

Rôle des ports dans le cycle de vie des poissons

Les ports : nurseries de sars ?

RAPPORT FINAL



Photo : M. Bouchoucha

Rôle des ports dans le cycle de vie des poissons

Les ports : nurseries de sars ?

RAPPORT FINAL

Fiche documentaire

Numéro d'identification du rapport : Diffusion : libre : <input checked="" type="checkbox"/> restreinte : <input type="checkbox"/> interdite : <input type="checkbox"/> Validé par : Adresse électronique :		date de publication : juillet 2016 nombre de pages : 61 bibliographie : oui illustration(s) : oui langue du rapport : FR
Titre de l'article : Rôle des ports dans le cycle de vie des poissons		
Contrat n° Rapport intermédiaire <input type="checkbox"/> Rapport définitif <input checked="" type="checkbox"/>		
Auteur principal : Marc BOUCHOUCHA		Organisme / Direction / Service, laboratoire ODE/UL.LER-PAC
Encadrement(s) :		
Cadre de la recherche : Marc BOUCHOUCHA		
Destinataire : AERMC		
<p>Résumé : Le présent document constitue un rapport final de l'étude dont l'objectif peut s'énoncer comme suit : « les zones portuaires peuvent elles être des nurseries de sars ? ». Tenter de répondre à cette question, simple en apparence, nécessite de mener des études aux niveaux populationnel et individuel et ce afin de comprendre les processus sous-jacents. Quatre volets ont été menés. Dans le premier volet, à partir des données issues du projet Nappex, nous avons étudié les changements spatio-temporels d'abondance de quatre espèces de sars dans cinq marinas réparties le long de la façade Méditerranéenne. Dans un second volet, nous avons cherché à comparer les cinétiques de mortalité post-installation de deux espèces de sars en milieu portuaire et naturel. Dans un troisième volet, la croissance et la condition de deux mêmes espèces de sars ont été comparées entre des zones portuaires et des zones naturelles. Enfin, dans un quatrième volet, nous avons cherché à mettre en place des outils pour appréhender la migration des juvéniles des zones portuaires vers les zones naturelles pour rejoindre les populations adultes.</p>		
Mots-clés : Zone côtière, Anthropisation, juvéniles de poissons, Sparidae, Ingénierie écologique, Restauration écologique.		

Sommaire

1. Introduction	9
2. Caractérisation et variabilité spatio-temporelle des populations de sars juvéniles des zones portuaires.....	11
2.1. Matériel et méthodes	11
2.1.1. Espèces étudiées	11
2.1.2. Zone d'étude	12
2.1.3. Suivis	13
2.1.4. Analyses statistiques	15
2.2. Résultats du volet 1	16
2.2.1. Abondance des juvéniles de <i>Diplodus</i> dans les marinas.....	17
2.2.2. Changements d'habitats au cours de la vie juvénile	21
3. Cinétique de mortalité post installation en milieu portuaire.	25
3.1. Matériel et méthodes	25
3.1.1. Espèces étudiées	25
3.1.2. Zones d'étude.....	26
3.1.3. Suivi	27
3.1.4. Analyse des données.....	27
3.2. Résultats du volet 2.....	28
4. Croissance et condition comparée des juvéniles de sars en zone portuaire et naturelle	33
4.1. Matériel et méthodes	34
4.1.1. Espèces étudiées	34
4.1.2. Zones d'étude.....	34
4.1.3. Suivi de la croissance et de la condition.....	34
4.1.4. Suivi de la contamination chimique dans le milieu	35
4.1.5. Suivi de la production primaire	35
4.1.6. Analyses statistiques	36
4.2. Résultats	36
4.2.1. Qualité chimique du milieu et conditions trophiques	37
4.2.2. Concentrations en contaminants mesurés dans le muscle des poissons	39
4.2.3. Indice de condition et croissance	44
5. Signatures portuaires multi - élémentaires dans les otolithes	49
5.1. Matériel et méthodes	50
5.1.1. Espèces étudiées	50
5.1.2. Sites d'étude.....	50
5.2. Résultats.....	50
6. Bilan et perspectives	53
Références bibliographiques.....	55

1. Introduction

La plupart des études en écologie urbaine se sont intéressées aux habitats terrestres (ex : Clergeau et al. 2006, Hobbs et al. 2006). Or, de nos jours, plus de 3 milliards d'êtres humains vivent à moins de 200 km de la côte et ce nombre est en constante augmentation (Creel 2003). La destruction des habitats côtiers qui en résulte est l'une des principales menaces qui pèse sur les écosystèmes marins (Lotze et al. 2006, Airoidi & Beck 2007, Seaman 2007, Halpern et al. 2008) avec des conséquences à la fois sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes (Beck et al. 2001, Courrat et al. 2009, Verdiell-Cubedo et al. 2013, Seitz et al. 2014, Sundblad et al. 2014). Bien qu'une partie importante du linéaire côtier soit occupée par des structures artificielles (digues, ports, jetées, etc.), les problématiques écologiques liées à l'introduction de ces nouvelles structures n'ont reçu à ce jour que peu d'attention (Chapman & Blockley 2009, Bulleri & Chapman 2010) et nous commençons tout juste à comprendre leur impact sur les organismes marins et en particulier les poissons (Duffy-Anderson et al. 2003).

Les ports, qu'ils soient de commerce ou de plaisance, sont parmi les infrastructures artificielles les plus communément construites sur le littoral. Leur construction conduit non seulement à une destruction directe de petits fonds côtiers par recouvrement mais cause également des dommages indirects à l'écosystème en modifiant les courants locaux ou la sédimentation perturbant ainsi la composition benthique locale (Meinesz et al. 1991, Martin et al. 2005), la dispersion et l'installation de larves de poissons (Roberts 1997). Par ailleurs, les activités industrielles et de nautisme associées aux ports engendrent souvent des contaminations microbiologiques et chimiques chroniques de ces zones avec des conséquences à long terme sur les organismes vivants (Bech 2002, Falandysz et al. 2002, Neira et al. 2011). Ainsi, la construction d'un port sur une zone naturelle conduit à la disparition d'une grande partie des fonctions écologiques des petits fonds côtiers. Cependant, en créant un nouvel habitat, ces nouvelles structures créent de nouvelles fonctions qu'il est important d'étudier pour mieux comprendre les effets sur les organismes vivants (Airoidi et al. 2005).

Parmi les fonctions des petits fonds côtiers détruits lors de la construction d'un port, celle de nurserie pour un nombre important d'espèces de poissons est très problématique. En effet, les zones de nurserie sont essentielles au maintien de la dynamique des stocks de poissons (Jennings & Blanchard 2004). Leur identification et protection est donc primordiale. C'est pourquoi les zones de nurserie naturelle des poissons ont été très largement étudiées dans le monde.

Jusqu'à présent, peu d'études se sont intéressées aux populations de poissons dans les zones portuaires. Or, les digues périphériques des ports sont souvent colonisées sur leur face externe par des poissons rocheux, à la fois au stade juvénile (Ruitton et al. 2000, Pizzolon et al. 2008, Pastor et al. 2013) et adulte (Guidetti 2004, Clynick 2006, Pizzolon et al. 2008, Cenci et al. 2011). La richesse spécifique sur ces habitats artificiels est généralement équivalente à celle observée sur des zones naturelles adjacentes et les abondances des différentes espèces de poissons typiques des zones rocheuses sont parfois supérieures (Perez-Ruzafa et al. 2006). Aujourd'hui, les quelques données publiées semblent indiquer que le nombre d'espèces de poissons ainsi que leurs abondances à l'intérieur des ports sont également comparables à ceux observés en zone naturelle rocheuse (Clynick et al. 2008).

Plusieurs critères laissent par ailleurs à penser que les zones portuaires, bien abritées et riches d'un point de vue trophique, pourraient fournir à certaines espèces de poissons des zones de nurserie acceptables (Dufour et al. 2009). En théorie, la nurserie est définie selon quatre critères : elle accueille des abondances importantes de juvéniles, permet une croissance somatique rapide, des taux de mortalité plus faibles qu'ailleurs et alimente de manière significative les stocks adultes (Beck et al. 2001). A première vue, les structures intra-portuaires, comme par exemple les quais ou les pontons, ne semblent pas réunir les critères définissant une nurserie de poissons tant leurs caractéristiques sont éloignées de celles des nurseries naturelles. Les fondements de cet a priori sont cependant remis en question par l'observation régulière de poissons rocheux juvéniles en abondance sur ces structures (Clynick et al. 2008).

