9 % en moyenne, **Tab. 6**), relativement homogènes selon les espèces et les techniques utilisées, mais semblent stabilisés. Par ailleurs, ces taux de survie moyens masquent une importante disparité selon les sites, les taux de survie s'échelonnent de 0 au minimum à 47 % au maximum. Des périodes de forte mortalité ont eu lieu au cours des trois mois suivant la transplantation (**Fig. 25**) et pendant les deux périodes estivales durant lesquelles le réchauffement de l'eau, le développement important d'épiphytes sur les zostères et d'algues sur les fonds (du genre *Ulva*, *Gracilaria* ; **Fig. 26**), ont engendré des nécroses des transplants. A celles-ci s'intercalent d'autres périodes (automne/hiver) où les transplants se stabilisent ou croissent selon les sites. Une croissance régulière des transplants est observée sur l'embouchure de l'Arc, l'Anse des Merveilles et la Pointe de Berre. La croissance des zostères se faisant par des faisceaux qui rayonnent à partir du transplant de départ, le diamètre maximal des transplants ayant survécu a également été suivi. Les taux d'élongation sur l'ensemble des sites sont comparables pour les deux espèces de Zostères (*Z.noltii* de 8 à 175 cm et *Z.marina* de 10 à 95 cm ; **Fig. 27 et Fig. 28**). Enfin les conditions du milieu, telles que la lumière disponible sur le fond ont également été relevées au cours des trois ans de suivi.

2.7 Macrofaune benthique

Les espèces de la macrofaune benthique présentes dans l'étang de Berre appartiennent majoritairement à la biocénose Lagunaire Eurytherme Euryhaline (LEE). Cet assemblage est essentiellement présent sur la bordure côtière et s'appauvrit vers le large, avec l'augmentation de la profondeur. La présence d'espèces à affinité marine (biocénose des Sables Vaseux de Mode Calme ; SVMC), qui constituaient l'essentiel du peuplement jusque dans les années 60, est notée à proximité du débouché du chenal de Caronte, qui relie l'étang avec le golfe de Fos. Le peuplement global pour 2012 reste caractérisé par des richesses spécifiques et des abondances faibles, dans un état majoritairement « mauvais » à « moyen» selon l'indice M-AMBI tel qu'il est utilisé actuellement dans le cadre de la DCE.

Le long de la bordure littorale, fixées sur les substrats rocheux ou sur d'autres coquilles, les moules (*Mytilus galloprovincialis* et *Musculista senhousia*) dominent les peuplements. Leurs abondances sont stables depuis 2007 (**Fig. 29 ; Fig. 30**). En s'éloignant de la côte, les peuplements de la bordure côtière (vers 4 m de profondeur, **Fig. 31**) sont encore dominés par des bivalves (74 %) suivis par les polychètes (21 %) tels que *Nereis succinea* **(Tab. 7)**. L'espèce *Brachidontes marioni*, bivalve indigène des lagunes méditerranéennes, est redevenue majoritaire comparée à l'espèce introduite *Musculista senhousia* (respectivement 32 % contre 23 %). En 2012, la richesse spécifique reste très faible, 9 espèces en moyenne (**Fig. 33**), la station la plus diversifiée étant située au sud-ouest de l'étang sous l'influence directe des entrées d'eaux marines par le chenal de Caronte. De façon générale, les espèces les plus abondantes sont celles

capables de supporter de fortes variations de salinité et de température. Les peuplements les plus dégradés sont observés au niveau de l'anse du Ranquet et de l'étang de Vaïne.

La zone centrale, plus profonde, reste très appauvrie en abondance par rapport à la bordure côtière. Dans les secteurs les plus profonds (station B4, 9 m), particulièrement sensibles aux épisodes d'anoxie, il s'agit plutôt de présence ponctuelle de quelques individus. Cette zone de l'étang apparaît ainsi d'une grande fragilité au regard de la macrofaune benthique, l'absence de tout individu vivant pouvant y perdurer plusieurs mois.

Depuis 2010, les crises estivales d'anoxie ont été moins marquées, néanmoins, cette relative stabilité des peuplements dans le temps n'a pas favorisé une diversification des peuplements. La zone centrale de l'étang montre toujours des fluctuations importantes du peuplement (la richesse spécifique est toujours au maximum de 2 espèces) et une chute des densités au cours de l'été. Moins exposés aux anoxies sévères, les peuplements de la bordure côtière présentent une relative stabilité dans le temps mais sans évolution significative en 2012.

2.8 Ichtyofaune

L'inventaire ichtyologique de l'étang de Berre, réalisé par des pêches expérimentales, et le suivi des pêcheries constituent deux volets complémentaires de l'évaluation des stocks de l'ichtyofaune.

L'inventaire ichtyologique, achevé en fin d'année 2010, a permis de donner une description de la nature du peuplement en place, des variations spatiales et temporelles dominantes, ainsi que de l'état de santé global des peuplements de poissons**.** Les principales conclusions de ce recensement des populations de l'étang ont été présentées dans le rapport de synthèse du suivi écologique 2009-2010.

En ce qui concerne la pêcherie, les objectifs du suivi ont été de décrire les activités de pêche actuelle et de caractériser et quantifier les espèces d'intérêt halieutique. La mise en œuvre de ce suivi s'est appuyée sur 5 volets:

- La caractérisation préalable de la pêcherie locale (bibliographie et enquête)
- L'analyse des déclarations volontaires des captures par les pêcheurs auprès des Affaires Maritimes
- Des enquêtes de débarquements à quai dans les différents ports de pêche de l'étang
- Des enquêtes par embarquements d'enquêteurs scientifiques au moment des pêches
- L'évaluation de l'effort de pêche

Pour la stratégie d'échantillonnage, 4 ports principaux (Martigues, Saint-Chamas, Berre, Marignane) et 3 ports secondaires (La Mède, Istres, Champigny) ont été retenus **(Fig. 36)**.

L'activité en terme d'espèces-cibles, de principaux métiers et de leur répartition au cours de l'année semble avoir globalement peu évoluée depuis les années 1980 **(Tab. 12)**. Cependant, le nombre de pêcheurs professionnels et la taille de la flottille active ont considérablement diminué depuis. On compte aujourd'hui une cinquantaine de patrons pêcheurs seulement contre 200 en 1977 et une soixantaine de bateaux actifs au maximum contre 118 à 135 en 1988-1989.

La pêcherie dans l'étang de Berre reste essentiellement centrée sur l'exploitation d'espèces lagunaires (anguilles, muges) et d'espèces marines effectuant une partie de leur cycle de vie en lagune (loup, daurade).

Ainsi, l'essentiel de l'activité est réalisé avec la capéchade (ou trabaque) à poste fixe, principalement entre avril et octobre avec une diminution à la fermeture de la pêche à l'anguille (15 juillet au 15 août). L'activité de pêche se distingue des autres pêcheries lagunaires de Méditerranée française par l'utilisation soutenue des filets calés et encerclant à Muges. Durant la période d'étude, l'effort de pêche sur l'étang de Berre a varié de 0 à 203 engins recensés par jour **(Fig. 37)**.

Comme pour la plupart des lagunes méditerranéennes françaises, la pêcherie de l'étang de Berre reste une pêcherie à « risque » contrainte par sa dépendance au milieu extérieur pour le recrutement des juvéniles et par les conditions du milieu (eutrophisation, crises anoxiques estivales). De plus, du fait du nombre restreint d'espèces cibles (4), l'avenir de la pêcherie de l'étang de Berre est intimement dépendante de l'état du stock d'anguilles et des mesures du prochain plan de gestion de cette espèce, qui ont pris effet en 2012 et qui peuvent limiter encore l'accès à cette ressource dont l'avenir à moyen terme reste incertain.

La diversification des captures et les reports d'effort seraient sans doute largement facilités par une poursuite de l'amélioration globale du milieu qui permettrait d'augmenter l'exploitation de la dorade en particulier et à terme, d'envisager aussi l'exploitation de nouvelles formes de ressources (palourdes, oursins avec une marinisation accrue du milieu).

2.9 Contamination chimique des sédiments

La contamination des sédiments de l'étang de Berre a été très importante par le passé avec une chronologie qui diffère entre le grand étang et l'étang de Vaïne.

Dans le grand étang, les niveaux maximum de contamination ont été atteints dans les années 1950-1960. Dans l'étang de Vaïne, deux périodes de contamination ont pu être mises en évidence : dans les années 1930 pour tous les métaux et autour des années 1980 pour le cobalt (Co), le chrome (Cr) et le nickel (Ni). A partir des années 1970, les niveaux de contamination ont

fortement diminué sous l'influence des réglementations sur les rejets industriels : jusqu'à 90 % pour le cadmium (Cd) et le mercure (Hg), 80 % pour le plomb (Pb), 70 % pour l'arsenic (As), 50 % pour le zinc (Zn) et 20 % pour le cuivre (Cu). L'ouverture de l'usine hydroélectrique de Saint-Chamas en 1966 et le rejet de fortes quantités de limons faiblement contaminés en provenance de la Durance se sont également accompagnés d'une dilution de la contamination dans les sédiments de surface.

Les concentrations en Eléments Traces Métalliques (ETM) des sédiments de surface actuels de l'étang de Berre sont les plus faibles depuis plusieurs décennies. Aujourd'hui, les sédiments se caractérisent par des niveaux de contamination faible (As, Ni, Zn) à modéré (Cd, Cu, Cr, Pb, Hg). Les tests de toxicité effectués sur le polychète *Nereis succinea* montrent que certains ETM étudiés ne constituent pas à priori un risque particulier pour l'écosystème benthique du fait de leur faible niveaux de contamination dans les sédiments de surface (As et Ni) ou de leur faible biodisponibilité (Cu). Pour l'évaluation du risque que constitue Co et Zn dans les sédiments, d'autres bioindicateurs tels que le bivalve *Brachidontes marioni* devraient être testés, ce qui par ailleurs pourrait être pertinent dans le cas d'un développement d'activités ostréicoles ou mytilicoles dans l'étang. En 2011, les niveaux de contamination les plus élevés (Cd, Cr, Pb, Hg) se retrouvent dans l'étang de Vaïne et la zone Sud-ouest du Grand Etang à l'embouchure du chenal de Caronte et le long de la digue du Rove probablement attribués à des rejets récents en ETM par les industries du pourtour de l'étang. Cela nécessite donc de prendre des précautions lors d'éventuels travaux pouvant s'accompagner de remise en suspension de sédiments. Par ailleurs, si les ETM sont majoritairement piégés dans les sédiments, des flux « dissous » vers la colonne d'eau ont pu être mis en évidence, favorisés notamment par les conditions anoxiques dans la zone sud du grand étang. Le rôle de tels apports sur la dégradation de la qualité des eaux et de l'écosystème de l'étang reste néanmoins à confirmer et évaluer.

Source : Dynamique et biodisponibilité des éléments traces métalliques dans les sédiments de l'étang de Berre. Thèse de Doctorat de Sylvain Rigaud, présentée et soutenue publiquement le 10 juin 2011.

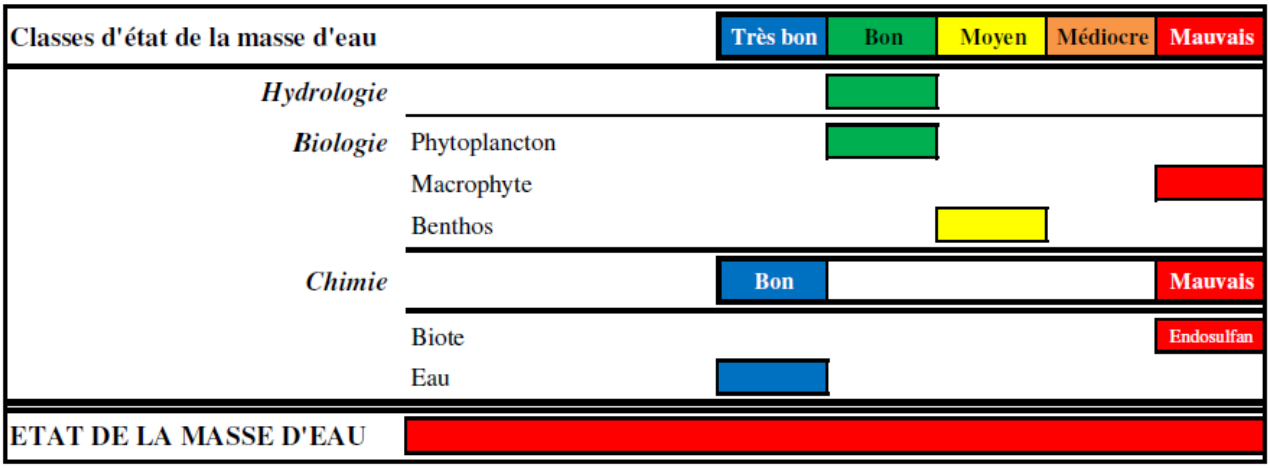
2.10 Etat écologique de la masse d'eau au titre de la Directive Cadre sur l'Eau

L'objectif principal de la DCE consiste en une cartographie de l'état chimique actuel et de l'état biologique actuel de chaque masse d'eau pour les eaux côtières et les eaux de transition du district "Rhône et côtiers méditerranéens" :

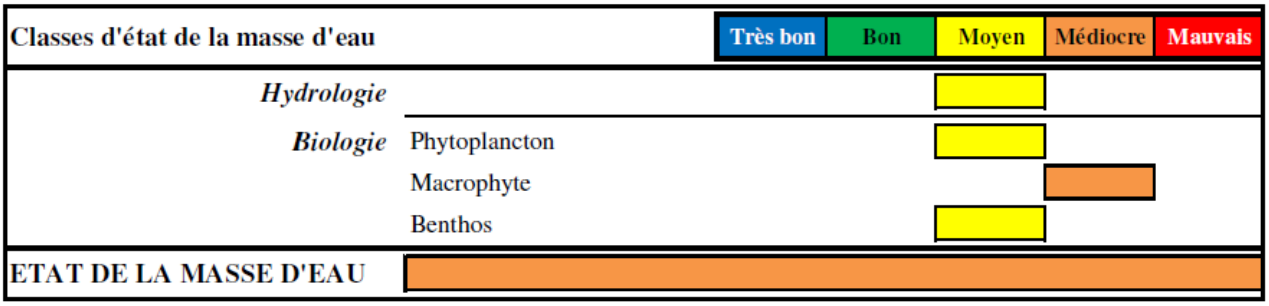
- Etat chimique "agrégé" à partir de 41 substances prioritaires et dangereuses prioritaires, avec une représentation en deux classes d'état chimique.
- Etat biologique "agrégé" à partir des différents éléments de qualité, avec une représentation en cinq classes d'état biologique ;

Le bon état écologique d'une masse d'eau est alors, pour la DCE, défini comme étant le moins bon de ces deux états, avec identification du paramètre déclassant.

La campagne du programme de surveillance, réalisée en 2009, classait l'état écologique du Grand Etang comme « mauvais », et l'état écologique de l'étang de Vaïne comme « médiocre ».



- Bilan de l'état de l'étang de Berre (Grand Etang) au titre de la DCE, campagne 2009 (Ifremer, 2010).



- Bilan de l'état de l'étang de Vaïne au titre de la DCE, campagne 2009 (Ifremer, 2010).

Ces résultats sont sans changement par rapport à la campagne DCE précédente réalisée en 2006 (seul le Grand Etang avait fait l'objet d'un suivi) : état « bon » pour l'hydrologie, état « moyen » pour le phytoplancton, état « médiocre » pour les macrophytes, état « moyen » pour le benthos.

Une nouvelle campagne a été réalisée en 2012, les résultats partiels et provisoires en sont présentés en annexes (**tab. 2** et **tab. 3**).

2.11 Doctorats menés en partenariat Gipreb/Universités

- Dynamique des assemblages microbiens dans une région contrastée soumise à de nombreux forçages: l'étang de Berre (Aix-Marseille Université). Anthony Malkassian, soutenue en décembre 2012.
- Impact des fluctuations de salinité sur le cycle de l'azote dans les sédiments de l'étang de Berre (Aix-Marseille Université). Imen Zaghmouri, soutenance prévue en mars 2013.
- Etude de la biodiversité et de l'écophysiologie du zooplancton gélatineux, méduses et cténaires en baie de Marseille et dans le complexe Berre-Fos. Approche expérimentale et par modélisation (Aix-Marseille Université). Floriane Delpy, soutenance prévue mai 2013.
- Interaction des dynamiques sédimentaires avec les herbiers de phanérogames (Zostères) en eau peu profonde dans l'étang de Berre. Anne-Eléonore Paquier (Aix-Marseille Université).), soutenance prévue en 2014.

3 Annexes pour l'année 2012.

3.1 Apports

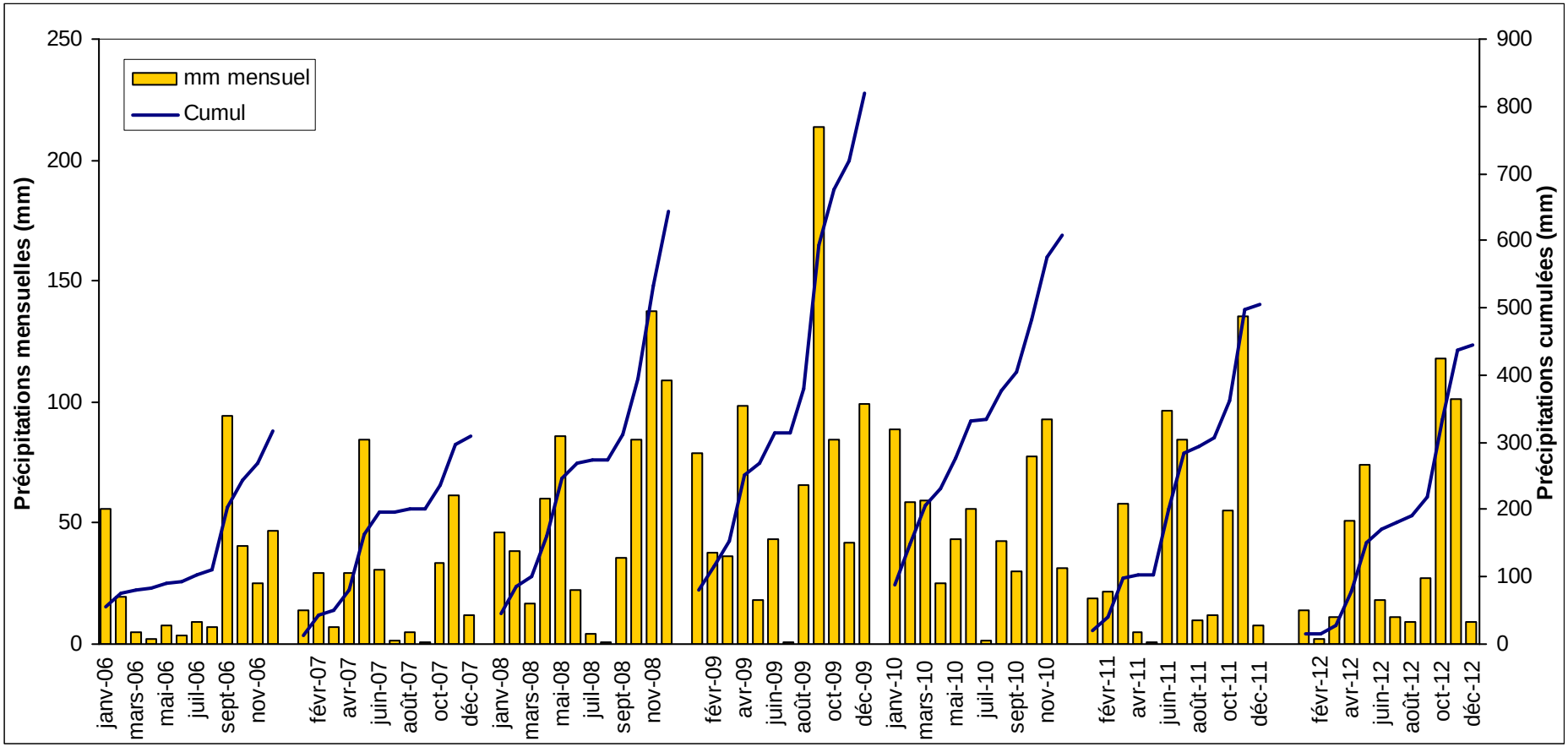
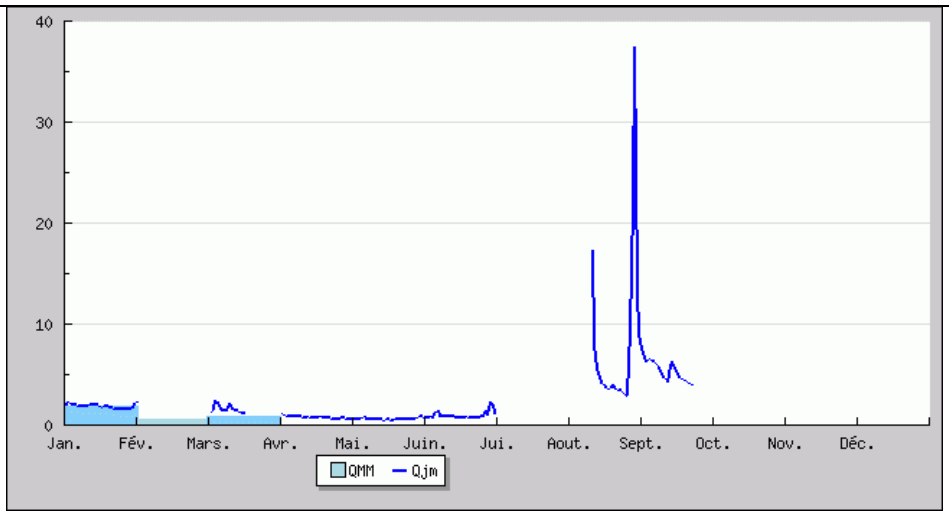
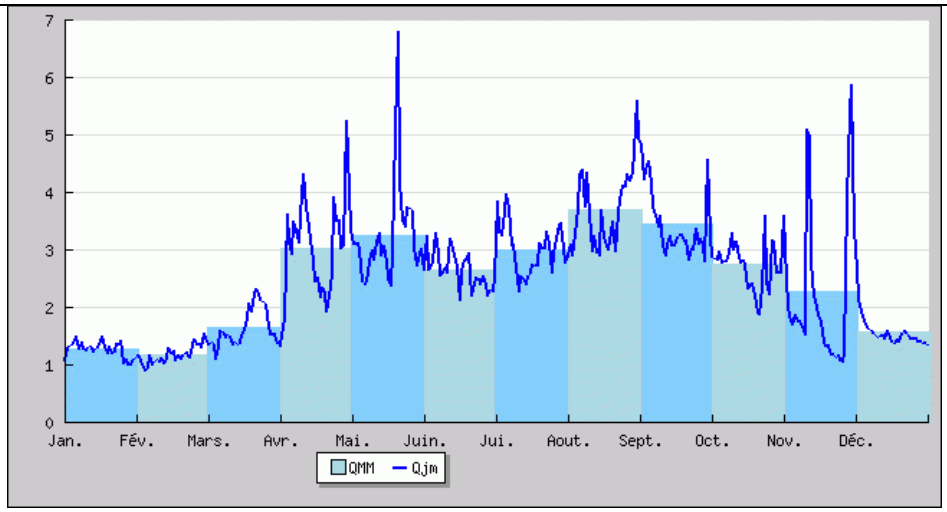


Figure 1 : Précipitations mensuelles et cumulées annuelles relevées entre janvier 2006 et décembre 2012 à la station de Marignane (données Météo France et Météo ciel).





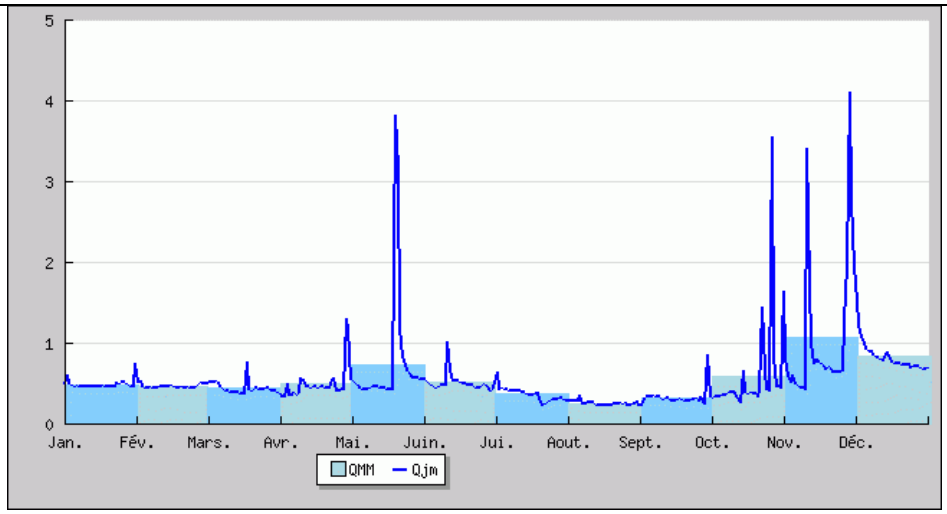
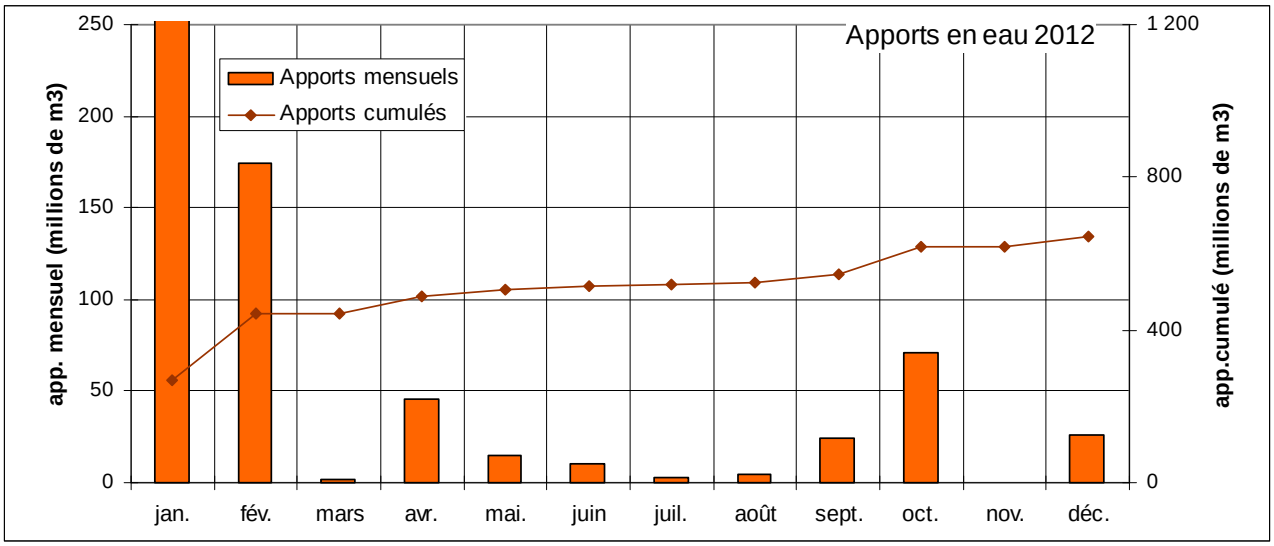


Figure 2 : Débits journaliers de l'Arc la Touloubre et la Cadière ($m^3.s^{-1}$) en 2012, avec QMM : écoulement mensuel mesuré et Qjm le débit journalier moyen (Source Banque Hydro). Donneés partiellement disponibles pour l'Arc.



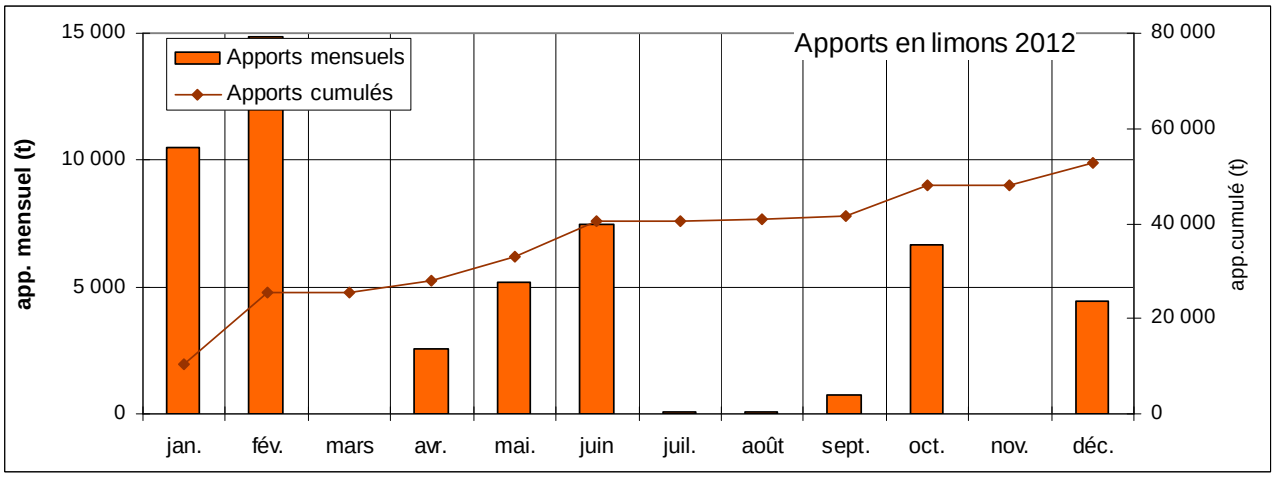


Figure 3 : Apports mensuels et cumulés de la Durance par le canal usinier en eau (millions de m^3) et en limons (tonnes) pour l'année 2012.

3.2 Qualité de l'eau et eutrophisation

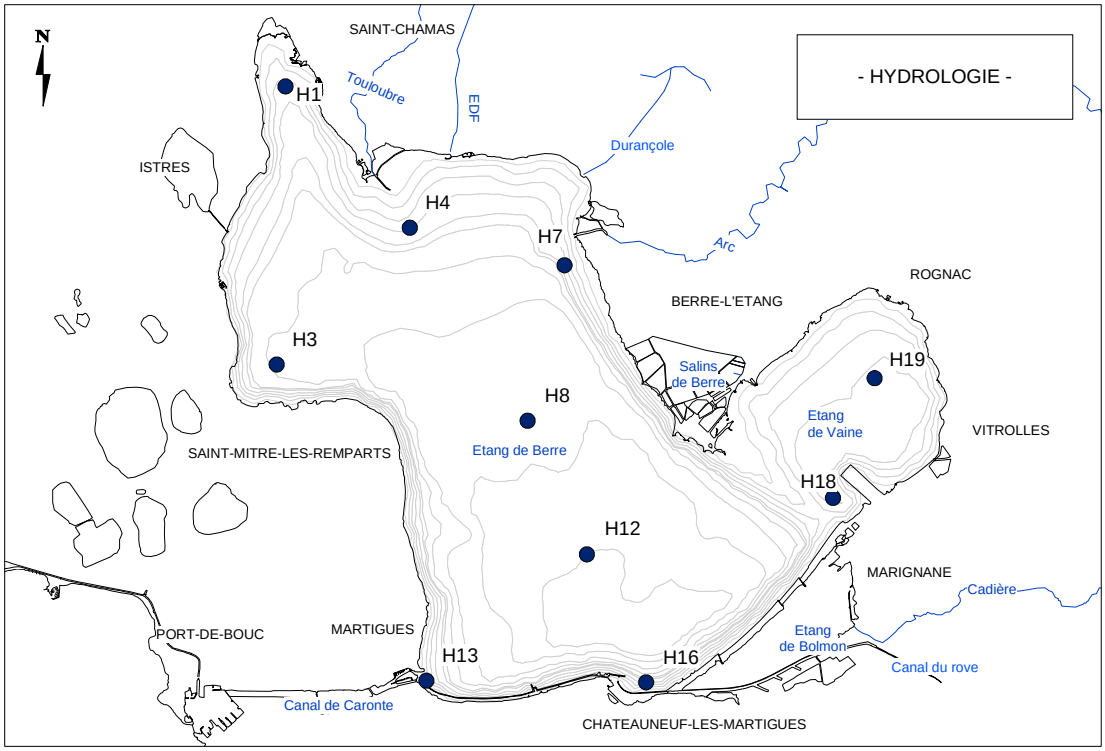


Figure 4 : Localisation des 10 points de prélèvement pour le suivi de la qualité physico-chimique de l'eau.

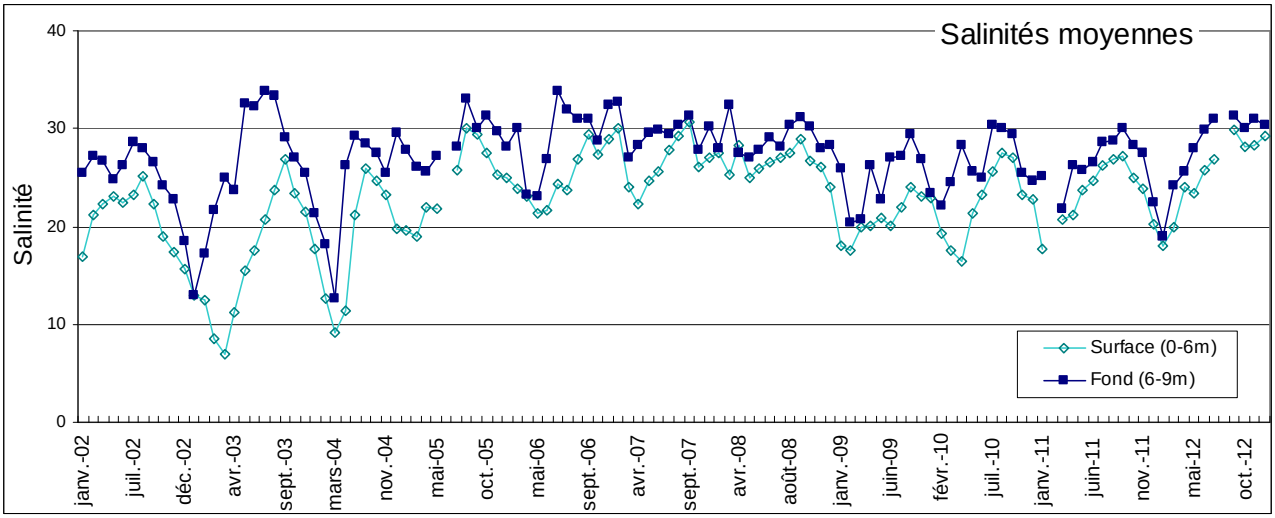


Figure 5 : Evolution temporelle de la salinité moyenne dans les couches d'eau 0-6 mètres et 6-9 mètres dans l'étang de Berre de 2002 à 2012.

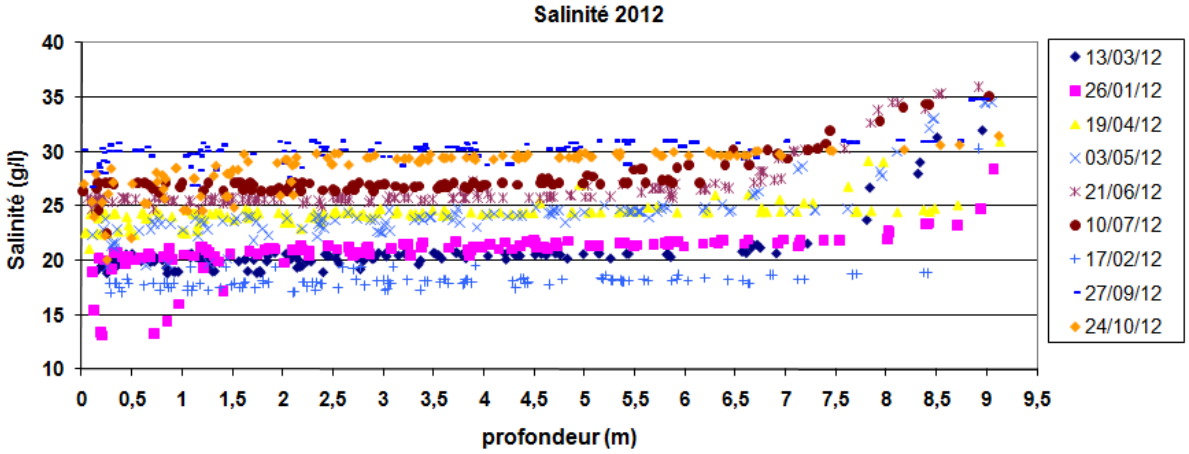


Figure 6 : Salinité en fonction de la profondeur, pour l'ensemble des stations du suivi hydrologique, en 2012.