Partant de ces constats, l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse a lancé plusieurs études dont les objectifs sont de comprendre le fonctionnement des zones portuaires comme nurseries de poissons, de tester *in situ* des solutions techniques de réhabilitation de fonctions écologiques, en particulier de nurseries, et de soutenir des travaux de restauration à proprement dit. L'étude menée par Ifremer s'inscrit directement dans le premier objectif et tend à répondre à une question simple : « les zones portuaires peuvent-elles être des nurseries de poissons selon la définition de Beck et al. (2001) ? ».

Cette étude a été conduite dans le cadre d'un partenariat très étroit entre Ifremer, l'Agence de l'Eau RMC, de CEFREM et la société Ecocéan. Elle se découpe en quatre volets cohérents. Dans le premier volet, à partir des données issues du projet Nappex, nous avons étudié les changements spatio-temporels d'abondance de quatre espèces de sars (du genre *Diplodus*, Raffinesque 1810) dans cinq marinas réparties le long de la façade méditerranéenne. Les objectifs de ce volet étaient (1) de confirmer que ces espèces pouvaient s'installer et grandir sur ces structures artificielles intra-portuaires et (2) d'étudier comment les différentes espèces utilisaient des différents habitats intra-portuaires. Par ailleurs, nous avons aussi cherché à (3) tester si des solutions d'ingénierie écologique dans les marinas permettaient d'accroître la valeur des structures verticales de type quais ou pontons comme nurseries de poissons. En effet, augmenter la complexité des structures verticales permet d'augmenter la biodiversité dans des habitats artificiels aquatiques (Browne & Chapman 2014). Pour les poissons rocheux, cela peut également permettre d'augmenter la survie juvénile en fournissant des abris contre les prédateurs (Bulleri & Chapman 2010). Ainsi, augmenter la complexité des structures verticales à l'intérieur des ports pourrait augmenter leur valeur en tant que nurseries de poissons avec des conséquences potentielles sur la dynamique des stocks de poissons.

Dans un second volet, nous avons cherché à comparer les cinétiques de mortalité post-installation de deux espèces de sars en milieu portuaire et naturel.

Dans un troisième volet, la croissance et la condition de deux mêmes espèces de sars ont été comparées entre des zones portuaires et des zones naturelles. Nous avons cherché à comprendre les conséquences de la vie en zone portuaire sur ces paramètres et étudier les niveaux de contamination des juvéniles de poissons issus de ces zones.

Enfin, dans un quatrième volet, nous avons cherché à mettre en place des outils pour appréhender la migration des juvéniles des zones portuaires vers les zones naturelles pour rejoindre les populations adultes.

2. Caractérisation et variabilité spatio-temporelle des populations de sars juvéniles des zones portuaires

2.1. Matériel et méthodes

L'ensemble de ce travail a été réalisé sur la base des données recueillies par le CEFREM dans le cadre du projet NAPPEX. Par rapport aux documents fournis par le CEFREM et la société Ecocéan, ce volet se focalise sur les sars et leurs différents stades de vie dans les ports. Nous précisons qu'une partie du dernier rapport NAPPEX et ce volet sont issus de réflexions communes entre les équipes d'Ecocéan, du CEFREM, de l'Agence de l'Eau RMC et d'Ifremer.

2.1.1. Espèces étudiées

Dans ce volet, nous nous sommes intéressés à quatre espèces du genre *Diplodus* : le sparailon *D. annularis* (Linnaeus, 1758), le sar à museau pointu *D. puntazzo* (Cetti, 1777), le sar commun *D. sargus sargus* (Linnaeus, 1758) ci-après dénommé *D. sargus* et le sar à tête noire *D. vulgaris* (Geoffroy Saint-Hilaire ; 1817). Ces espèces sont communes en Méditerranée et ont une haute valeur écologique et commerciale (Coll et al. 2004, Morales-Nin et al. 2005, Lloret et al. 2008). Elles sont de plus abondantes aussi bien dans les habitats naturels qu'artificiels (Tortonese 1965) et leurs juvéniles sont présents dans les zones portuaires, au moins sur les enrochements (Clynick 2006). Les schémas de colonisation des juvéniles de ces quatre espèces en zones naturelles sont largement décrits dans la littérature : *D. annularis*, *D. puntazzo* et *D. sargus* s'installent tous en une vague, respectivement en juin-juillet, en octobre-novembre et en mai-juin alors que *D. vulgaris* s'installe en deux vagues, en novembre-décembre puis en janvier-février, le deuxième pic étant prédominant (García-Rubies & Macpherson 1995, Harmelin-Vivien et al. 1995, Vigliola et al. 1998, Cheminee et al. 2011, Ventura et al. 2014). Chez les *Diplodus*, les caractéristiques physiques de l'habitat (en particulier la nature du substrat, la profondeur, la pente, le degré de protection contre le vent et les vagues, etc.) déterminent fortement le succès de l'installation et les taux de mortalité pré-recrutement (Harmelin-Vivien et al. 1995, MacPherson 1998, Vigliola & Harmelin-Vivien 2001, Cheminee et al. 2011, Ventura et al. 2014). *Diplodus puntazzo* et *D. sargus* s'installent généralement tous les deux dans des zones très peu profondes (<1m) caractérisées par une faible pente couverte de sable et cailloutis. *Diplodus vulgaris* semble choisir des profondeurs plus importantes (1-6 m) et peut s'installer sur une variété plus large de substrats (détritique grossier, gravier, cailloutis ou galets). Enfin, l'installation de *D. annularis* a lieu à des profondeurs plus importantes (>5m) et quasi exclusivement dans l'herbier de posidonies (Harmelin-Vivien et al. 1995, Ventura et al. 2014).

Il est admis que cette dernière espèce demeure fortement liée à l'herbier durant toute sa vie juvénile, une diminution progressive de la spécificité en termes d'habitats au cours de la vie juvénile accompagnée de migrations verticales et horizontales a été démontrée pour *D. puntazzo*, *D. vulgaris* et *D. sargus* (MacPherson 1998, Vigliola & Harmelin-Vivien 2001, Ventura et al. 2014). Compte tenu de leurs différences en termes de période de recrutement et d'habitats juvéniles préférentiels, l'étude des variations des abondances respectives des quatre espèces sur les différents habitats des marinas permet d'établir des conclusions assez générales sur les conditions d'utilisation de ces structures par les poissons rocheux.

2.1.2. Zone d'étude

Cent cinquante cinq marinas sont recensées le long de la façade méditerranéenne française (Pinar Genc & Guler 2012). Six ont été retenues dans le projet NAPPEX. Notre étude s'est intéressée à cinq d'entre-elles : Port-Vendres, Port-Barcarès, Cap d'Agde, Mèze et Le Brusac (Figure 1). Compte tenu de ses caractéristiques physico-chimiques très particulières, la marina du Grau de Vendres, suivie dans NAPPEX, a été ici écartée. Les cinq marinas retenues ont toutes été construites depuis plus de 40 ans et accueillent plus de 200 bateaux. Elles ont des surfaces, profondeurs et caractéristiques environnementales différentes (Tableau 1). Ainsi, l'étude de leur colonisation respective par les juvéniles de *Diplodus* nous permet de généraliser nos résultats.

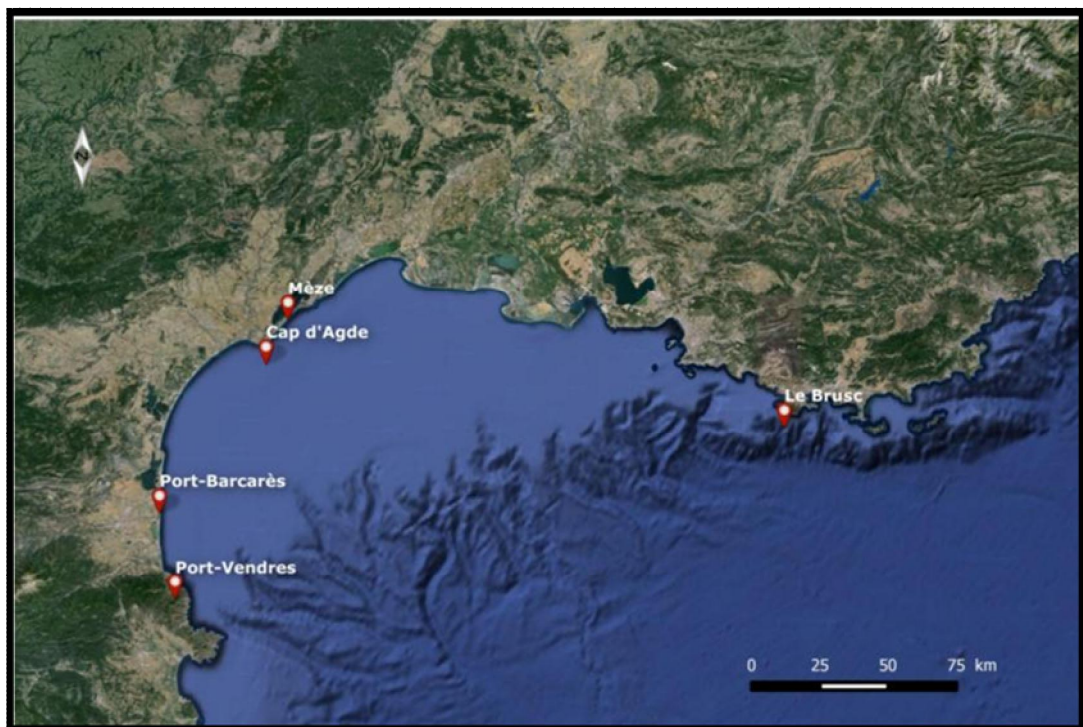


Figure 1 : Localisation des cinq marinas suivies

Port	Date de construction	Surface (ha)	Nombre d'anneaux	Profondeur moyenne (m)	Connexion(s)	Type de côte
PV	1853	33	253	8	Mer	Rocheuse
BA	1963	81	950	2	Mer et lagune de Salses-Leucate	Sableuse
CA	1969	53	3 100	3	Mer	Rocheuse
ME	6 ^{ème} siècle	18	200	2	Etang de Thau	Sableuse
BR	1960	8	796	4	Mer	Rocheuse