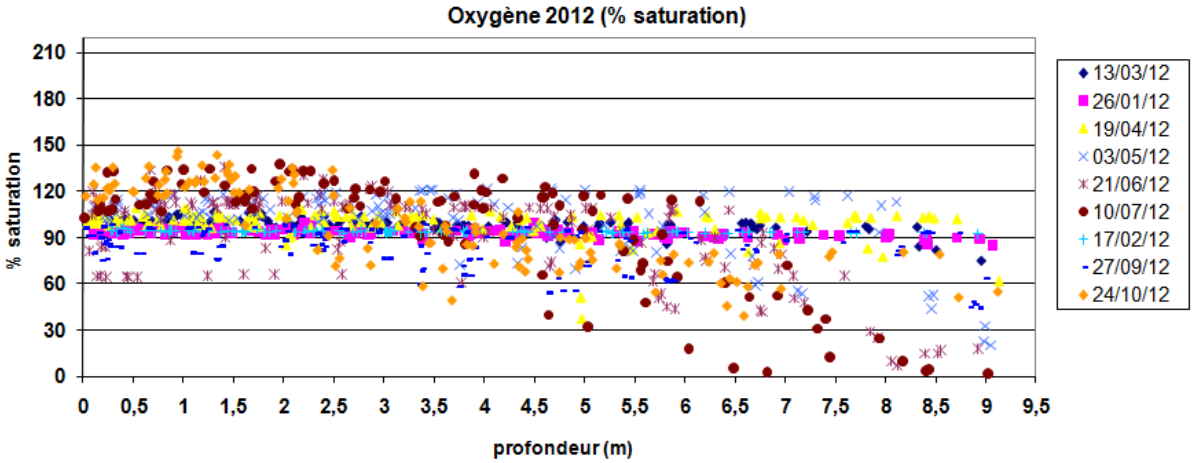


Figure 7 : teneur (saturation) en oxygène dissous en fonction de la profondeur, pour l'ensemble des stations du suivi hydrologique, en 2012.

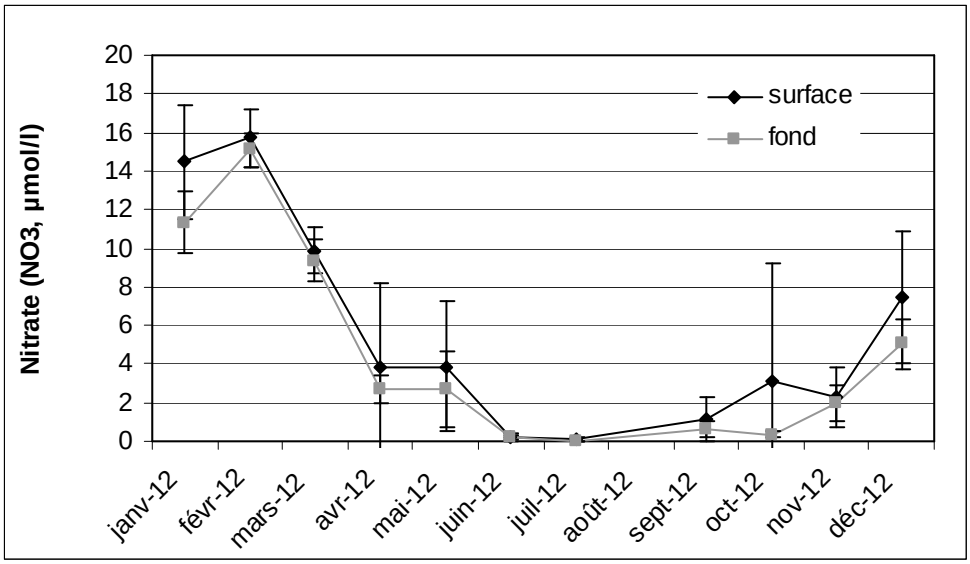


Figure 8 : Evolution des teneurs mensuelles moyennes en nitrates (en µM) en 2012. Les barres d'erreur correspondent aux écart-types.

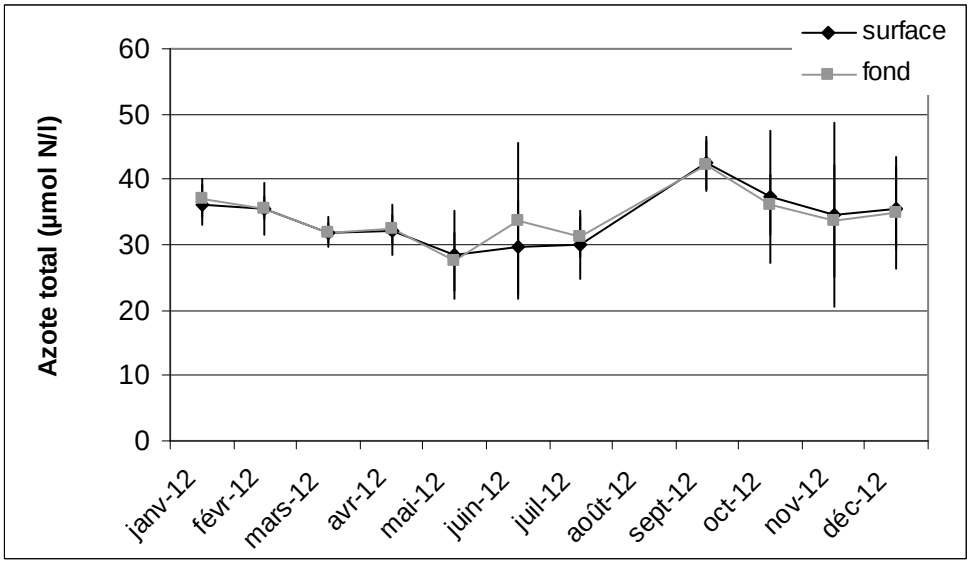


Figure 9 : Evolution des teneurs mensuelles moyennes en azote total (en µM) en 2012.

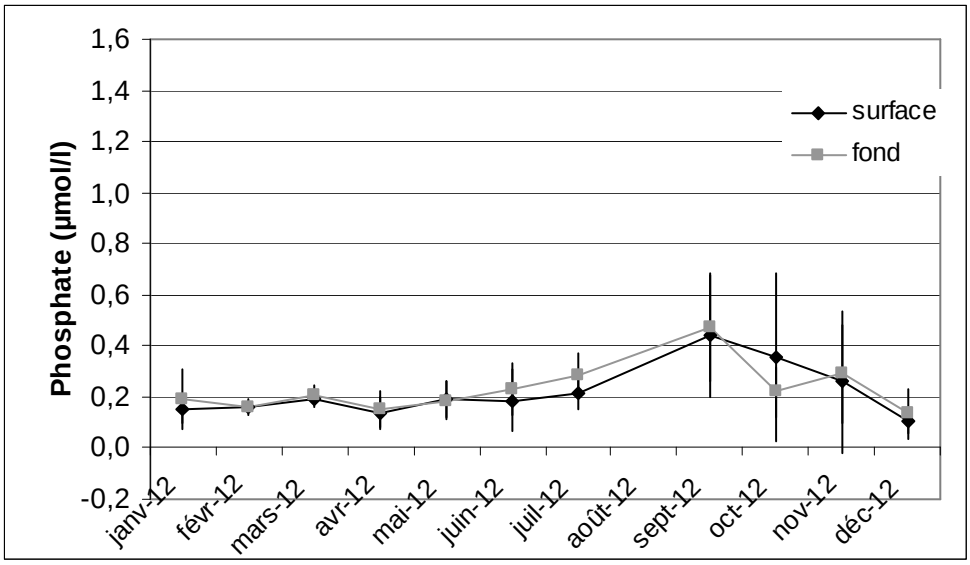


Figure 10 : Evolution des teneurs mensuelles moyennes en phosphates (en µM) en 2012.

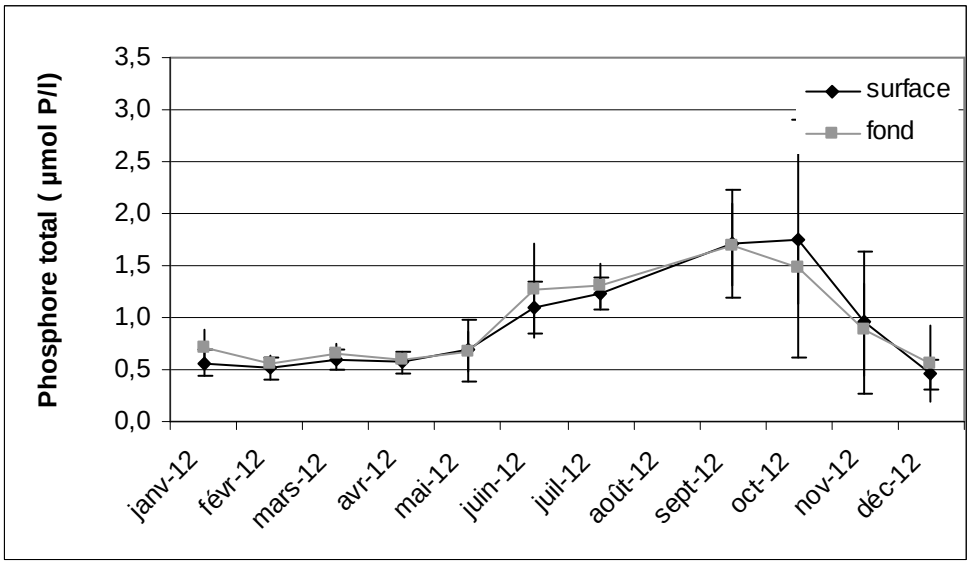


Figure 11 : Evolution des teneurs mensuelles moyennes en phosphore total (en µM) en 2012.

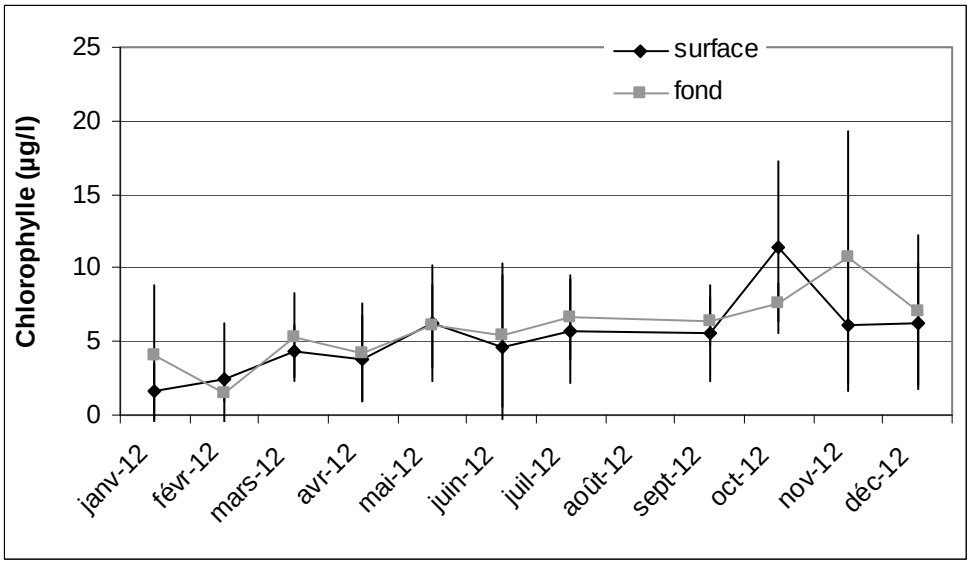


Figure 12 : Evolution des teneurs mensuelles en chlorophylle-a (en µg/l) en 2012.

		Zs moyen (m)	ecart-type	Kmin	Coeff atténuation lumineuse K'	Couche photique (m)	(D1% Poole & Atkins 1929)
2012	janv-12	1,8	0,4	0,9	1,1	4,3	4,7
	févr-12	2,2	0,5	0,7	0,9	5,4	5,9
	mars-12	2,4	0,6	0,6	0,8	5,8	6,3
	avr-12	2,9	0,3	0,5	0,7	7,2	7,8
	mai-12	2,0	0,8	0,8	1,0	4,9	5,4
	juin-12	3,1	0,8	0,5	0,7	7,5	8,3
	juil-12	2,4	0,3	0,6	0,8	6,0	6,6
	août-12						
	sept-12	2,0	0,6	0,8	1,0	4,8	5,3
	oct-12	2,3	0,5	0,7	0,9	5,6	6,1
	nov-12	5,8	0,9	0,3	0,3	14,3	15,7
	déc-12	3,5	0,7	0,4	0,6	8,5	9,3
	moyenne période 2012	2,7			0,8	6,8	7,4

moyenne 2006	2,8
moyenne 2007	2,7
moyenne 2008	2,7
moyenne 2009	2
moyenne 2010	2,0
moyenne 2011	2,8
moyenne 2012	2,7

Tableau 1: Profondeurs moyennes de disparition du disque de Secchi (Zs) dans l'étang de Berre en 2012 (moyenne des 10 stations du suivi hydrologique) ; Coefficient d'atténuation lumineuse lié aux propriétés physiques de la masse d'eau ; profondeur de la couche euphotique (D1% selon la relation de Poole & Atkins, 1929).

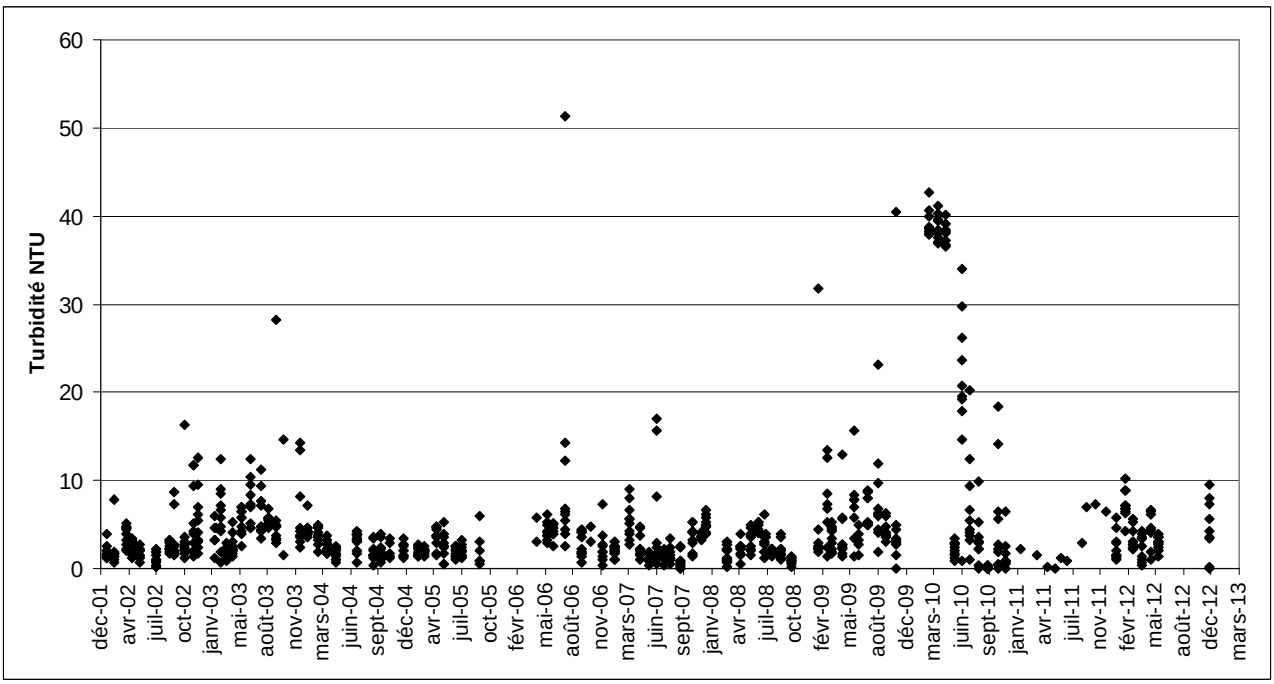
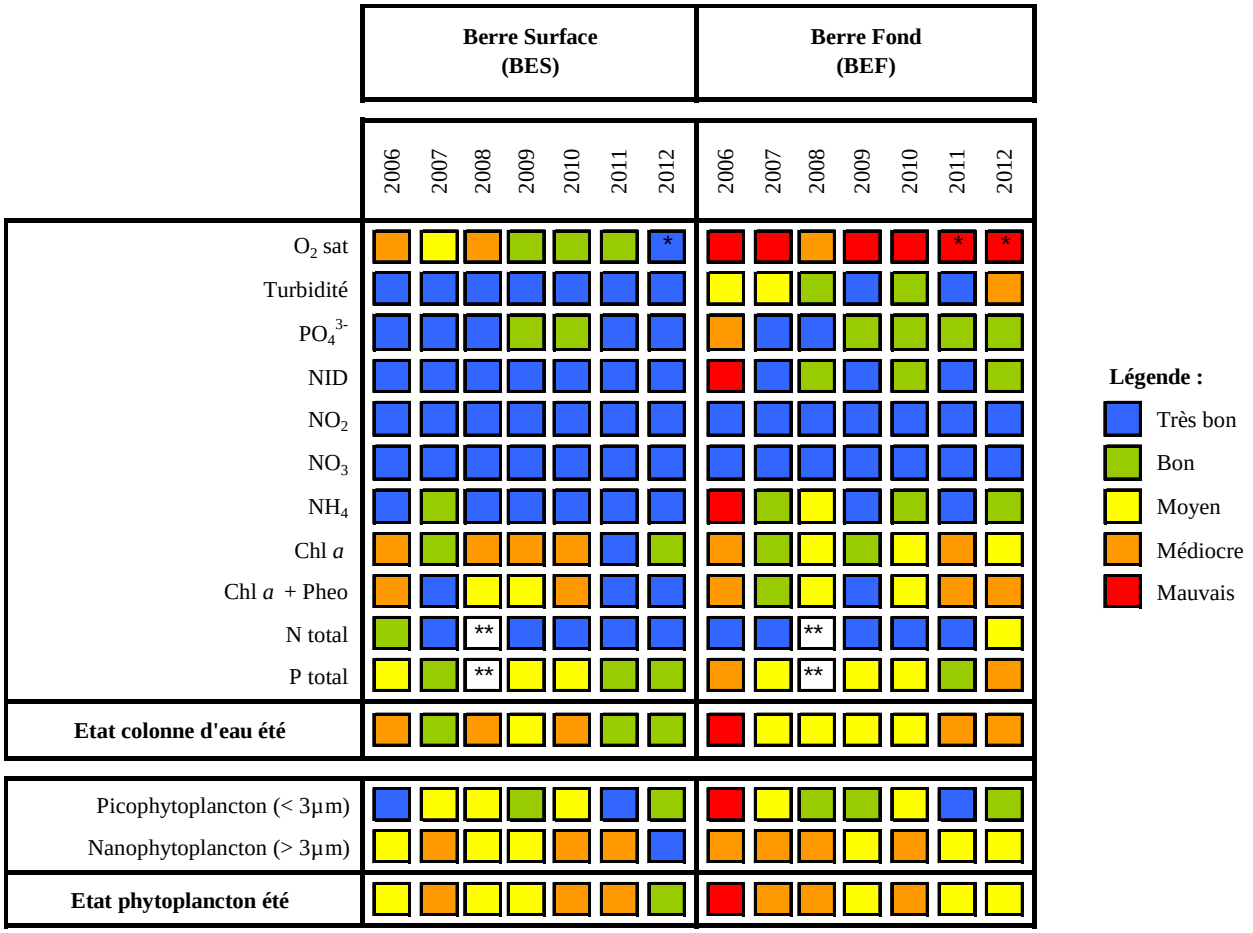


Figure 13: Valeurs moyennes de turbidité (NTU) relevées sur 10 stations du suivi hydrologique entre décembre 2001 et décembre 2012.