Tableau 1 : Caractéristiques des cinq marinas PV = Port-Vendres, BA = Port-Barcarès, CA = Cap d'Agde, ME = Mèze, BR = Le Bruscat (Sources MEDAM 2015).

2.1.3. Suivis

Les abondances des juvéniles de chaque espèce ont été suivies dans les cinq marinas, toutes les deux semaines durant cinq mois consécutifs (avril à août) en 2013 et 2014. Pour des raisons logistiques, cette période ne pouvait englober ni les dates d'installation de *D. puntazzo* (octobre-novembre), ni celles de *D. vulgaris* (novembre-février). Elle correspond cependant à la période principale de présence conjointe des juvéniles des quatre espèces étudiées dans les zones de nurseries naturelles (Harmelin-Vivien et al. 1995, MacPherson 1998, Vigliola et al. 1998). Aussi a-t-il été supposé qu'elle couvrait également une partie importante de leur période de présence conjointe dans les marinas.

Deux types de structures verticales, fréquemment présentes dans les marinas, ont été comparés dans ce travail : les quais et les pontons flottants. Pour chacune d'elles, deux types d'habitats artificiels ont été étudiés : la structure nue servant de témoin et la structure équipée de Biohut[®]. Le principe du micro-récif artificiel de type Biohut, développé par la société Ecocéan, n'est pas rappelé dans le présent document. Il fait l'objet de nombreuses présentations dans différents documents produits par l'Agence de l'Eau RMC auxquels il conviendra de se référer pour de plus amples détails.

Dans chaque marina, trois zones distinctes de quais et trois zones de pontons ont été définies. Les zones étaient séparées d'au moins 20 m et choisies de manière à refléter au mieux la variabilité des conditions physico-chimiques des marinas. Elles ont été considérées dans notre étude comme des réplicats. Ainsi, nous n'avons pas étudié la variabilité spatiale intra-marina des abondances. Les Biohut ont été mis en place un mois avant le début de l'étude.

L'abondance de chaque espèce a été estimée en plongée et utilisant la technique du point stationnaire. Cette technique est en effet particulièrement adaptée aux espaces réduits avec un habitat homogène et donc à notre cas d'étude (Bohnsack & Bannerot 1986, Clynick et al. 2008, La Mesa et al. 2011). Les comptages ont été réalisés entre 10h et 16h. Ils ont été annulés en cas de visibilité réduite ou de contamination chimique ou bactériologique manifeste. Sur les quais, un point stationnaire de trois minutes a été réalisé pour deux Biohut ou un mètre linéaire de quai témoin. Sur les pontons, un comptage de trois minutes a été réalisé par Biohut ou zone témoin. Les détails sur les zones de Biohut et les zones témoins sont fournis dans le rapport NAPPEX disponible à l'adresse suivante : <http://www.nappex.fr/medias/documents/>.

Au cours des comptages, les juvéniles ont été identifiés et dénombrés. Leur longueur totale a été estimée à 5 mm près grâce à l'utilisation de gabarits imprimés sur les plaquettes immergeables (García-Rubies & Macpherson 1995, Harmelin-Vivien et al. 1995).

Afin d'étudier les changements d'habitats au sein des marinas, les juvéniles de chaque espèce ont été classés *a posteriori* en trois classes, correspondant à trois stades de développement successifs, en se basant sur le critère de taille fourni par Vigliola & Harmelin (2001) pour *D. sargus*, *D. vulgaris* et *D. puntazzo* et Ventura et al. (2014) pour *D. annularis*. Les classes de taille sont rappelées dans le Tableau 2. Quelle que soit l'espèce, le stade « post-installation » correspond aux plus petits individus observés durant la courte période qui suit immédiatement leur installation benthique. Le stade « intermédiaire » correspond quand à lui à une période plus longue et inclus des juvénile de taille moyenne qui colonisent généralement tous les habitats favorables d'une nurserie. Finalement, le stade « pré-dispersif » correspond aux individus les plus grands, qui ont acquis une morphologie très proche de celle des adultes, qui ne sont pas mûres sexuellement et qui sont prêts à quitter la nurserie.

Stade de développement	Longueur standard (mm)	Longueur totale (mm)
a) <i>D. annularis</i>		
Post-installation		Installation - 20
Intermédiaire		20 - 45
Pré-dispersif		>45
b) <i>D. puntazzo</i>		
Post-installation	Installation - 21	Installation - 26
Intermédiaire	21 - 43	26 - 54
Pré-dispersif	> 43	> 54
c) <i>D. sargus</i>		
Post-installation	Installation - 23	Installation - 30
Intermédiaire	23 - 49	30 - 63
Pré-dispersif	> 49	> 63
d) <i>D. vulgaris</i>		
Post-installation	Installation - 24	Installation - 30
Intermédiaire	24 - 40	30 - 51
Pré-dispersif	> 40	> 51

Tableau 2 : Définition des stades de développement des quatre espèces étudiées. (a) Source Ventura et al. (2014). (b), (c) and (d) Source Vigliola & Harmelin (2001). LS = longueur standard. LT = longueur totale. Les longueurs utilisées par Vigliola & Harmelin (2001) sont des LS. Nous avons estimé de LT. Les relations entre LS et LT sont données par Vigliola (1998) : $LT = a \cdot LS$ avec $a = 1,257$ pour *D. puntazzo*, $a = 1,290$ pour *D. sargus* et $a = 1,283$ pour *D. vulgaris*.

2.1.4. Analyses statistiques

Une étude de la variabilité interannuelle de l'utilisation de l'habitat par les poissons nécessite au moins trois ans de suivi (Macpherson & Zika 1999). L'étude NAPPEX ayant été réalisée sur deux années seulement, nous avons fait le choix de pooler les données par mois afin de donner une image plus réaliste de l'utilisation des marinas par les juvéniles de *Diplodus* dans un cas général. Toutes les analyses ont été réalisées avec le logiciel PRIMER 6 ou le software R. Le niveau de significativité a été placé à $\alpha = 0,05$.

Les différences spatio-temporelles dans l'abondance (exprimée en nombre d'individus par comptage de trois minutes) ont été analysées pour toutes les espèces séparément ou de manière groupée en utilisant deux PERMANOVA (Anderson 2001) différentes : dans la première, nous avons testé les effets du mois et de la marina sur les abondances de chacune des espèces prises séparément et groupées alors que dans la seconde, nous nous sommes intéressés à ceux du type de structure (quai ou pontons) et de l'habitat artificiel (Biohut ou témoin).

Pour cela, les abondances ont été transformées [$\log(X+1)$] et une matrice de similarité basée sur les distances euclidienne a été générée. Si les facteurs « mois », « structure » et « habitat artificiel » ont été traités comme fixes, la marina a quant à elle été traitée comme un facteur aléatoire. Ce traitement permet une généralisation des conclusions aux marinas.

Par ailleurs, pour chaque espèce, les changements ontogénétiques d'habitats au cours de la vie juvénile ont été étudiés en identifiant le(s) habitat(s) préférentiel(s) à chaque stade de développement en utilisant un indice (IndVal) développé par Dufrêne & Legendre (1997). Cet indice composite a été initialement développé pour déterminer des espèces indicatrices d'habitats (De Cáceres & Legendre 2009). Il combine deux composantes : la spécificité (S) et la fidélité (F) basées respectivement sur l'abondance relative et la fréquence d'occurrence relative de chaque espèce dans les différents habitats qu'elle occupe. Dans cette étude, nous avons utilisé pour explorer les différences de préférence d'habitats artificiels dans les marinas pour chaque stade de développement de chaque espèce. Ainsi, nous avons détourné l'indice de son utilisation première et avons utilisé pour chaque stade de développement (plutôt que sur des espèces différentes comme c'est généralement le cas) dans chaque type d'habitat artificiel selon la formule suivante :

$$\text{IndVal}_{ijk} = 100 \times S_{ijk} \times F_{ijk}$$

avec S_{ijk} la spécificité définie par :

$$S_{ijk} = \text{Abondance}_{ijk} / \text{Abondance}_{ij}$$

où Abondance_{ijk} est l'abondance moyenne par comptage du stade de développement i de l'espèce j dans le type d'habitat artificiel k et Abondance_{ij} la somme des abondances moyennes par comptage du même stade i de la même espèce j dans tous les types d'habitats artificiels étudiés.

et avec F_{jk} la fidélité définie par : $F_{jk} = N_{ijk} / N_{..k}$

où N_{ijk} est le nombre de comptages dans le type d'habitat k durant lesquels au moins un individu du stade i et de l'espèce j a été observé et $N_{..k}$ est le nombre total de comptages réalisé dans le type d'habitat k .

Les différences entre les valeurs d'IndVal entre les différents types d'habitats artificiels ont été testées par permutations (De Cáceres & Legendre 2009).

2.2. Résultats du volet 1

896 suivis ont été réalisés sur deux ans. Ils ont permis d'observer 1 766 *Diplodus* juvéniles dans les cinq marinas répartis de la manière suivante : 653 *D. vulgaris*, 520 *D. annularis*, 388 *D. sargus* et 205 *D. puntazzo*. Aucun *Diplodus* n'a été observé pour 83 % des comptages. Le nombre maximum de *Diplodus* comptés au cours d'un comptage de trois minutes a été de 60 (le 15/04/2013 sur une zone de Biohut quais au cap d'Agde).

2.2.1. Abondance des juvéniles de *Diplodus* dans les marinas

Les schémas spatio-temporels d'utilisation des marinas varient fortement entre les espèces (

Figure 2 et Tableau 3). Cependant, la significativité de l'effet de l'interaction entre les facteurs « Mois » et « Marinas » indique que les variations temporelles des abondances des juvéniles des quatre espèces dépendent des marinas. Bien que cela complique largement l'interprétation des données, de grandes tendances se détachent.

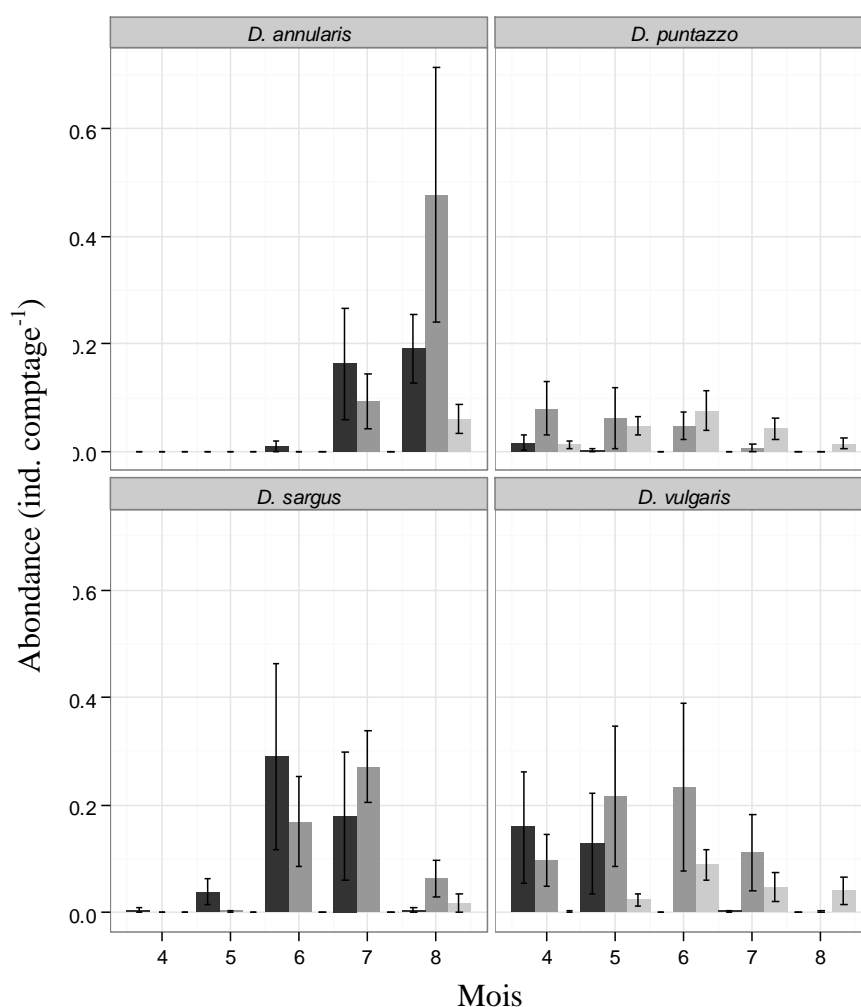


Figure 2 : Abondances moyennes mensuelles (exprimées en nombre d'individus par comptage de trois minutes) aux stades post-installation (en noir), intermédiaire (en gris) et pré-dispersif (en gris clair). Les résultats pour toutes les marinas, structures artificielles et habitats artificiels sont poolées. Les barres d'erreur représentent l'erreur standard.

Source	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
<i>Diplodus spp.</i>				
Mois (Mo)	4	1,426	1,731	0,197
Marina (Ma)	4	6,6397	22,415	0,0001
Mo x Ma	16	0,83505	2,8191	0,0002
Résidus	871	0,29621		
Total	895			
<i>D. annularis</i>				
Mois (Mo)	4	3,0751	4,7497	0,0075
Marina (Ma)	4	1,499	19,21	0,0001
Mo x Ma	16	0,65954	8,4521	0,0001
Résidus	871	7,8033E-2		
Total	895			
<i>D. puntazzo</i>				
Mois (Mo)	4	0,13109	1,89	0,1495
Marina (Ma)	4	0,62947	16,736	0,0001
Mo x Ma	16	7,0035E-2	1,862	0,0231
Résidus	871	3,761E-2		
Total	895			
<i>D. sargus</i>				
Mois (Mo)	4	1,4052	3,939	0,0205
Marina (Ma)	4	0,88744	9,8399	0,0001
Mo x Ma	16	0,36241	4,0184	0,0001
Résidus	871	9,0187E-2		
Total	895			
<i>D. vulgaris</i>				
Mois (Mo)	4	0,63212	2,0901	0,1352
Marina (Ma)	4	1,4883	10,955	0,0001
Mo x Ma	16	0,30598	2,2522	0,0025
Résidus	871	0,13586		
Total	895			

Tableau 3 : Résultats de la PERMANOVA univariée à deux facteurs comparant les abondances des juvéniles (exprimées en nombre d'individus par comptage de trois minutes) entre les mois (de avril à août) et les marinas (Port-Vendres, Port-Barcarès, Cap d'Agde, Mèze et le Brusç). Les p-values significatives (< 0,05) sont indiquées en gras.

Lorsque l'on considère toutes les marinas groupées, les variations temporelles d'abondances sont significatives seulement pour *D. annularis* et *D. sargus* (Tableau 3) avec des abondances maximales atteintes respectivement pour ces espèces en août (abondance moyenne par comptage = $0,73 \pm 0,14$ ind.) et en juillet (abondance moyenne par comptage = $0,48 \pm 0,14$ ind.). Pour ces deux espèces, les évolutions temporelles d'abondances permettent d'identifier deux périodes d'installation dans les marinas en juin-juillet pour *D. sargus* et juillet-août pour *D. annularis* (

Figure 2). Une analyse détaillée des variations temporelles d'abondance de *D. puntazzo* et *D. vulgaris* confirme que l'installation s'est probablement déroulée avant la période d'échantillonnage et que ces espèces ont commencé à quitter les marinas en juillet (en particulier à Port-Vendres). Cette analyse montre qu'il est également probable que les comptages aient été arrêtés avant la dispersion de *D. annularis* car très peu d'individus au stade pré-dispersif ont été observés pour cette espèce et la plupart des juvéniles étaient au stade intermédiaire en août (

Figure 2).

Le nombre d'observations de *Diplodus* varie considérablement entre les marinas avec un total de 646 observations au Cap d'Agde, 393 au Brusc, 378 à Port-Vendres, 337 à Port-Barcarès et seulement trois à Mèze.