	BES			BEF		
ETE 2012	**juin**	**juillet**	**août**	**juin**	**juillet**	**août**
O_2 sat						
Turbidité						
PO_4^{3-}						
NID						
NO_2						
NO_3						
NH_4						
Chl *a*						
Chl *a* + Pheo						
N total						
P total						
Etat colonne d'eau été						
Picophytoplancton (< 3µm)						
Nanophytoplancton (> 3µm)						
Etat phytoplancton été						

Tableau 2 : Etat écologique de la masse d'eau de l'étang de Berre en 2012 (Grand Etang en surface et au fond) selon les paramètres de l'eutrophisation et la grille de lecture DCE (source Ifremer)



** Pas de données O2 en août 2011 et 2012. ** Pas de données en 2008.*

Tableau 3 : Etat écologique de la masse d'eau de l'étang de Berre (Grand étang en surface et au fond) selon les paramètres de l'eutrophisation et les critères de la DCE de 2006 à 2012 (source Ifremer).

3.3 Suivi patrimonial de la qualité sanitaire des eaux : Bactériologie

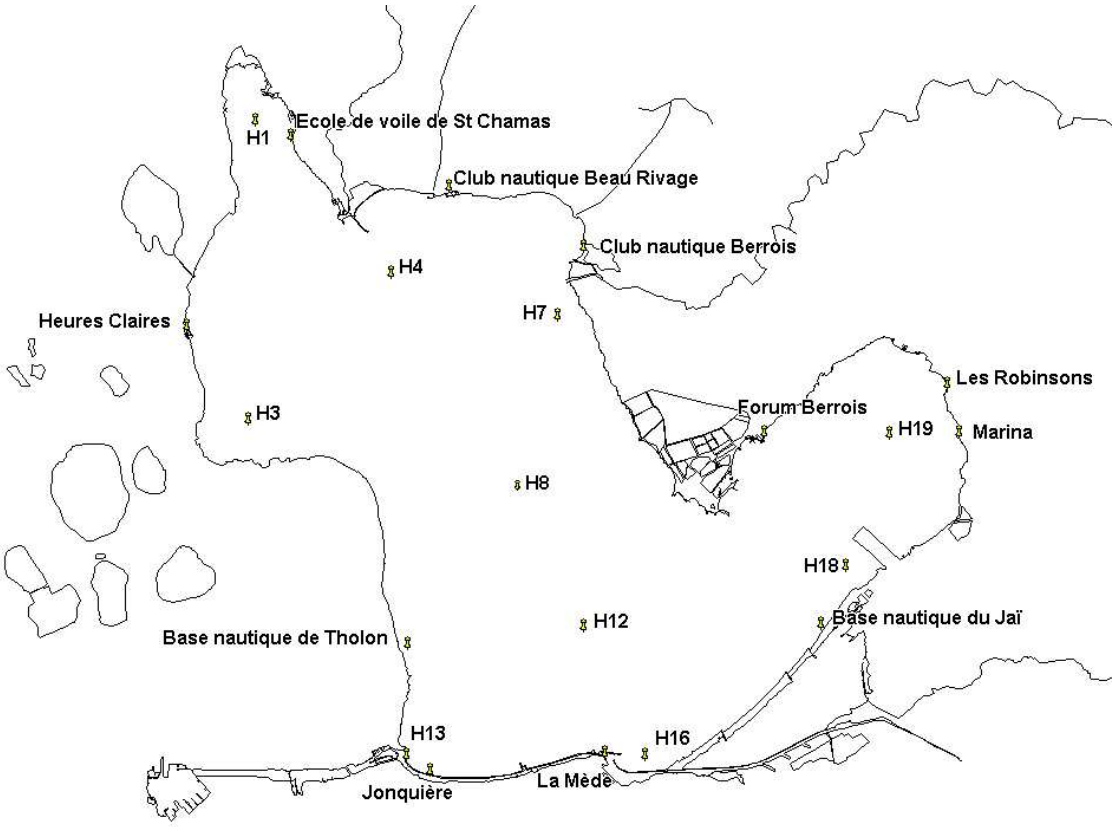


Figure 14 : Localisation des sites de prélèvement pour l'étude de la qualité sanitaire des eaux de l'Etang de Berre.

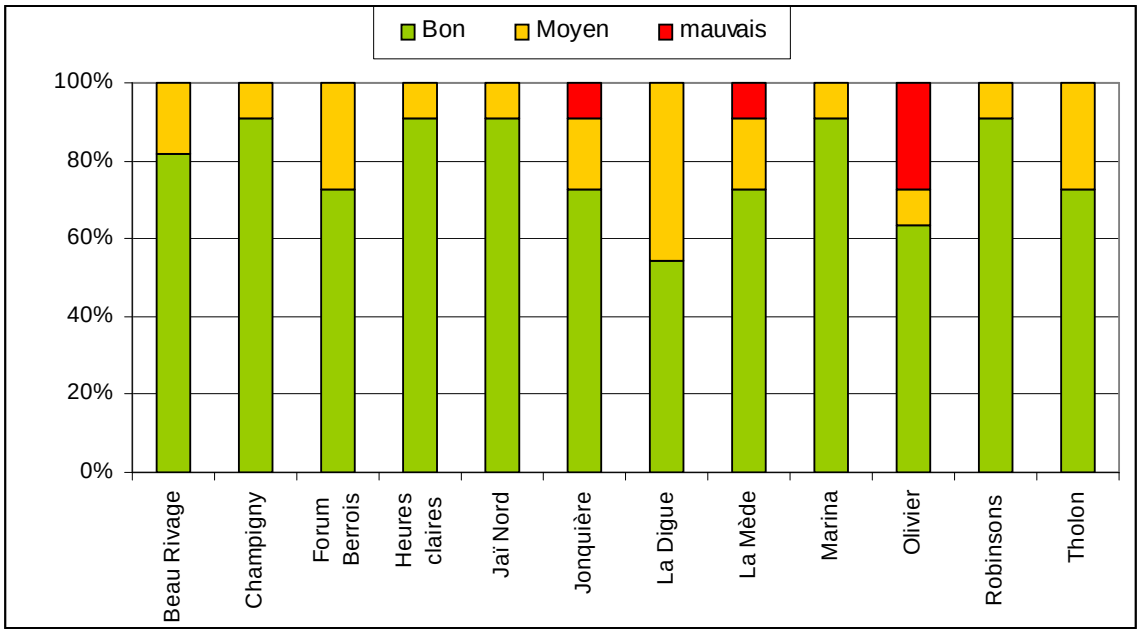


Figure 15 : Qualité sanitaire des rampes de mise à l'eau d'eau de l'Etang de Berre selon les seuils réglementaires appliqués aux eaux de baignade.

bon	<100
moyen	100-2000
mauvais	>2000

Tableau 4 : Seuils réglementaires pour qualifier l'état sanitaire des eaux de baignade (nombre d'individus d'*Escherichia coli* (Ec) et *Entérocoques* (Ent) pour 100ml d'eau prélevée).

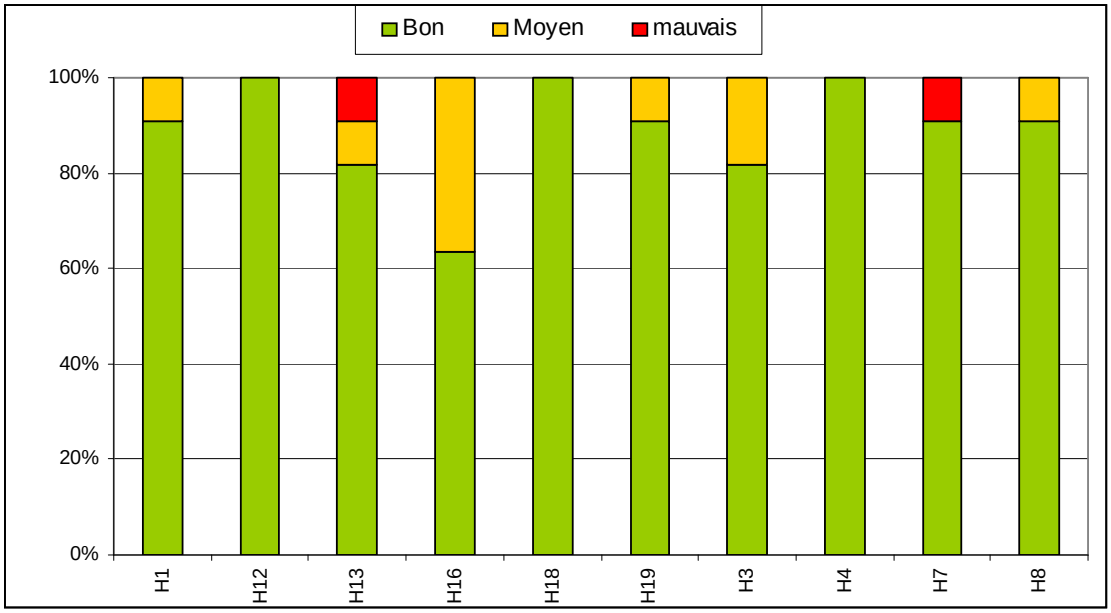


Figure 16 : Qualité sanitaire du plan d'eau de l'Etang de Berre selon les seuils réglementaires.

3.4 Populations zooplanctoniques

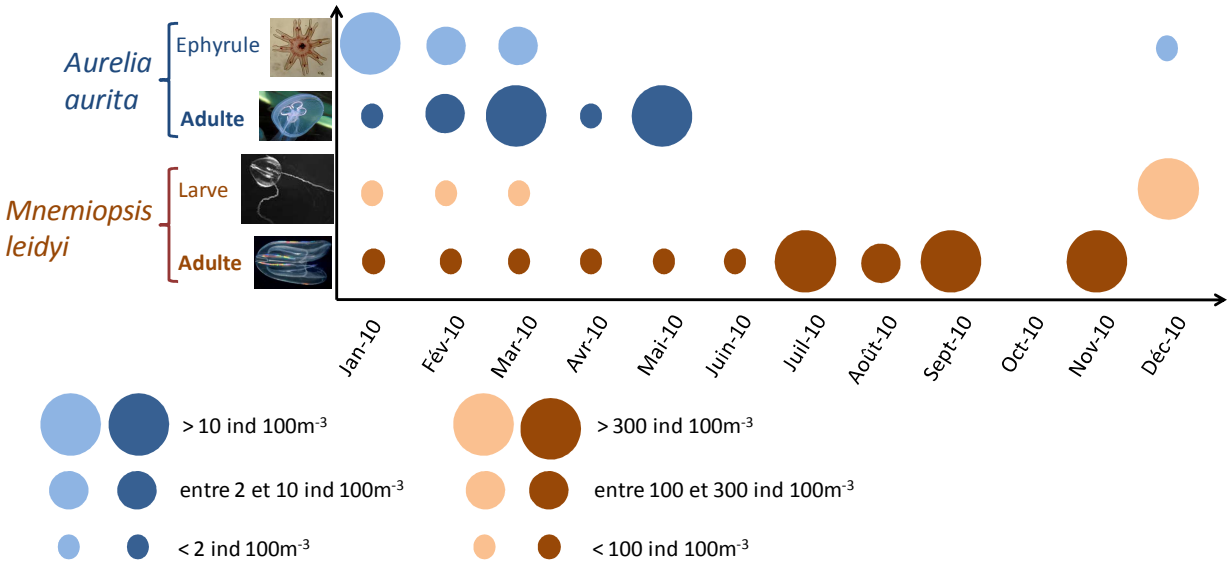


Figure 17 : Distribution temporelle d'*Aurelia aurita* (éphyrule et adulte) et de *Mnemiopsis leidyi* (larve et adulte) pour l'année 2010. Abondance moyenne sur 3 stations de l'étang de Berre. Source : thèse de Doctorat de Floriane Delpy en cours de publication.

3.5 Macrophytes et phanérogames

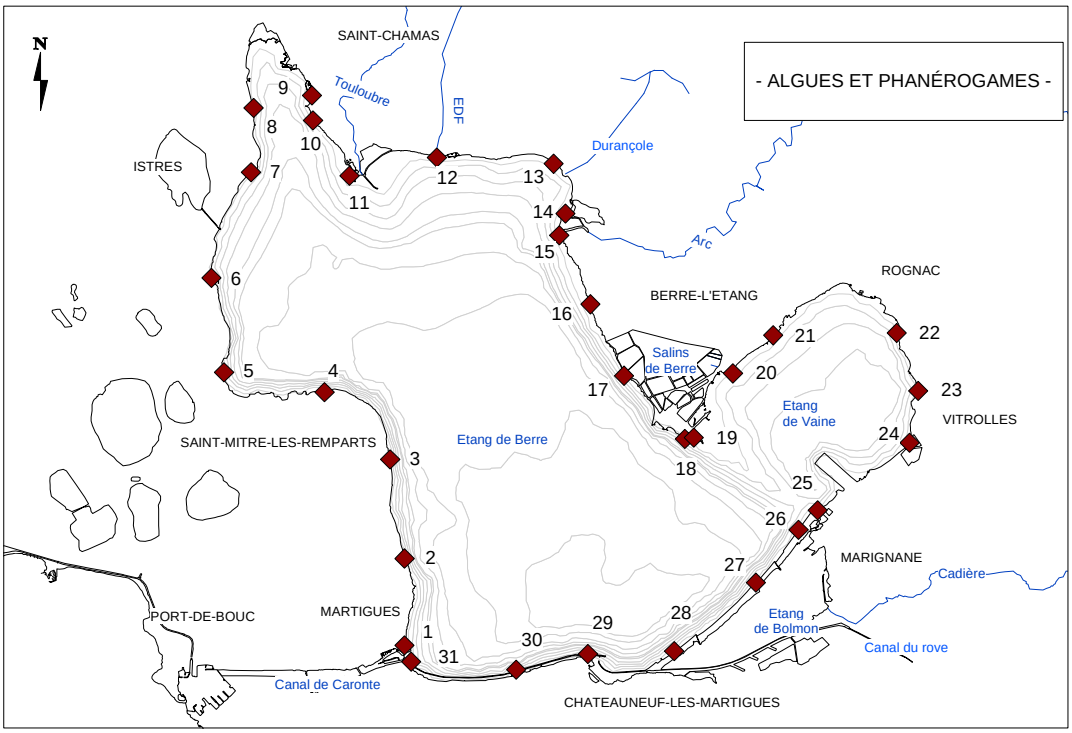
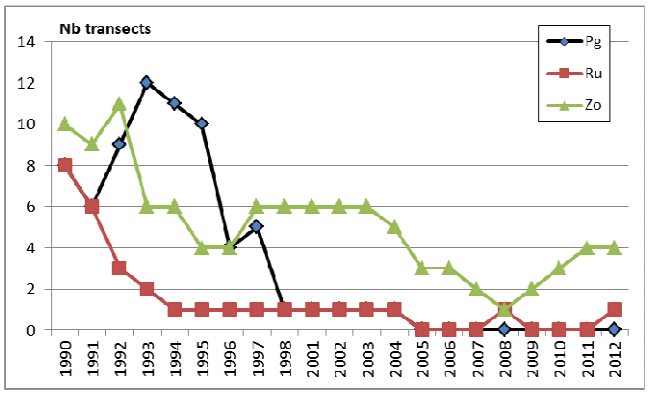


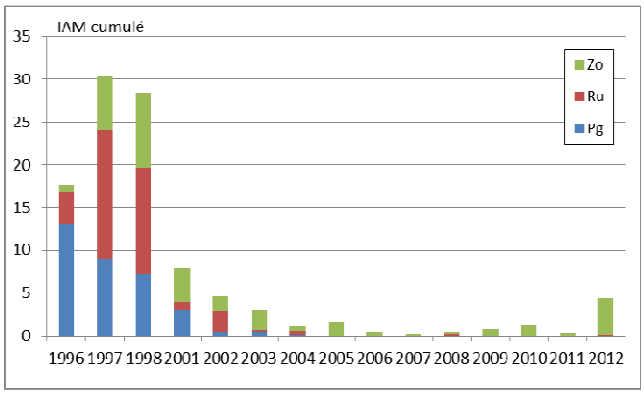
Figure 18 : Localisation des 31 transects d'observation pour le suivi des algues et phanérogames.

Transect	Pg12	Ru12	Zo12	En12	Ulv12	Cla12	Gra12	Ca_Po12
1	0	0	0	0,3	230	38	0	0
2	0	0	0	18	300	53	1	12
3	0	0	0	0	56	2	0	16
4	0	0	0	2	190	42	1	12
5	0	0	0	4	250	220	56	167
6	0	0	0	20	340	107	94	135
7	d.m.	d.m.	d.m.	d.m.	d.m.	d.m.	d.m.	d.m.
8	0	0	0	0,3	200	0,3	44	320
9	0	0	0	68	221	193	30	166
10	0	0	0	0	63	2	2	110
11	0	0	0	0	23	0,3	126	12
12	0	0	0	0	12	2	11	310
13	0	0	0	0,3	60	9	76	180
14	0	0	0	0	300	0	9	230
15	0	0	15	0	75	0	2	64
16	0	0	0	0	133	0	124	133
17	0	0	0	1	85	0	36	195
18	0	0	107	0	2	2	98	64
19	0	2	0	0	85	12	146	0
20	0	0	0	1	200	48	77	0
21	0	0	0	1	56	3	42	110
22	0	0	0	1	9	6	2	81
23	0	0	9	4	64	3	0	124
24	0	0	0,3	12	265	1	150	0
25	0	0	0	2	115	2	245	207
26	0	0	0	0	0,3	0,3	16	20
27	0	0	0	0	0,3	0,3	2	72
28	0	0	0	0,3	20	9	0,3	11
29	0	0	0	1	180	1	0	6
30	0	0	0	0	25	0	0	0
31	0	0	0	0	1	0	0	0
Moyenne IAM 2012	**0,0**	**0,1**	**4,4**	**4,6**	**118,7**	**25,2**	**46,4**	**91,9**

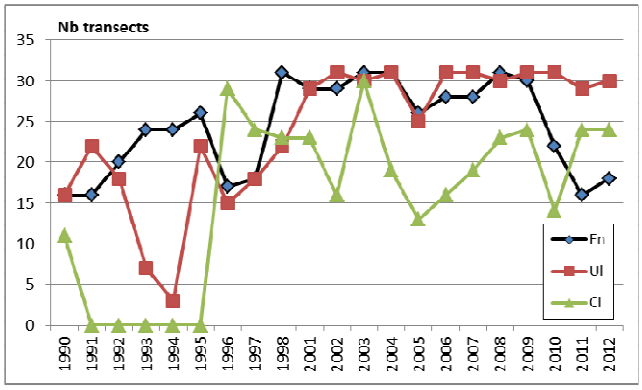
Tableau 5 : Indices d'abondance moyen (IAM) de chaque espèce le long des 31 transects de 100 m de longueur autour de l'étang de Berre. Pg = Potamogeton pectinatus ; Ru = Ruppia cirrhosa ; Zo = Zostera noltii ; En = Enteromorpha spp. (=*Ulva* spp. tubulaires) ; Ul = Ulva spp. ; Cl = Cladophora spp. ; Gr = Gracilaria spp. ; Po-Ca = Ceramiales : Polysiphonia spp. + Calihtamnion corymbosum ; année 2012.

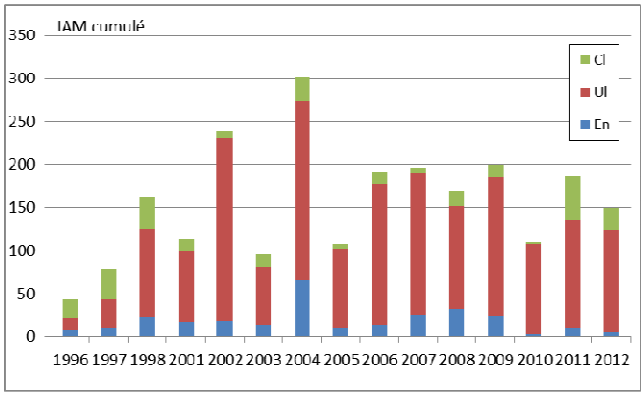
Magnoliophytes



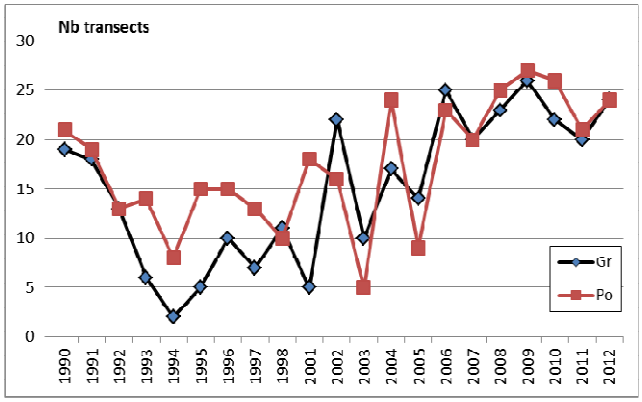


Chlorobiontes





Rhodobiontes



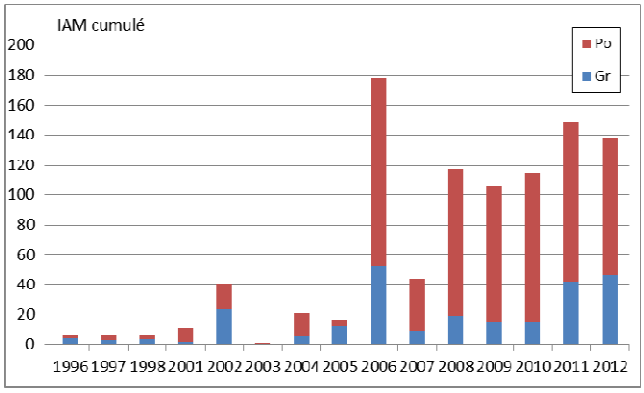


Figure 19 : Evolution du nombre de signalisations depuis 1990 (graphiques de gauche) et des IAM cumulés depuis 1996 (graphiques de droite) des Magnoliophytes, Chlorobiontes et Rhodobiontes. Pg = *Potamogeton pectinatus* ; Ru = *Ruppia cirrhosa* ; Zo = *Zostera noltii* ; En = *Enteromorpha* spp. (=*Ulva* spp. tubulaires) ; Ul = *Ulva* spp. ; Cl = *Cladophora* spp. ; Gr = *Gracilaria* spp. ; Po = *Polysiphonia* spp. Pour les Rhodobionthes, à compter de 2006, les *Polysiphonia* spp. et *Calithamnion corymbosum* ont été regroupés dans Po.

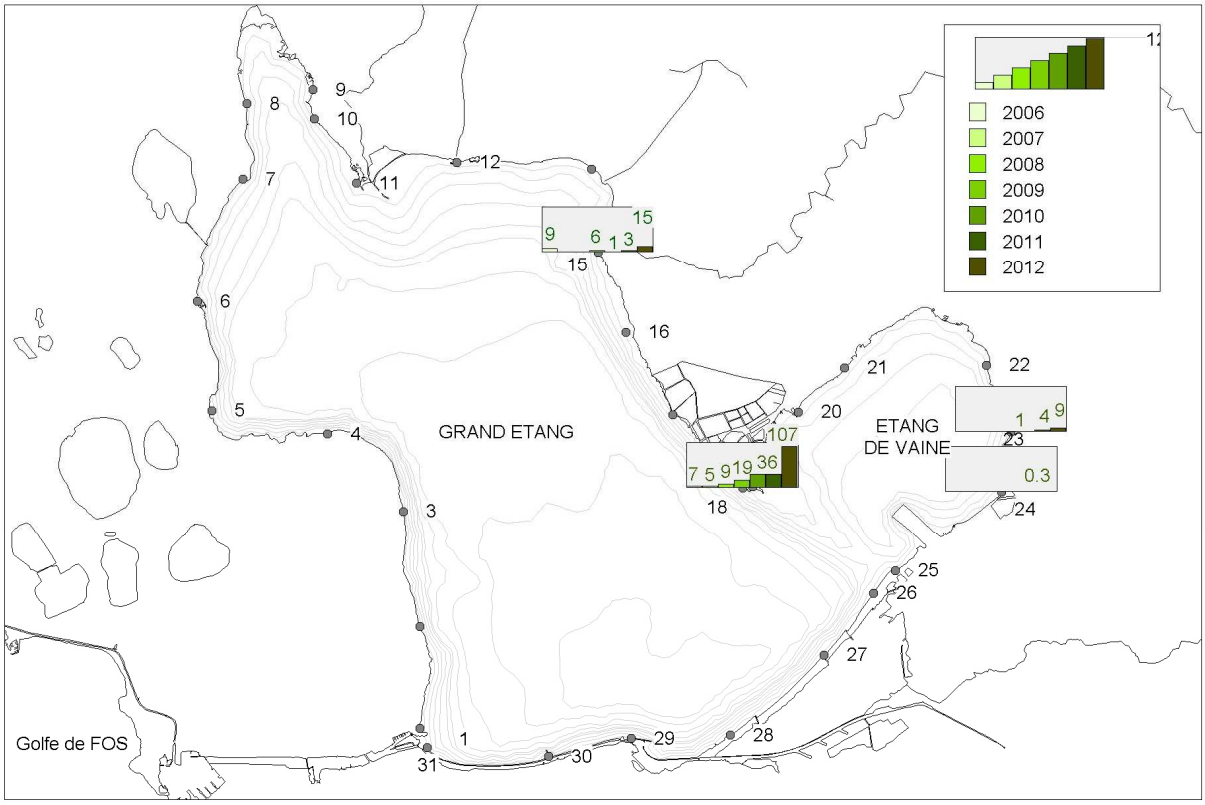


Figure 20. Localisation et indice d'abondance (IAM) de l'espèce *Zostera noltii* pour les 31 transects de suivi des macrophytes de 2006 à 2012.

3.6 Suivi des herbiers de zostères et transplantations expérimentales

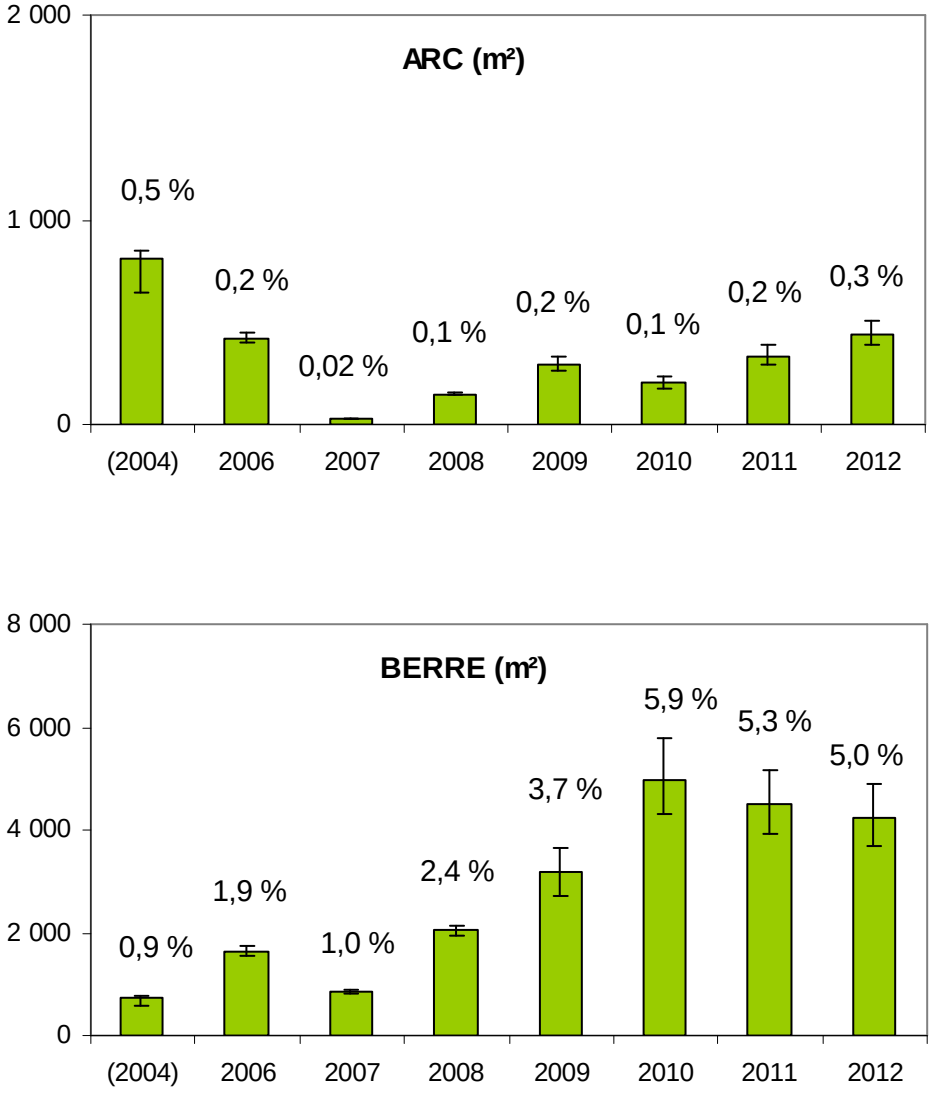


Figure 21 : Evolution des surfaces couvertes par les herbiers à *Z.noltii* sur les sites de l'Arc et de Berre de 2006 à 2012 (en m² et en % de la surface potentiellement colonisable par les herbiers sur chaque site). Les surfaces couvertes en 2004 sont données à titre indicatif.

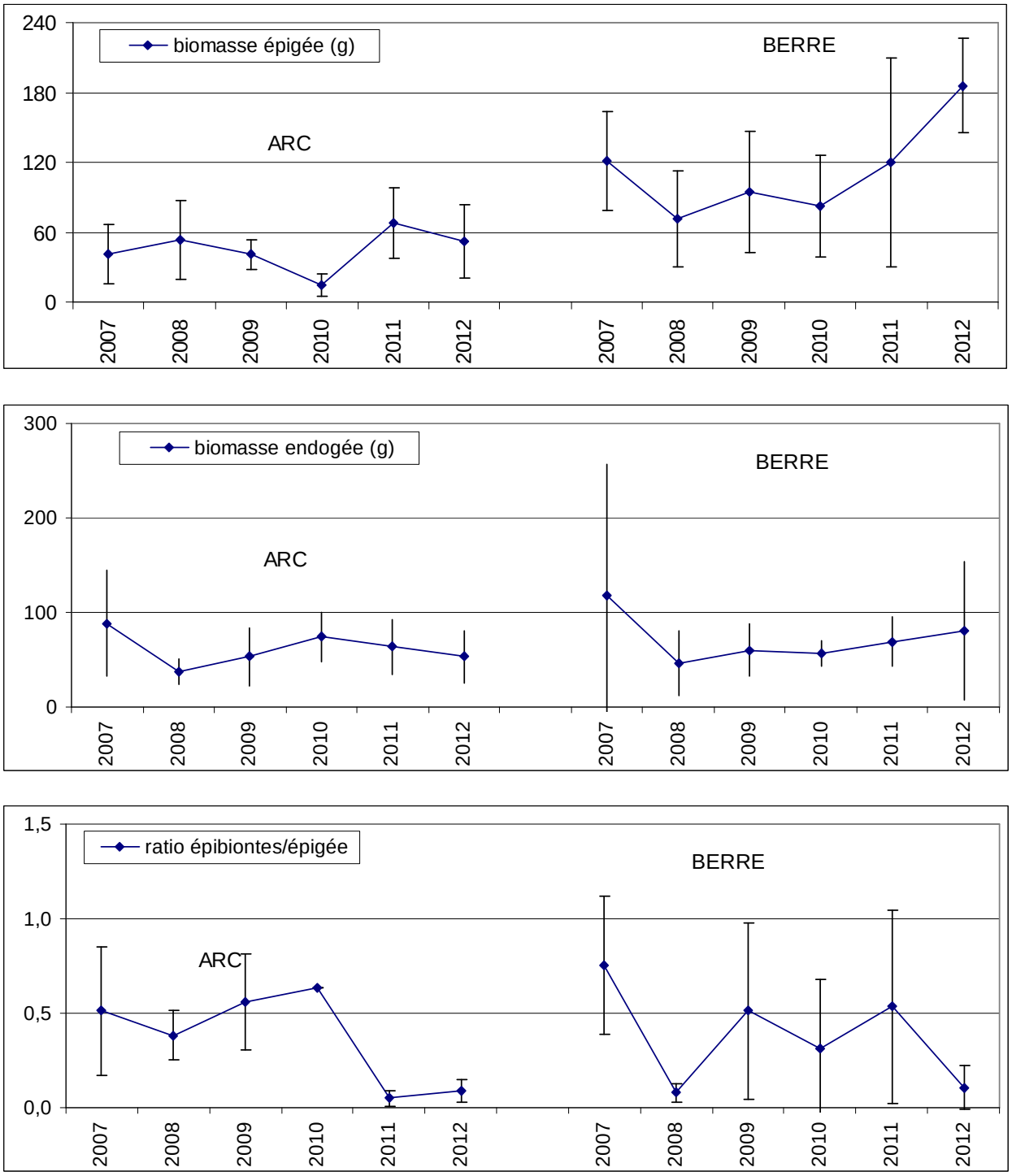


Figure 22 : Biomasses épigées (feuilles), biomasses endogées (système racinaire), ratio des biomasses d'épibiontes sur biomasses de feuilles sur les sites de l'Arc et de la Pointe de Berre (n=6, échantillons en mai-juin et août) de 2007 à 2012.

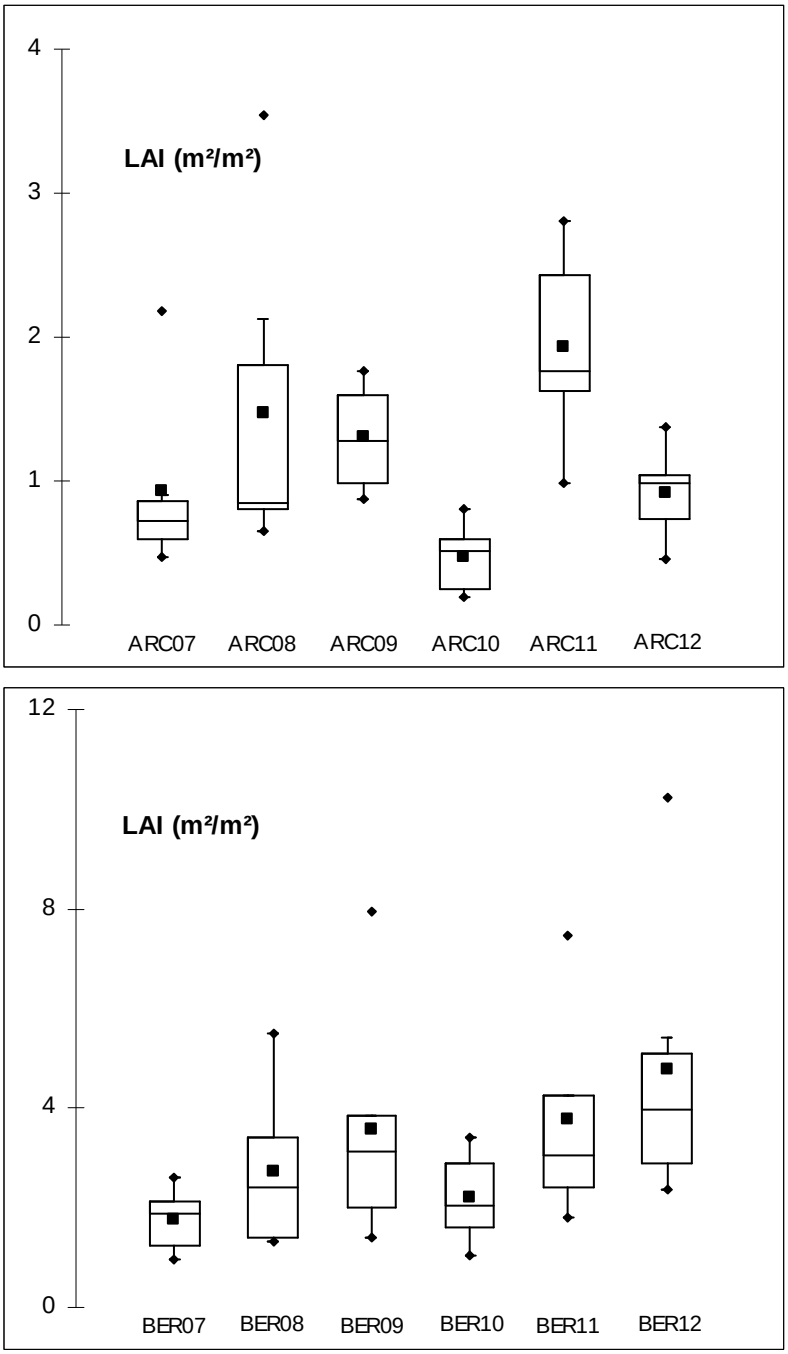


Figure 23 : Surface utile (LAI en m² de feuilles/m² d'herbier) sur les sites de l'Arc et de la Pointe de Berre de 2007 à 2012.