La composition spécifique dépend également de la marina. En effet, des juvéniles des quatre espèces ont été observés à Port-Vendres, Port-Barcarès, Cap d'Agde et Le Brusc alors que seuls trois *D. vulgaris* ont été vus à Mèze. Entre avril et août, les abondances moyennes maximales de juvéniles, tous comptages confondus, ont été observées au Brusc pour *D. annularis* ($0,53 \pm 0,14$ ind.), à Port-Vendres pour *D. puntazzo* ($0,24 \pm 0,05$ ind.) à Port-Barcarès pour *D. sargus* ($0,67 \pm 0,23$ ind.) et au Cap d'Agde pour *D. vulgaris* ($0,55 \pm 0,16$ ind.). Ce résultat pourrait suggérer des différences inter-marinas en termes d'adéquation entre les caractéristiques physico-chimiques des habitats proposés et les besoins des juvéniles de *Diplodus*.

Concernant la distribution des juvéniles dans les marinas, nos résultats ne montrent pas d'effet de la structure verticale (quai ou ponton) sur l'abondance des juvéniles de *Diplodus* lorsque les espèces sont groupées (Tableau 4). Cela signifie que les deux types de structures peuvent être utilisés par les juvéniles de poissons. Cependant, lorsque l'on s'intéresse aux espèces séparément, des préférences de structures verticales apparaissent pour *D. puntazzo*, *D. sargus* et *D. vulgaris* ($p < 0,0087$). Les juvéniles de *D. sargus* et *D. puntazzo* sont plutôt présents sur les pontons alors que ceux de *D. vulgaris* se retrouvent essentiellement sur les quais.

Source	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
<i>Diplodus spp.</i>				
Structure artificielle (St)	1	0,79636	2,4496	0,114
Habitat artificiel (Ha)	1	10,355	31,852	0,0001
St x Ha	1	0,52999	1,6303	0,1981
Résidus	892	0,32509		
Total	895			
<i>D. annularis</i>				
Structure artificielle (St)	1	1,2738E-2	0,12166	0,7232
Habitat artificiel (Ha)	1	3,1773	30,346	0,0001
St x Ha	1	3,3899E-3	3,2377E-2	0,8547
Résidus	892	0,1047		
Total	895			
<i>D. puntazzo</i>				
Structure artificielle (St)	1	0,26522	6,6499	0,0087
Habitat artificiel (Ha)	1	1,0163	25,481	0,0001
St x Ha	1	0,17991	4,5108	0,0341
Résidus	892	3,988E-2		
Total	895			
<i>D. sargus</i>				
Structure artificielle (St)	1	1,7103	16,773	0,0002
Habitat artificiel (Ha)	1	0,32625	3,1994	0,0753
St x Ha	1	2,227E-2	0,21839	0,6495
Résidus	892	0,10197		
Total	895			
<i>D. vulgaris</i>				
Structure artificielle (St)	1	7,3267	52,45	0,0001
Habitat artificiel (Ha)	1	1,1177E-2	8,0016E-2	0,7795
St x Ha	1	3,4292E-3	2,4549E-2	0,8789
Résidus	892	0,13969		
Total	865			

Tableau 4 : Résultats de la PERMANOVA univariée à deux facteurs comparant les abondances des juvéniles (exprimées en nombre d'individus par comptage de trois minutes) entre les structures artificielles (quais et pontons) et les types d'habitats (Biohut ou témoins). Les p-values significatives (< 0,05) sont indiquées en gras.

Le type d'habitat artificiel (Biohut ou témoin) a quant à lui un effet marqué sur les abondances de *Diplodus* spp. (toutes espèces confondues) ($p < 0.0001$) (Tableau 4). En effet, les abondances moyennes sur les zones de Biohut ($1,02 \pm 0,12$ individus par comptage) sont deux fois plus importantes que sur les témoins ($0,52 \pm 0,12$ individus par comptage). Cette différence est indépendante du type de structure (quai ou ponton) et se retrouve très marquée pour *D. annularis* ($0,34 \pm 0,06$ individus par comptage sur les Biohut contre $0,04 \pm 0,001$ individus par comptage sur les témoins) et pour *D. puntazzo* ($0,14 \pm 0,02$ individus par comptage sur les Biohut contre $0,02 \pm 0,01$ individus par comptage sur les témoins). Pour *D. sargus* et *D. vulgaris*, nous n'avons pas observé de différences significatives entre les abondances sur les Biohut et les témoins ($p > 0,0753$).

2.2.2. Changements d'habitats au cours de la vie juvénile

Les résultats de l'analyse IndVal sont fournis sous forme graphique dans la Figure 3.

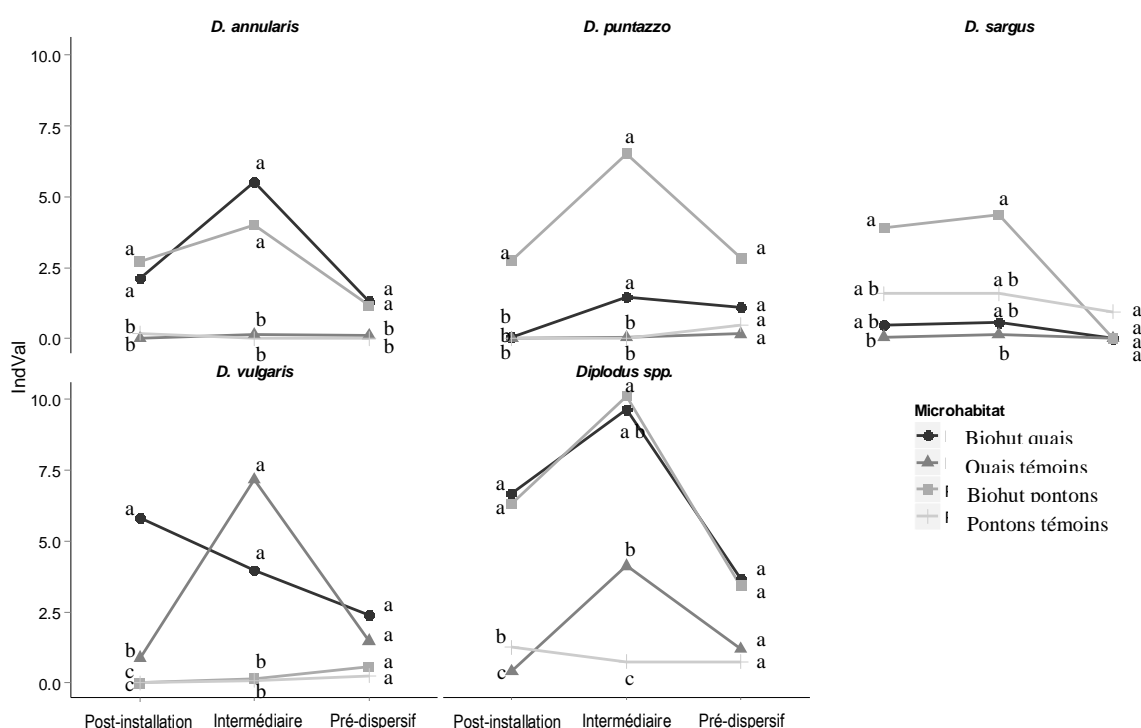


Figure 3 : IndVal (Dufrene & Legendre 1997) par type d'habitat obtenus pour les trois stades de développement (post-installation, intermédiaire et pré-dispersif) des quatre espèces de *Diplodus* prises groupées ou séparément. A chaque stade de développement, les habitats artificiels présentant des valeurs d'IndVal significativement différentes ont été représentés avec des lettres différentes.

A travers cette figure, nous observons sans ambiguïté une perte généralisée de spécificité en termes d'habitat au cours de la vie juvénile des *Diplodus* dans les marinas. En effet, lorsque l'on considère les quatre espèces groupées, les valeurs pour IndVal sont significativement supérieures ($p < 0,036$) pour les Biohut quais et pontons que pour leurs témoins respectifs au stade post-installation, reflétant ainsi une nette préférence des plus petits individus pour les Biohut quelle que soit la structure verticale colonisée (quai ou ponton). Au stade intermédiaire, bien que les valeurs d'IndVal soient toujours supérieures pour les Biohut quais et pontons, nous n'observons plus de différences significatives entre les quais témoins et les Biohut quais ($p = 0,067$). Finalement, au stade pré-dispersif, il n'y a plus aucune différence entre les habitats pris deux à deux ($p > 0,057$). Cette tendance générale, observée lorsque l'on regroupe les quatre espèces étudiées, est légèrement moins nette lorsque l'on s'intéresse aux espèces prises séparément, en particulier pour les stades port-installation et intermédiaire.

Pour *D. annularis*, les valeurs de IndVal pour les Biohut quais et pontons sont similaires ($p > 0,611$) quel que soit le stade considéré et toujours supérieures aux valeurs prises sur les témoins ($p < 0,023$). Cela indique une préférence très claire de cette espèce pour l'habitat Biohut tout au long de sa vie dans les marinas.