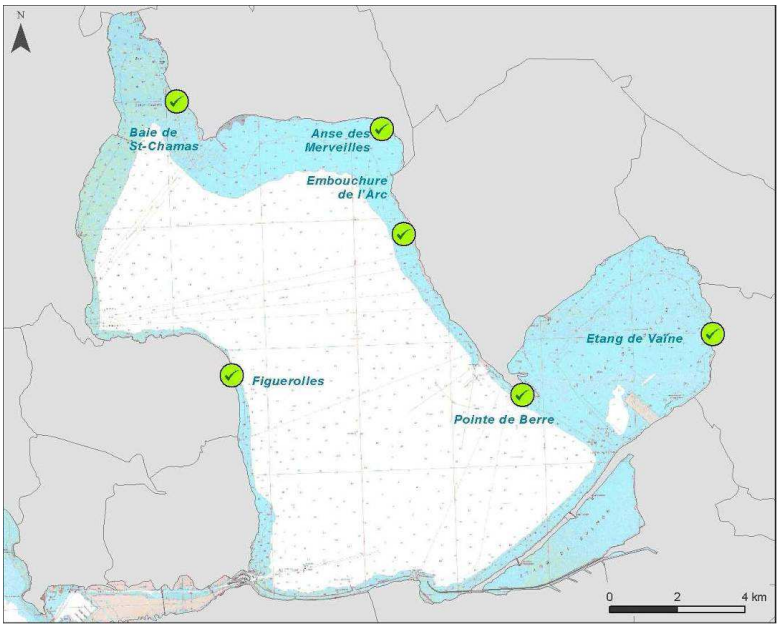


Figure 24 : Localisation des sites de réimplantations expérimentales de *Z. noltii* et *Z marina* dans l'étang de Berre.

Stations	*Z. noltii* boutures (%)	*Z. noltii* pots (%)	*Z. marina* boutures (%)
Figuerolles	10	0	0
St-Chamas	0	0	0
Merveilles	0	0	0
Arc	30	46.7	50
Berre	6.7	6.7	0
Vaine	0	0	0
Moyenne	7.8	8.9	8.3
Témoin Berre	16.7		
Témoin Carteau	20	6.7	0

Tableau 6 : Taux de survie (en pourcentage) des transplants au printemps 2012 (t+36 mois après les réimplantations).

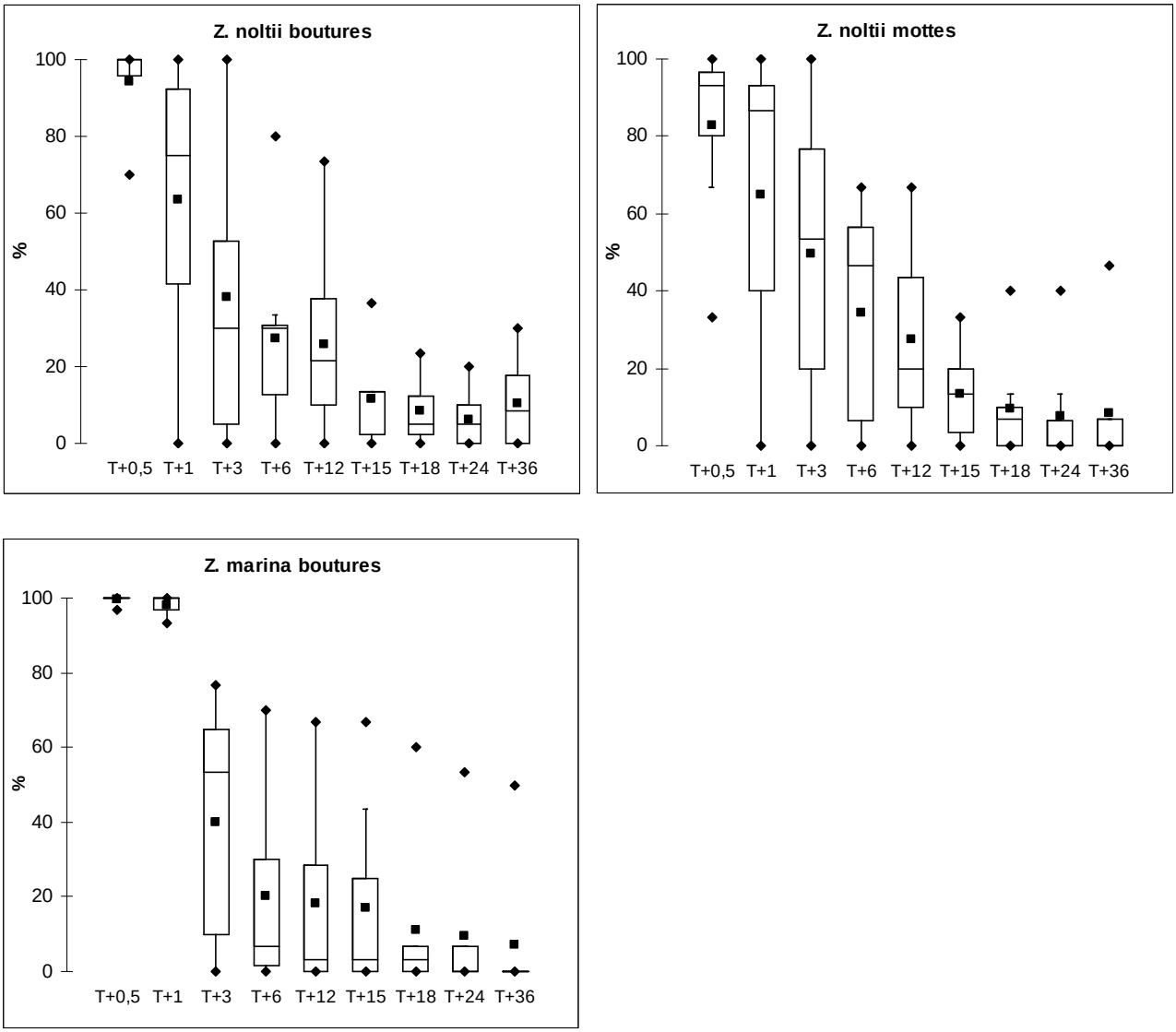
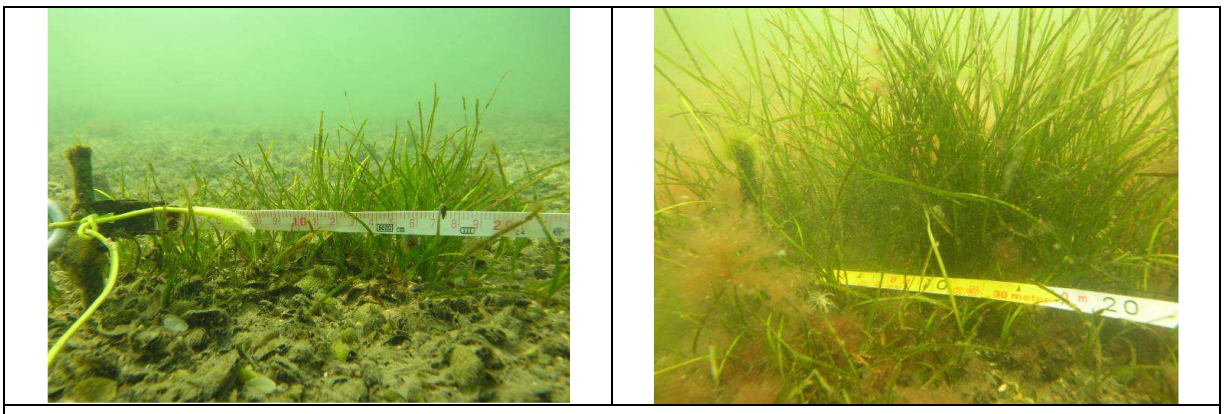
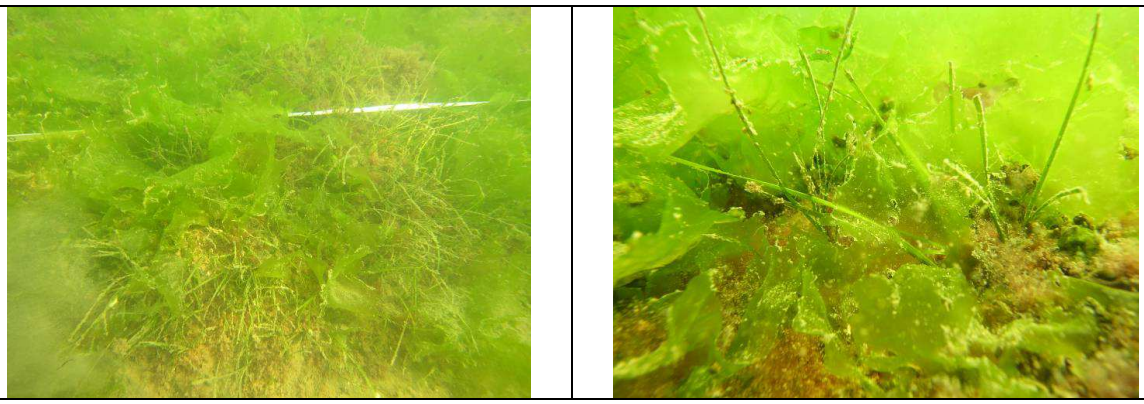


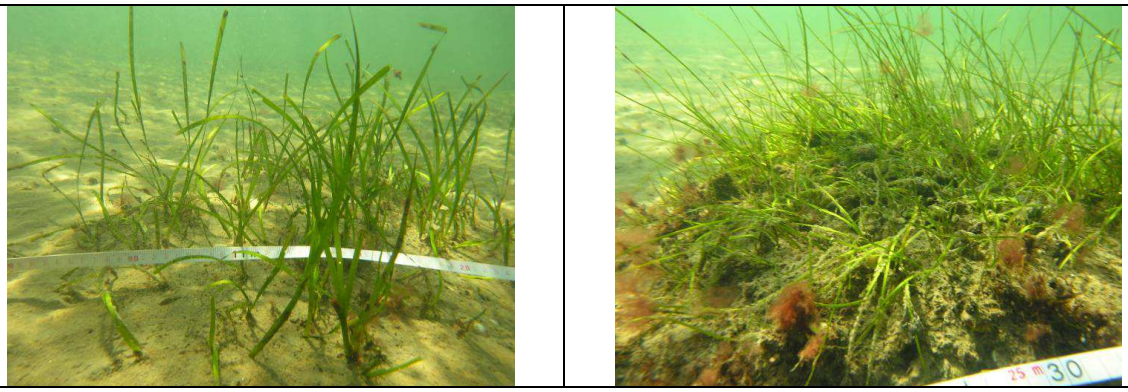
Figure 25 : Taux de survie (en pourcentage) moyen sur les 6 sites de transplantation, en fonction du temps (en mois), selon les espèces et les techniques employées.



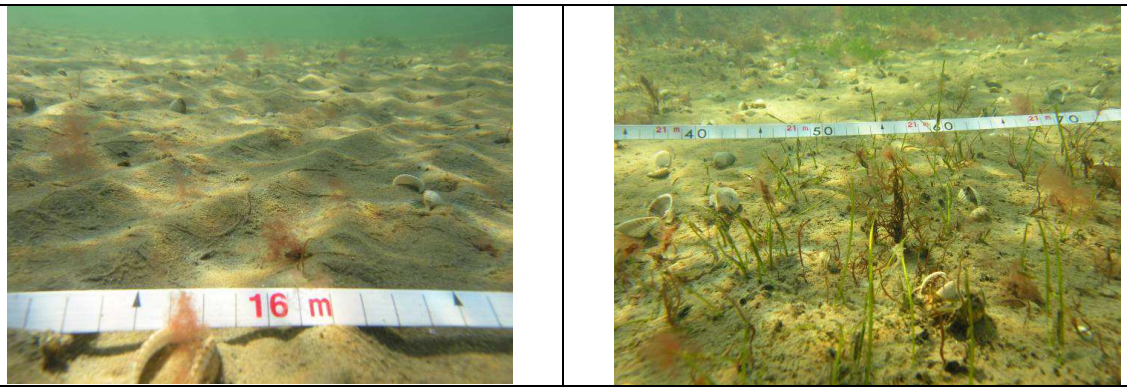
<u>Anse des Merveilles</u> : Aspect du même pied de Z. noltii au printemps (gauche) et en été (droite)



Figuerolles : les Z. noltii sont noyées dans les ulves. Quelques pieds subsistent.



Pointe de Berre : quelques rares pieds de Z. marina (à gauche) et de Z. noltii (à droite) se sont considérablement développés..



Pointe de Berre : A d'autres endroits les transplants ont régressé.

Figure 26 : Illustrations des transplants de *Zostera* sur les différents sites de l'étang de Berre en fonction des périodes de l'année et des conditions du milieu.

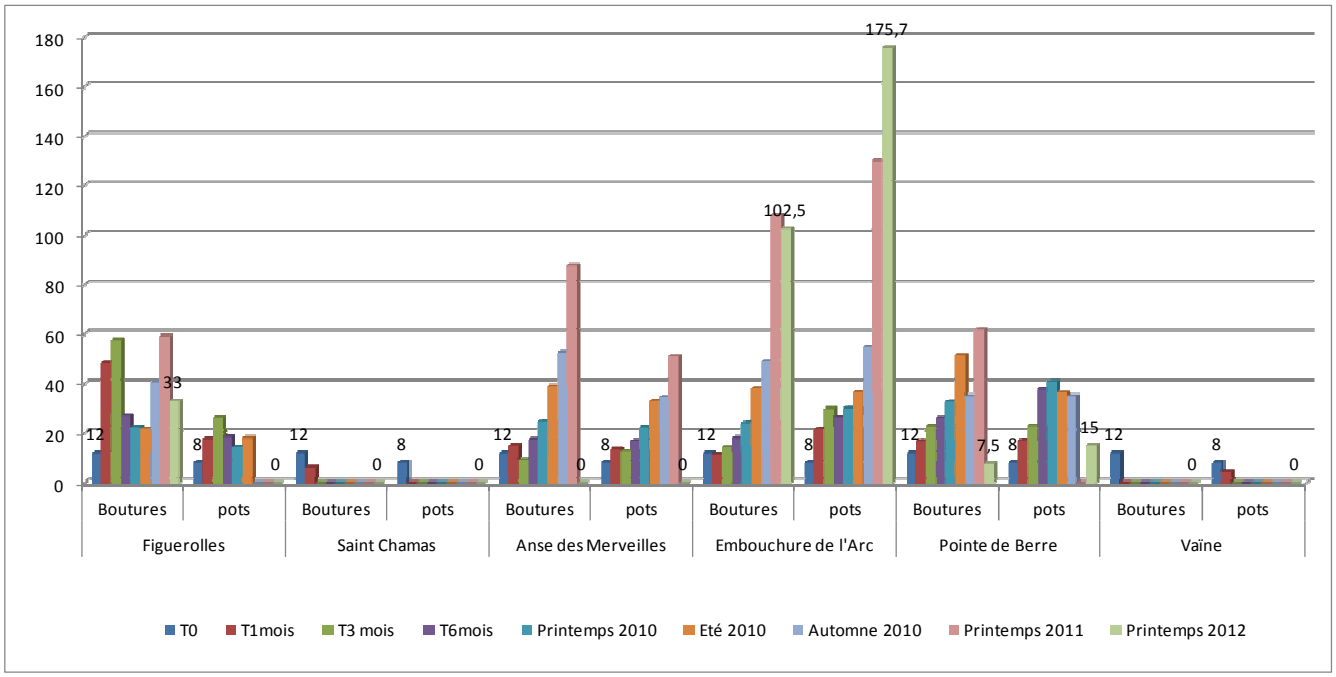


Figure 27 : Extension maximale (moyenne en cm/station) des transplants de *Z. noltii* en fonction du temps

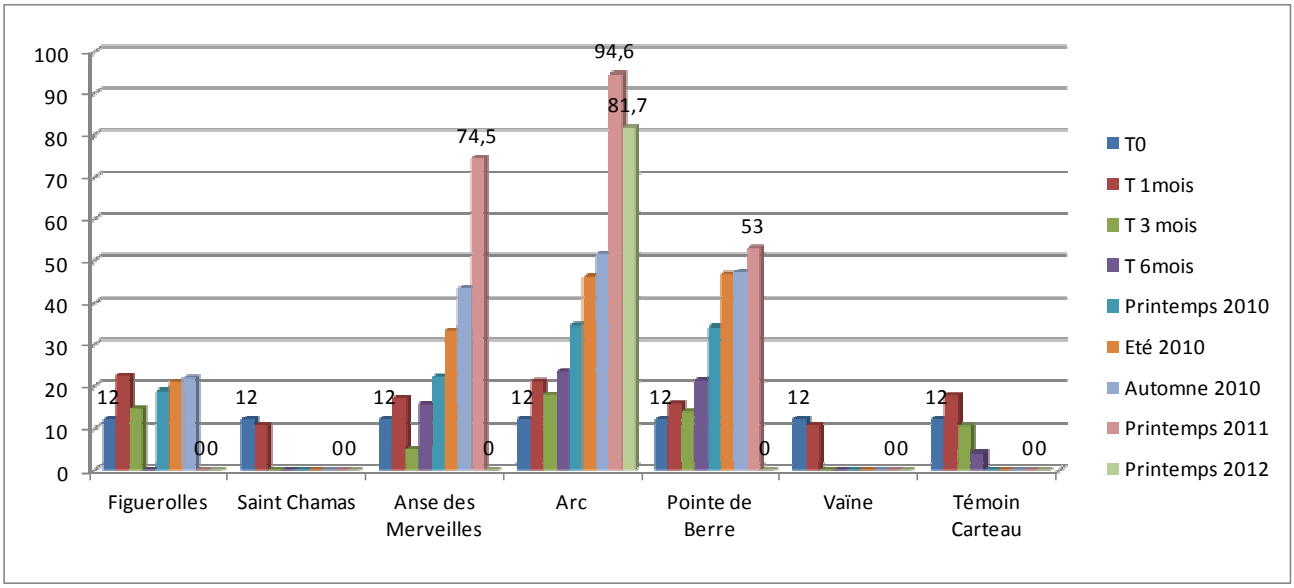


Figure 28 : Extension maximale (moyenne en cm/station) des transplants de *Z. marina* en fonction du temps

3.7 Macrofaune benthique

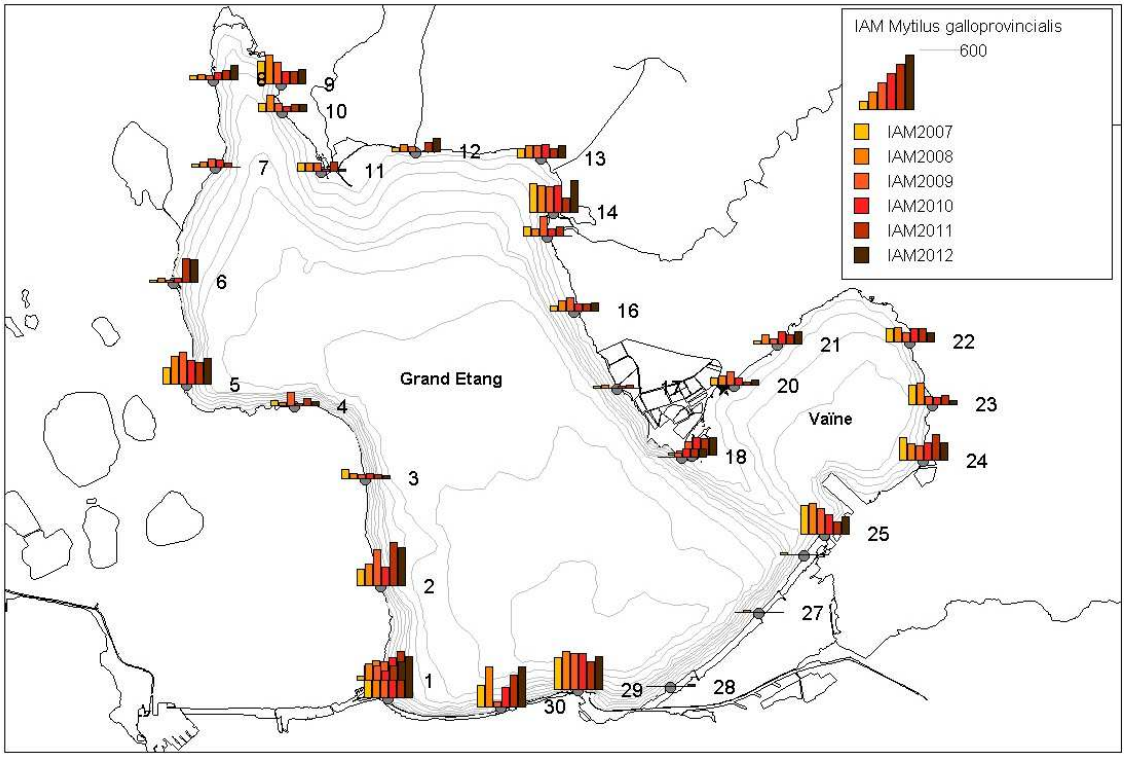


Figure 29. Répartition des populations de moules *Mytilus galloprovincialis* sur 31 transects de suivi des macrophytes et moulières littorales de juin 2006 à juin 2012.

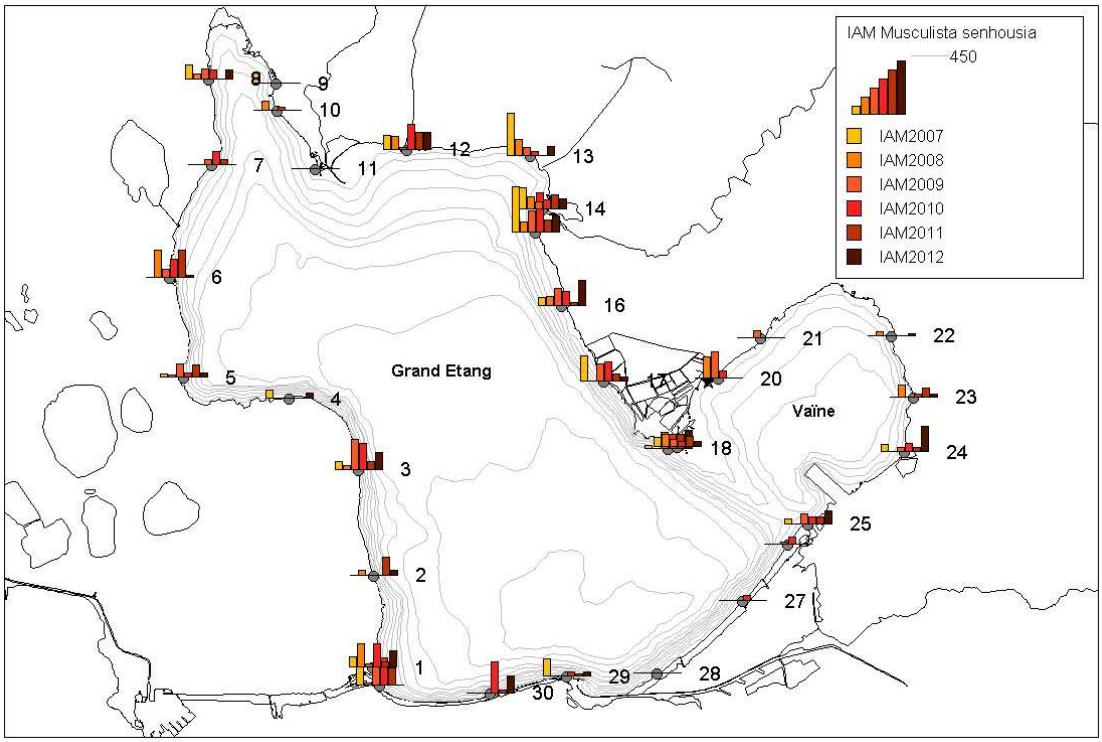


Figure 30. Répartition des populations de *Musculista senhousia* sur 31 transects de suivi des macrophytes et des moulières littorales de juin 2006 à juin 2012

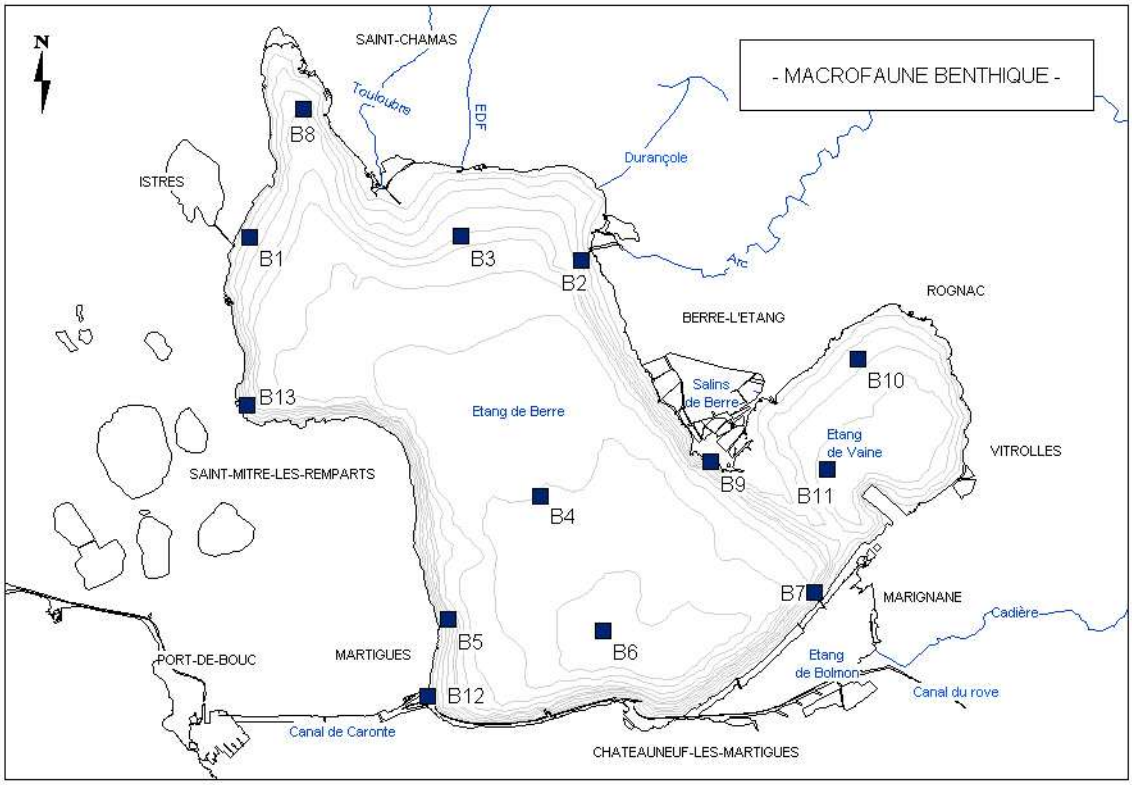
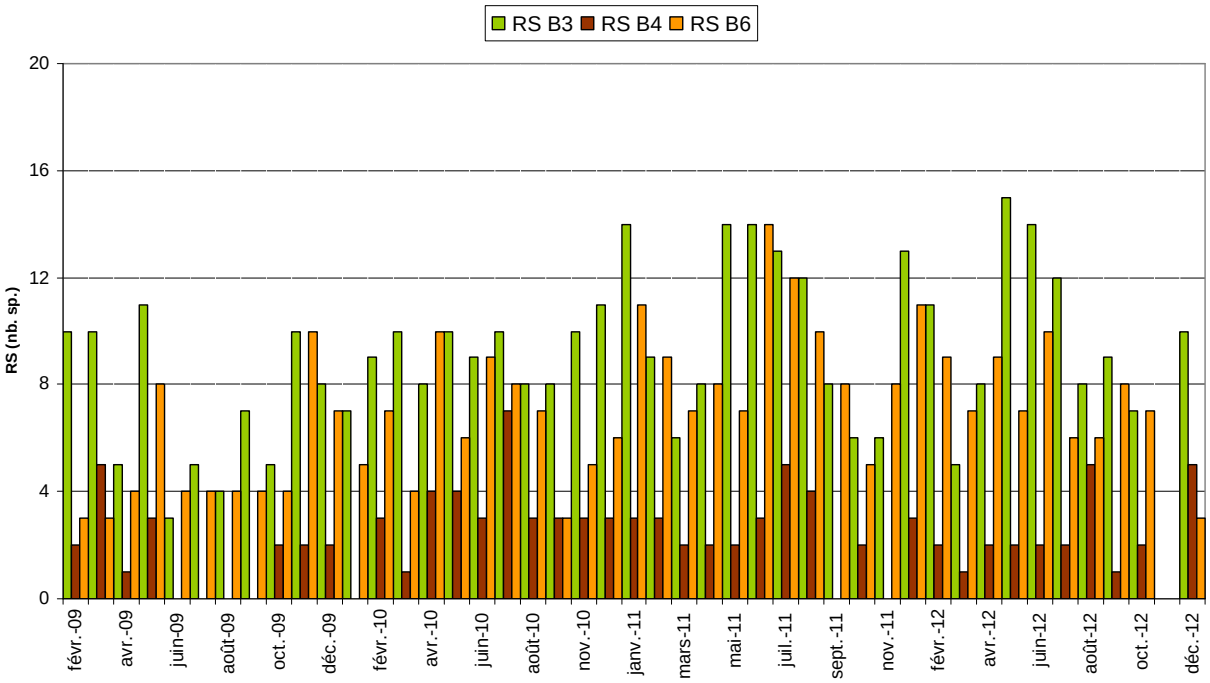


Figure 31. Carte de localisation des stations de prélèvements de la macrofaune benthique. B3, B4, B6 = stations centrales suivies mensuellement. B1, B2, B5, B6, B7, B8, B9, B10, B11, B12, B13 = stations côtières suives bi-annuellement.



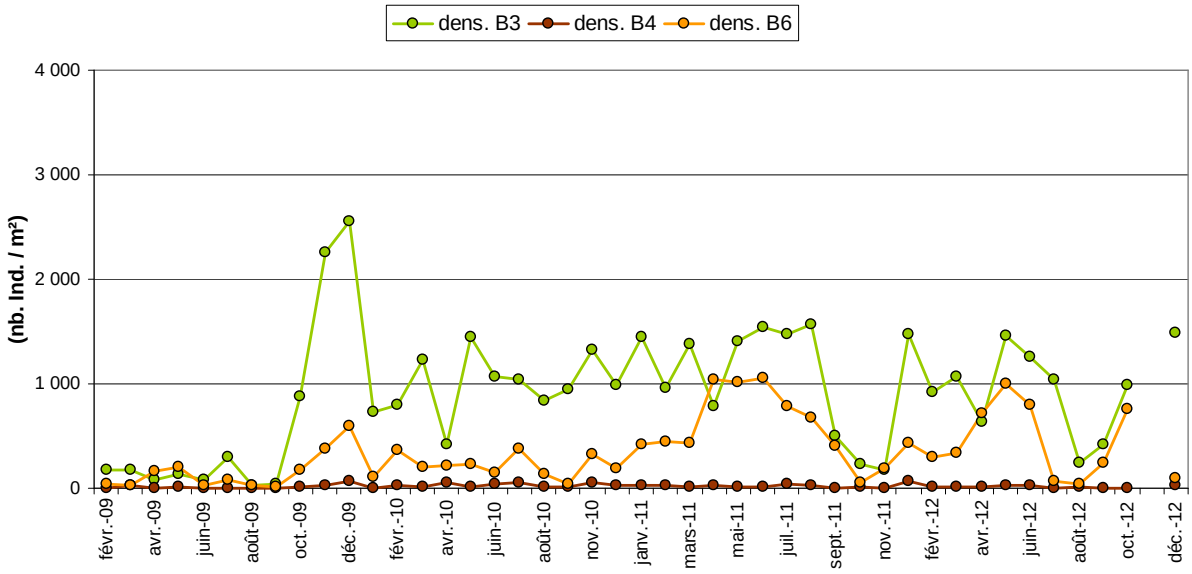


Figure 32. Richesse spécifique (en haut, en nombre d'espèces) et densités (en bas, en nombre d'individus par m²) des stations centrales B3, B4, B6, de 2009 à 2012.

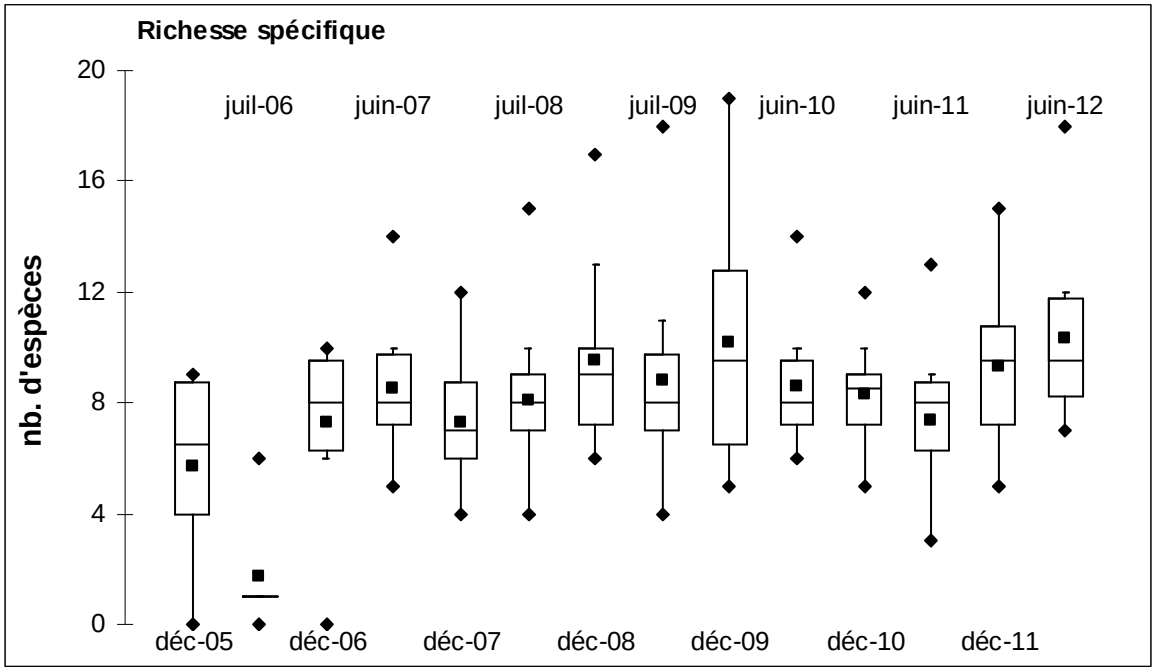


Figure 33. Richesses spécifiques en nombre d'espèces des stations de la bordure côtière entre décembre 2005 et juin 2012. (boites = 1er quartile, médiane, 3ème quartile ; marques rectangulaires = moyennes ; moustaches = 1.5 x intervalle inter-quartiles; marques losanges = minimum – maximum).

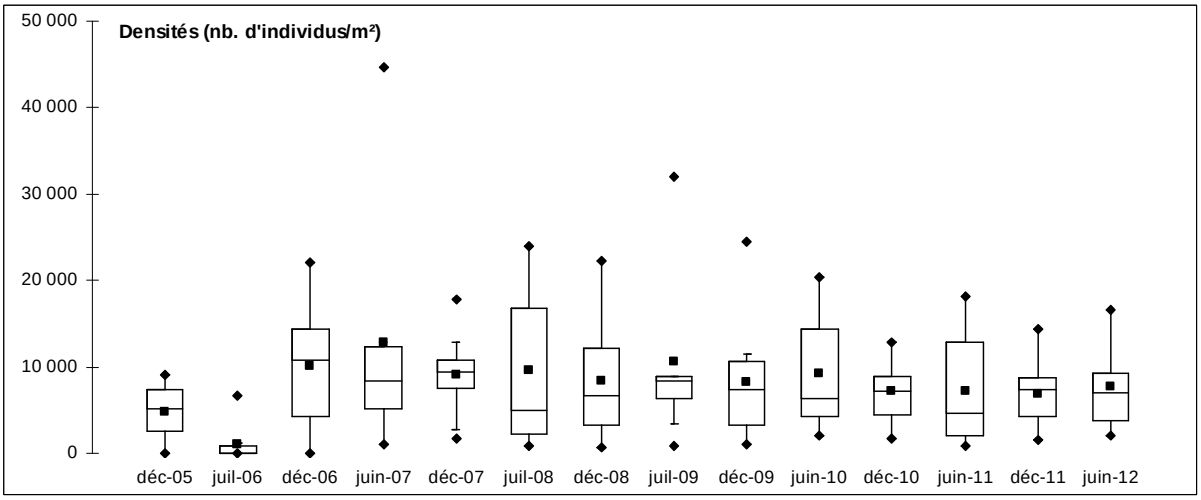


Figure 34. Densités moyenne (en nombre d'individus / m²) des stations de la bordure côtière entre décembre 2005 et juin 2012. (boites = 1er quartile, médiane, 3ème quartile ; marques rectangulaires = moyennes ; moustaches = 1.5 x intervalle inter-quartiles; marques losanges = minimum – maximum).