Pour les trois autres espèces, des changements ontogénétiques dans l'utilisation de l'habitat sont observées, toutes résultant de l'absence de préférence en termes d'habitat artificiel au stade pré-dispersif ($p < 0,073$). *Diplodus vulgaris* s'installe particulièrement sur les Biohut quais comme l'indique les valeurs significativement ($p < 0,001$) supérieures prises par IndVal sur cet habitat artificiel au stade post-installation. Au stade intermédiaire, *D. vulgaris* élargit son habitat et utilise tous les quais ; il n'y a en effet plus de différences significatives entre les valeurs d'IndVal sur les quais témoins et les Biohut quais ($p = 0,55$) alors que toutes deux sont significativement supérieures à celles prises par les deux habitats de pontons (témoins et Biohut, $p < 0,0003$). Chez les juvéniles de *D. puntazzo*, on observe une préférence pour les Biohut pontons au stade post-installation. Au stade intermédiaire, les valeurs d'IndVal pour les Biohut quais et pontons sont équivalentes entre elles ($p = 0,059$) et plus élevées que celles des témoins ($p < 0,014$). Enfin, les juvéniles de *D. sargus* aux stades post-installation et intermédiaire ont les mêmes préférences en termes d'habitat artificiels et seules des valeurs d'IndVal pour les quais témoins sont significativement inférieures aux autres ($p < 0,002$).

Principaux résultats du volet 1

En nous basant sur les données du programme NAPPEX, nous avons pu :

- ✓ Vérifier la **présence des quatre espèces de *Diplodus* au stade juvéniles** dans les marinas en **abondance non négligeable**,
- ✓ Observer dans les marinas **tous les stades de développement juvéniles** pour ces quatre espèces,
- ✓ Montrer qu'il y avait une forte **variabilité inter-marinas** en termes d'abondance de *Diplodus* juvéniles et de composition spécifique,
- ✓ Vérifier **l'effet positif des Biohut** sur les abondances de juvéniles,
- ✓ Montrer une **préférence marquée des plus jeunes stades pour les Biohut**,
- ✓ Constater que même en milieu portuaire, **des changements ontogénétiques d'habitats** pouvaient être observés.

*Pour en savoir plus : Bouchouca, M., Darnaude, A. M., Gudéfin, A., Neveu, R., Verdoit-Jarraya, M., Boissery, P., & Lenfant, P. (2016). Potential use of marinas as nursery grounds by rocky fishes: insights from four *Diplodus* species in the Mediterranean. Marine Ecology Progress Series, 547, 193-209*

3. Cinétique de mortalité post installation en milieu portuaire.

Un des objectifs principaux de cette étude était de comparer les cinétiques de mortalité entre des zones naturelles et portuaires et de rechercher, le cas échéant, les causes sous-jacentes aux différences. En milieu naturel, les causes de mortalité des juvéniles de poissons ne sont pas toujours très claires, même si certaines études prouvent que la prédation peut affecter sérieusement les taux de mortalité au stade benthique (Van der Veer & Bergman 1987, Ellis & Gibson 1995, Connell 1997, Steele 1997). En milieu portuaire, des causes liées aux conditions environnementales stressantes, en particulier à la forte présence de contaminants chimiques (CETMEF 2010), viennent s'ajouter. Les poissons sont en effet des organismes de haut niveau trophique qui accumulent les contaminants à la fois à partir de la colonne d'eau, du sédiment et de leur nourriture. Les contaminants chimiques sont bien connus pour affecter négativement la physiologie, la croissance, la santé, le comportement et la survie des poissons, en particulier durant leurs plus jeunes stades de vie (e.g. Laroche et al. 2002, Marchand et al. 2003, Rowe 2003, Kerambrun et al. 2012a). En conditions contrôlées de laboratoire, une baisse significative de la fonction d'alimentation chez les poissons exposés à des contaminants chimiques a été démontrée (Stephens et al. 2000, Saborido-Rey et al. 2007). Par ailleurs, une des réponses sub-létales des organismes exposés à des contaminants de manière chronique est une modification dans l'allocation de leur énergie qui est alors préférentiellement utilisée pour résister au stress chimique plutôt qu'au maintien des fonctions basales et à la croissance. Ces deux réponses induisent un effet négatif sur la fitness globale des individus (Rowe 2003). Or, les poissons juvéniles dont la croissance et le stockage d'énergie sont limités ont moins de chance de survivre et donc de recruter dans des stocks adultes (Sogard 1997). Ainsi, même si les contaminants chimiques sont en-deçà des concentrations létales aiguës, l'exposition chronique des juvéniles de poissons à ces derniers peut avoir des conséquences sur leur survie à moyen et long terme.

L'estimation de la mortalité est difficile et exige un suivi *in situ* sur un pas de temps resserré (Ross 2003). Un protocole d'échantillonnage a été développé à cette fin en collaboration avec les équipes du CEFREM et en particulier P. Lenfant. Il est détaillé dans les paragraphes suivants.

3.1. Matériel et méthodes

3.1.1. Espèces étudiées

Dans ce volet, si trois espèces ont été suivies (*D. vulgaris*, *D. sargus* et *D. puntazzo*), seul les résultats pour *D. vulgaris* ont été analysés. Les caractéristiques physiques des nurseries de *D. vulgaris*, la dynamique post-installation de ses populations en milieu naturel ont été largement étudiées (Macpherson et al. 1997, Vigliola 1998). Par ailleurs, sa présence dans les zones portuaires a été démontrée, notamment dans le premier volet de ce travail.

Malgré un effort d'échantillonnage conséquent, les suivis pour *D. sargus* et *D. puntazzo* ne sont pas suffisants pour tirer des conclusions robustes. En effet, comme indiqué en introduction, étudier *in situ* des cinétiques de mortalité nécessite un effort de suivi très important mais aussi bien souvent plusieurs années (au moins trois), ce qui ne pouvait pas être possible dans le cadre strict de cette étude.

3.1.2. Zones d'étude

Notre étude est focalisée sur sept stations localisées dans la rade de Toulon (Figure 4). Trois sont situées dans des zones portuaires (IFR, TLN et STM), trois dans des zones naturelles (MAG, MEE et MEO) et une sur la digue du large, côté extérieur, à la transition entre les deux types de zones (DLE). Les stations portuaires ont été sélectionnées pour des raisons logistiques mais également parce que des études précédentes avaient montré qu'elles présentaient de très fortes teneurs en contaminants métalliques dans le sédiment et la colonne d'eau (Andral et al. 2011, Tessier et al. 2011, Pougnet et al. 2014, Dang et al. 2015). Les stations naturelles ont été sélectionnées car elles répondent aux critères physiques des nurseries de *Diplodus* décrits dans la littérature (Harmelin-Vivien et al. 1995, Vigliola 1998, Cheminee et al. 2011). Leur choix a été fait à partir d'un travail cartographique dans un premier temps (cartographie des biocénoses marines de la rade de Toulon produite par Andromède Océanologie) puis après vérification sur le terrain de l'ensemble du linéaire côtier de la grande rade.



Figure 4 : Localisation des stations de suivi

3.1.3. Suivi

Les abondances des juvéniles de *D. vulgaris* ont été suivies en 2015, aux sept stations, toutes les semaines, entre leur arrivée (janvier 2015) et leur départ (juillet 2015) des nurseries. Plusieurs types d'habitats peuvent être identifiés dans les zones portuaires, chacun d'entre eux ayant des caractéristiques biotiques et abiotiques propres et supportant fonctionnellement différents stades de développement de différentes espèces (cf. volet 1). Deux ont été étudiés dans le volet précédent : les quais et les pontons. Afin de ne pas multiplier les facteurs de variation pour l'analyse de nos résultats, nous avons limité nos investigations à un seul type d'habitat, présent dans chaque station portuaire, dont les caractéristiques se rapprochent le plus de celles des habitats naturels (sans pour autant être identiques) et dont la structure physique est connue pour être favorable aux juvéniles des deux espèces étudiées : les enrochements (Ruitton 1999, Guidetti 2004, Martin et al. 2005, Clynick 2006, Pastor et al. 2013).

Un échantillonnage en plongée, non destructeur, permettant des répliquats temporels, a été réalisé. A chaque station, la surface couverte par le plongeur a été différente, dépendante des caractéristiques morphologiques de la côte. Le linéaire côtier des stations est compris entre 35 et 110 m. A chaque plongée, l'observateur équipé de palmes, masque et tuba a nagé doucement afin de couvrir l'ensemble de la zone de nurserie (profondeur comprise entre la surface et 2 m de fond), comptant l'ensemble des juvéniles de *D. vulgaris* présents et estimant leur taille à 5 mm près grâce à des silhouettes imprimées sur une tablette plastique (García-Rubies & Macpherson 1995). Les comptages ont duré entre 15 et 45 minutes.