		Groupe	B1	B2	B5	B7	B8	B9	B10	B11	B12	B13	%
Annélides - Oligochètes	*Oligochètes spp.*	N.A											0
Annélides - Polychètes	*Capitella capitata*	V	6	4		2		2				7	0
	Ficopomatus enigmaticus	III	24		77				7		31	15	2,4
	Nereis succinea	III	90	199	259	14	14	155	100	86	97	91	17,2
	Polydora ciliata	III		2				2		9	14	42	1,1
	Spiophanes kroyeri	I											0
	Tharyx marioni	I											0,0
Arthropodes - Crustacés	*Balanus eburneus*	III		42	162	12	5	176	1		14		6,4
	Corophium insidiosum	III	8								53		1,0
	Echinogammarus stocki	III	66	47	33	48	10	69	3	20	48	17	5,6
	Erichthonius brasiliensis	I				10					3		0,2
	Melita palmata	III			61						65	23	2,3
	Microdeutopus sp	II											0,0
	Rhithropanopeus cf harissii	III		3				8	3		4		0,3
Mollusques - Bivalves	*Abra ovata*	III			7						2		0
	Brachydontes marioni	III	216	173	449	539	26	89	35	20	450	65	32,1
	Cardium echinatum	I									3		0
	Cerastoderma glaucum	III	3		8		5	5		18		6	1
	Corbulla gibba	IV									6		0
	Musculista senhousia	III	77	122	262	82	83	153	75	77	264	166	21,2
	Mya arenaria	III		1							3		0
	Mytilus galloprovincialis	III	8	77	66	65	33	88	6	37	167		8,5
	Parvicardium exiguum	I											0
	Ruditapes decussatus	I			1						4		0,1
	Venerupis aurea	I		5				2			1		0
Mollusques - Gastéropodes	*Hydrobia ulvae*	III	1	1		1		3					0
Phoronidés	*Phoronis psammophila*	I											0
		S	10	12	11	9	7	12	8	7	18	9	

Tableau 7 : Liste des espèces de macrofaune benthique présentes dans les prélèvements des stations côtières en 2012. S = Richesse spécifique ; nombre d'individus moyen par prélèvement (1 benne) et en pourcentage (% pour l'ensemble des prélèvements). Espèces : I. marines II. lagunaires-marinisées III. euryhalines/eurythermes IV. indicatrices d'hypersédimentation V. indicatrices d'un enrichissement en matière organique selon le Guide Méthodologique de Gestion des Lagunes Méditerranéennes.

		Groupe	B3	B4	B6	%
Annélides - Oligochètes	*Oligochètes spp.*	N.A	0,6			0,1
Annélides - Polychètes	*Capitella capitata*	V	1,1	2,5	0,6	0,9
	Ficopomatus enigmaticus	III	7,7		6,4	2,9
	Nereis succinea	III	69,5	1,0	29,0	20,6
	Polydora. ciliata	III	1,7	0,4	1,9	0,8
	Spiophanes kroyeri	I				0
	Tharyx marioni	I			17,8	3,7
Arthropodes - Crustacés	*Balanus eburneus*	III	7,2		0,5	1,6
	Corophium insidiosum	III	0,4		1,4	0,4
	Echinogammarus stocki	III	3,0		1,5	0,9
	Erichthonius brasiliensis	I	4,5		0,5	1,0
	Melita palmata	III	1,1		3,0	0,8
	Microdeutopus sp	II				0,0
	*Rhithropanopeus cf harissii**	III	0,5		0,5	0,2
Mollusques - Bivalves	*Abra ovata*	III	0,3			0
	Brachydontes marioni	III	82,5		14,5	20,0
	Cardium echinatum	I				0
	Cerastoderma glaucum	III	9,7		0,4	2,1
	Corbulla gibba	IV	0,9	0,4	5,5	1,4
	Musculista senhousia	III	125,9	1,9	58,1	38,4
	Mya arenaria	III	1,2			0,2
	Mytilus galloprovincialis	III	15,5		3,4	3,9
	Parvicardium exiguum	I				0
	Ruditapes decussatus	I				0
	Venerupis aurea	I				0
Mollusques - Gastéropodes	*Hydrobia ulvae*	III				
Phoronidés	*Phoronis psammophila*	I				
		S	18	5	16	

Tableau 8 : Liste des espèces de macrofaune benthique présentes dans les prélèvements des stations centrales en 2012, nombre d'individus moyen par prélèvement (1 benne) et en pourcentage (% pour l'ensemble des prélèvements). S = Richesse spécifique. Espèces : I. marines II. lagunaires-marinisées III. euryhalines/eurythermes IV. indicatrices d'hypersédimentation V. indicatrices d'un enrichissement en matière organique Guide Méthodologique de Gestion des Lagunes Méditerranéennes.

	2012						
	1	2	3	4	5	6	7
B3	0,43	0,33	0,25	**0,37**	0,40	0,40	**0,39**
B4	0,13	0	0	0,03	0	0	0
B6	0,33	0,29	0,26	0,30	0,34	**0,37**	0,16

Tableau 9 : Indice biotique M-AMBI pour les stations centrales (B3, B4 et B6) en 2012.

Les indices biotiques pour la macrofaune benthique ont été développés dans le cadre du contrôle de surveillance des eaux de transition pour la Directive Cadre sur l'Eau (Agence de l'Eau & Ifremer). L'indice AMBI repose sur les proportions d'abondance que représentent 5 groupes écologiques correspondant au classement des espèces en fonction de leur sensibilité/tolérance face à un gradient de stress environnemental. L'indice calculé permet de qualifier le milieu de 0 (milieu normal, aucune pollution) à 7 (milieu azoïque très forte pollution). L'indice M-AMBI est un dérivé de l'indice AMBI plus spécifiques aux milieux lagunaires. Il croise les résultats de l'AMBI avec la richesse spécifique et l'indice de diversité de Shannon-Weaver.

M-AMBI<0,2	Mauvais
0,2<M-AMBI<0,35	Pauvre
0,35<M-AMBI<0,55	Moyen
0,55<M-AMBI<0,8	Bon
M-AMBI >0,8	Très Bon

Tableau 10 : Signification écologique de l'état de la macrofaune benthique et valeurs seuils de l'indice M-AMBI, donnée par la DCE pour l'ensemble des eaux de transition en Méditerranée.

Stations	déc-05	juil-06	déc-06	juin-07	déc-07	juil-08	déc-08	juil-09	déc-09	juin-10	déc-10	juin-11	déc-11	juin-12
B1	0,26	0,12	0,28	0,28	0,25	0,31	0,30	**0,39**	0,40	0,34	0,35	**0,35**	**0,38**	**0,39**
B2	0,30	0,00	0,27	0,18	0,25	0,22	0,31	0,23	0,31	0,30	0,30	0,29	**0,36**	**0,39**
B5	0,21	0,12	0,31	0,34	0,30	0,33	**0,39**	0,42	0,45	0,42	**0,37**	**0,38**	0,46	**0,39**
B7	0,24	0,00	0,21	0,20	0,17	0,23	0,25	0,21	0,26	0,25	0,32	0,23	0,32	**0,37**
B8	0,19	0,00	0,15	0,12	0,14	0,18	0,18	0,18	0,20	0,29	0,21	0,19	0,19	0,32
B9	0,29	0,00	0,22	0,31	0,32	0,31	0,29	0,41	0,30	**0,38**	**0,39**	0,33	0,41	0,41
B10	0,18	0,12	0,25	0,28	0,24	0,15	0,23	**0,37**	0,27	0,32	0,34	0,11	**0,37**	0,25
B11	0,00	0,00	0,19	0,18	0,26	0,17	0,23	0,25	0,27	0,29	0,28	0,18	0,24	0,32
B12	0,00	0,24	0,00	**0,36**	**0,35**	**0,39**	0,40	0,46	0,47	0,41	0,40	0,43	**0,39**	0,44
B13	0,22	0,27	0,22	0,29	0,22	0,19	0,28	0,32	0,33	0,16	0,10	0,04	0,31	0,18

Tableau 11 : Indice M-AMBI pour les stations côtières du suivi GIPREB, entre décembre 2005 et juin 2012.

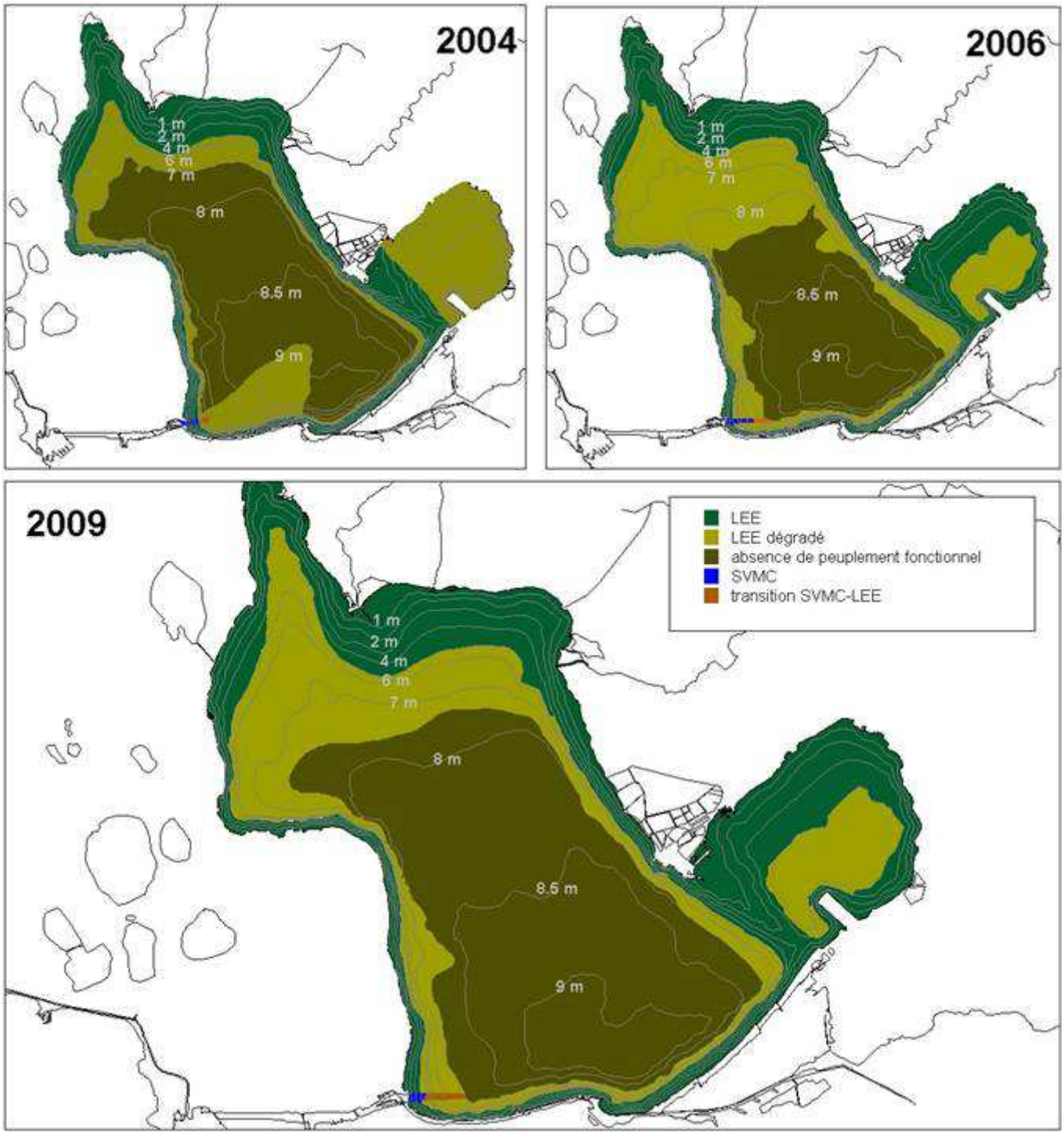


Figure 35 : Répartition des différents assemblages de la macrofaune benthique de substrat meuble dans l'étang de Berre en juin 2004, juin 2006 et juin 2009. LEE= Lagunaire Eurytherme Euryhalin ; SVMC = sables vaseux de Mode Calme.

3.8 Ichtyofaune

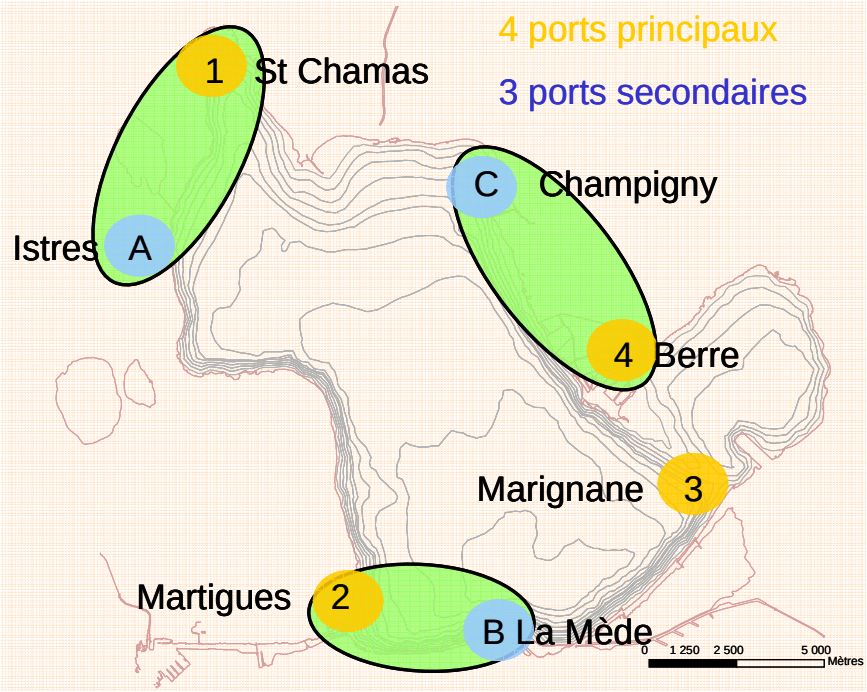


Figure 36 : Ports échantillonnés dans le cadre du suivi des pêcheries de l'étang de Berre.

Principaux métiers pratiqués (en gras) et métiers secondaires	%	Part en temps de travail	Part en CA	Espèce-cible	Moyenne des captures (t/an)
Capéchade	64	47%	48 %	anguille	3.6
Filet calé (lignole)	64	20%	17 %	Daurade Loup	1.1 0.9
Filet encerclant (seinche)	52	30%	32 %	Muge sole	5.4 0.1
Canne avec leurre	18	0.5 %	0.5 %	Loup	0.2
Senne (Vauguier)	9				
Palangre	6				
Calin	3				
Casiers (cerf-volant)	3				
Moulinet (thon)	3				
Sardinale					
Filet à Merlan					
Filet à Sole					

Tableau 12 : Métiers pratiqués dans l'étang de Berre, part en temps de travail et part en chiffre d'affaires, espèce cibles et captures annuelles moyennes des pêcheurs professionnels interrogés en 2009 (n= 33).

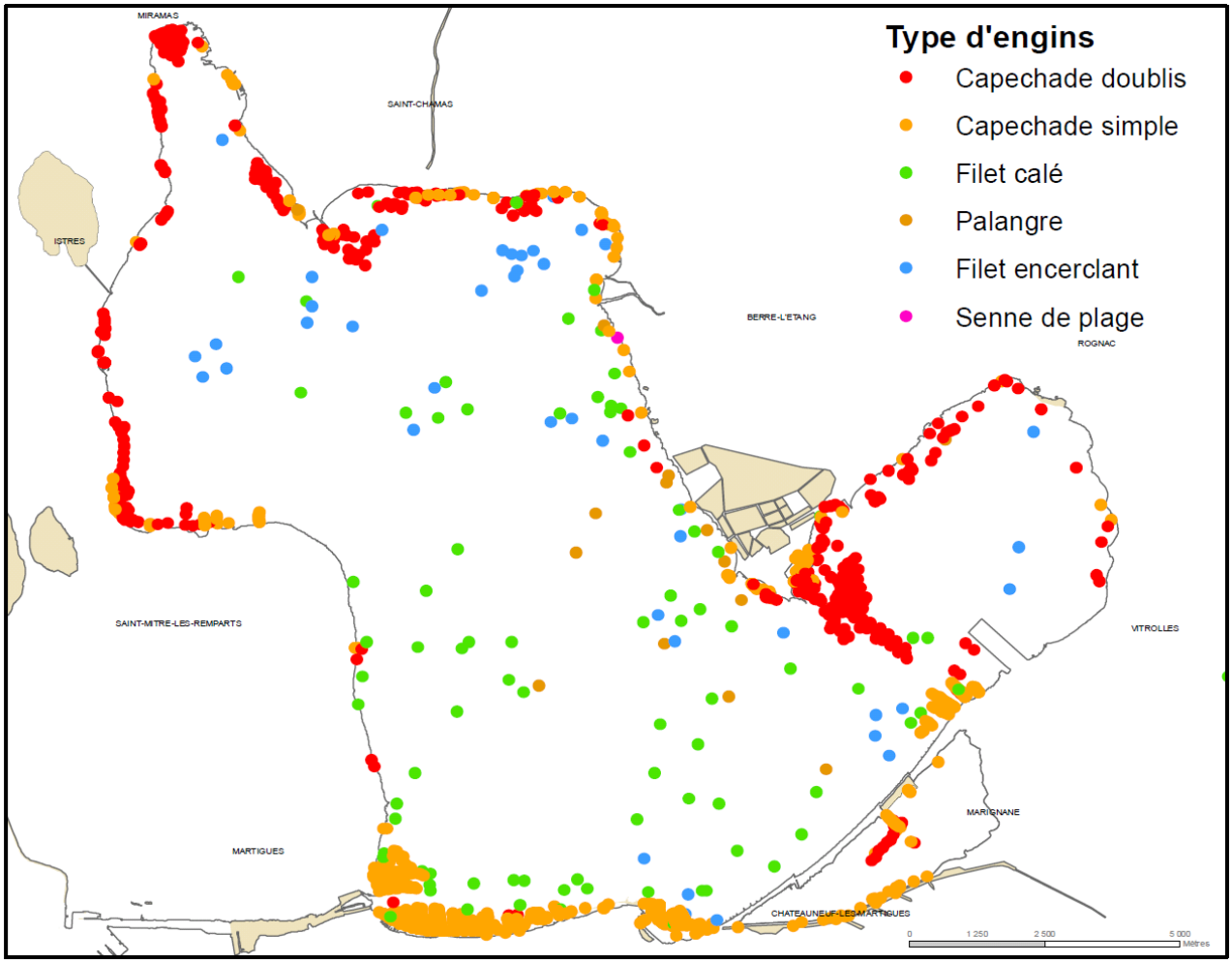


Figure 37 : Répartition des différents types d'engins de pêche sur l'étang de Berre, au cours de la période de caractérisation de l'effort de pêche (20 jours de comptage).

Région Provence Alpes Côte d'Azur

CONSEIL GENERAL BOUCHES-DU-RHÔNE
cg13.fr

agence de l'eau
rhône méditerranée & corse
établissement public du ministère chargé du développement durable

Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement
PROVENCE ALPES-CÔTE D'AZUR

BERRE L'ETANG
L'AVENIR A COEUR

ville de Martigues
www.ville-martigues.fr

ville d'istres

Ville de ROGNAC
LE FUTUR EN MARCHE

Ville de CHATEAUNEUF LES MARTIGUES LA MEDE

Saint Mitre les Remparts
1551

VILLE DE MARIGNANE
entre soleil et eau

Vitrolles
vivre ensemble

Ville de Saint-Chamas

MIRAMARIS
VILLE DE MIRAMAS

CCI MARSEILLE PROVENCE

CHAMBRE D'AGRICULTURE BOUCHES DU RHONE

EDF

PRUD'HOMIE DE PÊCHE
Quartier Maritime de Martigues

COORDINATION DES ASSOCIATIONS
ETANG DE BERRE
L'ETANG MARIN