3.1.4. Analyse des données

De la même manière que Macpherson (1997) ou Vigliola (1998), la mortalité des *D. vulgaris* a été estimée à partir d'un modèle exponentiel :

$$N_t = N_0 e^{-Mt}$$

Avec N_t , l'effectif de l'espèce à l'instant t , N_0 effectif de l'espèce à l'installation benthique et M (x 100) taux instantané de mortalité (exprimé en $\% \cdot j^{-1}$).

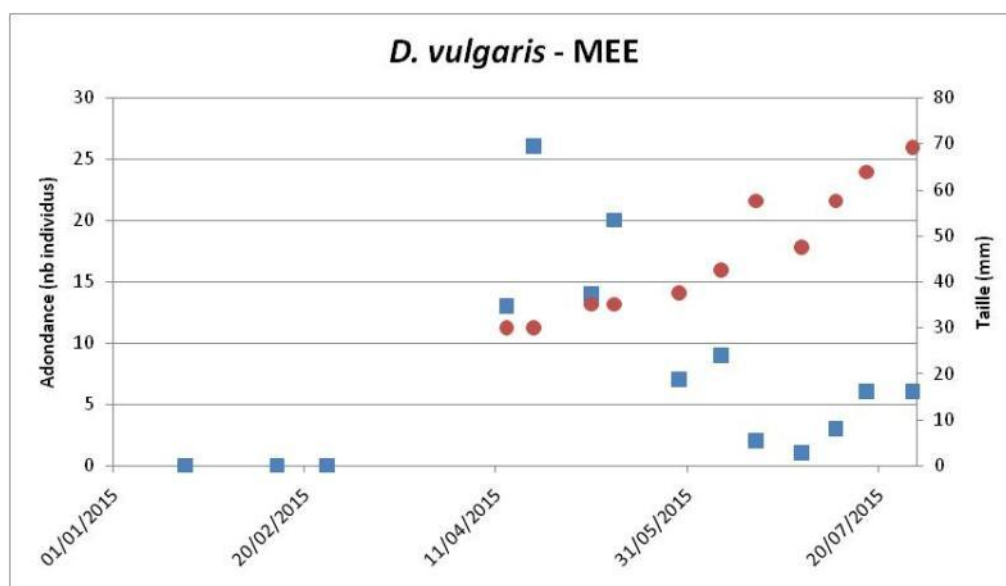
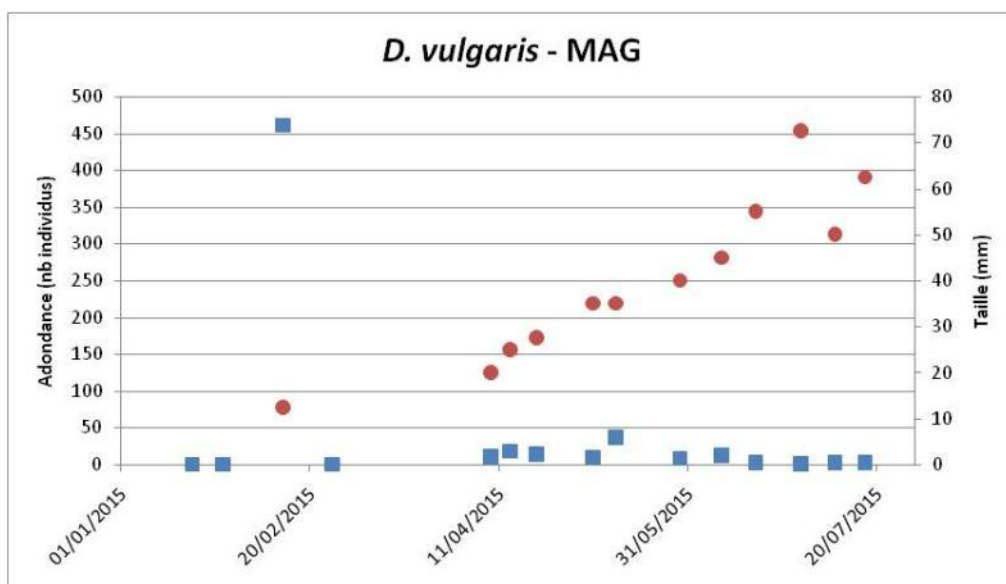
L'installation benthique correspond au moment où les effectifs de la micro population sont maximums et les tailles des individus minimums (compris entre 10 et 15 mm).

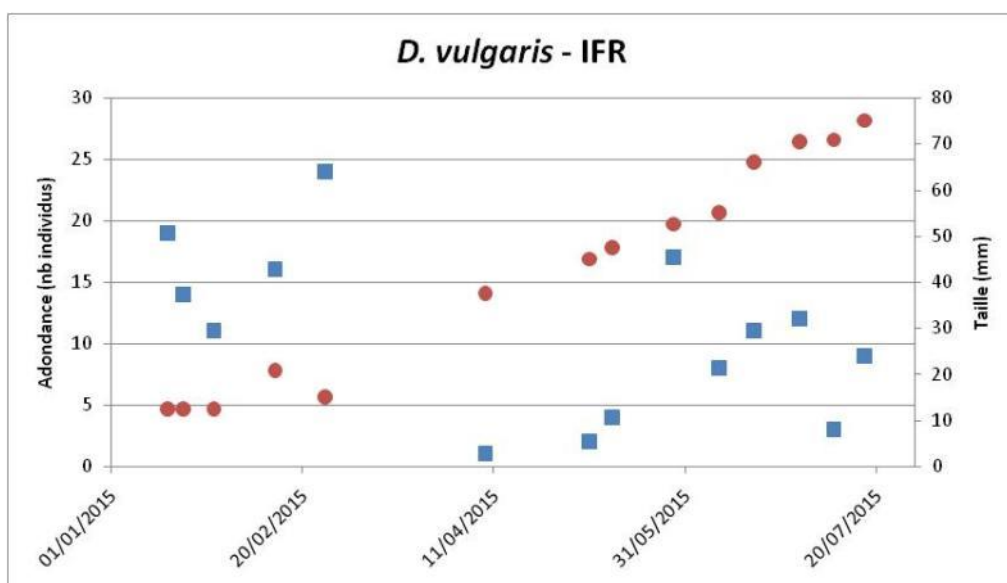
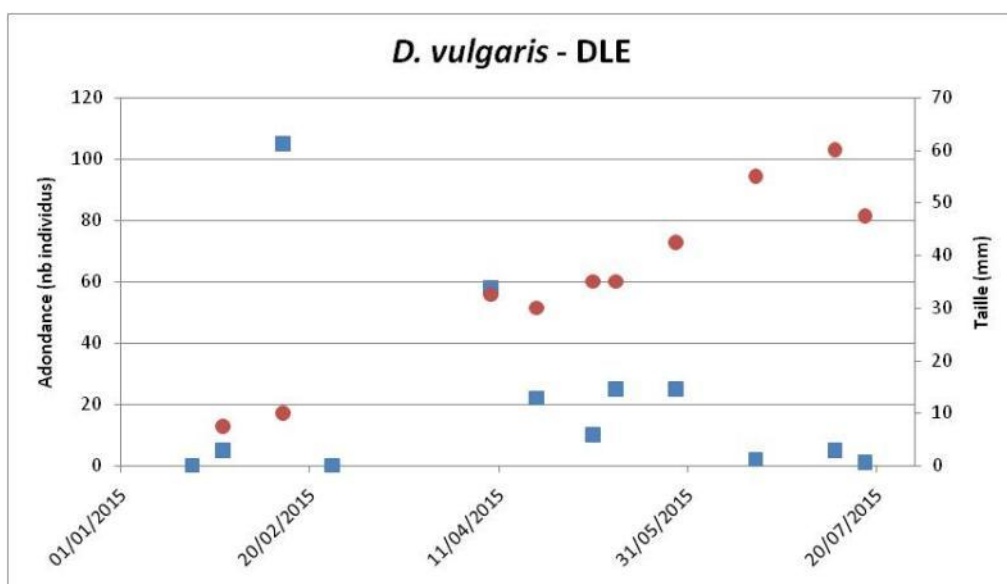
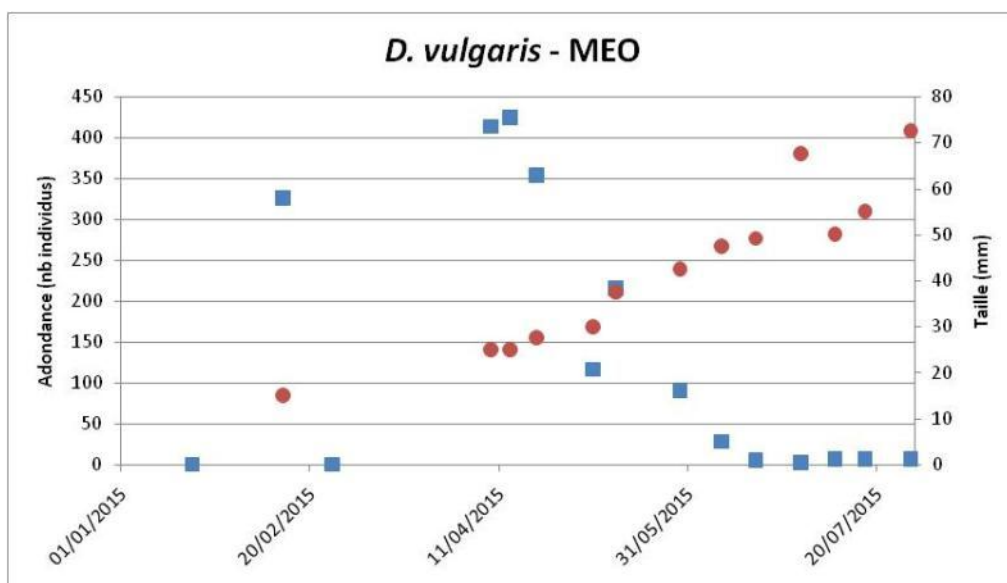
Les séries temporelles d'abondance pour une période allant du pic d'installation des nouveaux arrivants jusqu'à ce que les mêmes individus ne quittent la nurserie ont été utilisées pour calculer les taux instantanés de mortalités à chaque station. Pour certaines séries temporelles, des fluctuations dans les abondances après le pic d'installation non attribuables à des erreurs de comptage ont été observées. De telles variations ont été interprétées comme des migrations d'individus. Ces séries temporelles ont été écartées de l'analyse.

3.2. Résultats du volet 2

Cent huit comptages correspondant à 20 jours de terrain ont été réalisés. Au cours de notre étude, nous avons constaté que des fluctuations inattendues des abondances pouvaient survenir en lien avec les conditions météorologiques, celles-ci affectant les schémas agrégatifs des juvéniles avec des répercussions non négligeables sur les comptages. Par ailleurs, nous nous sommes heurtés à une difficulté méthodologique majeure : les migrations de et vers les stations doivent être correctement étudiées afin d'éviter les biais dans les estimations de taux de mortalité, ce qui n'a pas pu être le cas dans notre étude. Plusieurs pistes de réflexion avec le CREFEM sont en cours pour tenter de pallier cette difficulté.

Les graphiques ci-dessous (Figure 5) présentent les séries temporelles d'abondance ainsi que les tailles moyennes estimées pour *D. vulgaris* à chaque station.





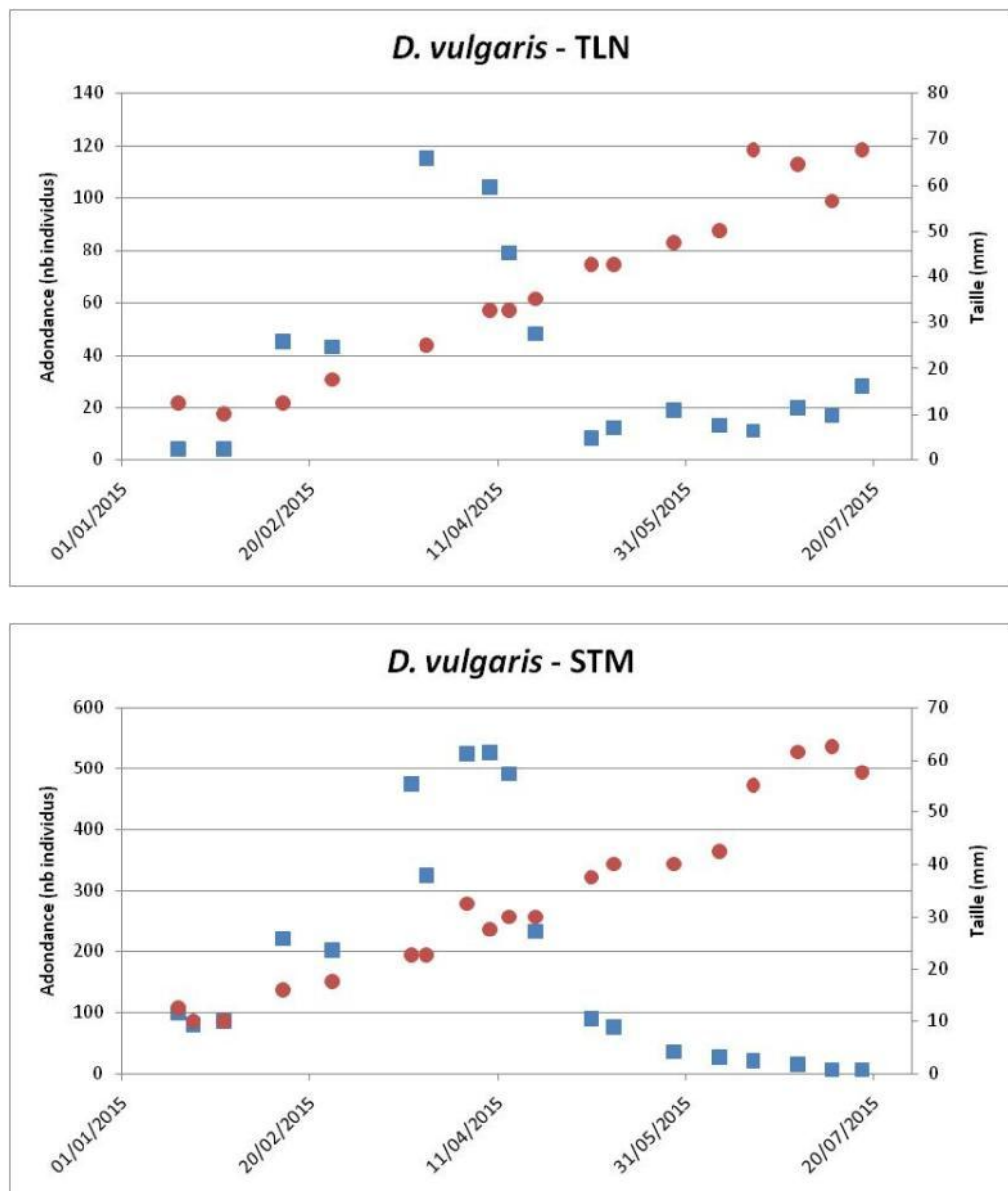


Figure 5 : Evolution des abondances et des tailles moyennes estimées pour *D. vulgaris* au cours du temps. Chaque graphique correspond à une station.

Pour six des sept stations échantillonnées (toutes sauf DLE), les abondances maximales ont été observées pour une longueur totale comprise entre 25 et 30 mm, ce qui correspond au début second stade de développement, le stade intermédiaire, défini dans le volet précédent (Tableau 2). Ce résultat s'explique parfaitement : Vigliola & Harmelin (2001) ont montré que l'installation benthique de *D. vulgaris* se fait en profondeur, vers 6 m, et que les individus colonisent progressivement les zones les moins profondes des nurseries alors qu'ils atteignent leur second stade de développement. Or, nos observations ont été réalisées sur des fonds de 0 à 2 m. Il est donc parfaitement cohérent que nous ayons observé principalement des individus correspondant à la classe intermédiaire. Aussi, notre calcul de mortalité n'a pu se faire sur l'ensemble de la durée de vie dans les nurseries mais uniquement sur les stades intermédiaires et pré-dispersifs.

Par ailleurs, Macpherson (1998) indique que les juvéniles de *D. vulgaris* sont susceptibles de quitter les zones de nurserie lorsqu'ils atteignent une longueur totale comprise entre 45 et 55 mm. Afin de ne pas surestimer la mortalité en la confondant avec la migration hors de la zone de nurserie, seuls les individus < 45 mm ont donc été retenus dans notre analyse. Enfin, compte tenu des difficultés d'interprétation des résultats liées à un nombre très réduit d'individus observés, les stations MAG et IFR ont été écartées de l'analyse.

Le Tableau 5 fournit les taux instantanés de mortalité calculés pour les différentes stations retenues.

Station	N ₀	M	N _s	R ²	D ₀
MEE	26	2,2	5	0,77	0.43
MEO	424	3,3	5	0,80	5.30
DLE	58	1,4	5	0,21	0.52
TLN	115	5,5	5	0,85	2.56
STM	526	5,1	7	0,97	11.63

Tableau 5 : Abondances maximales, taux de mortalité et statistiques associées pour *D. vulgaris*. N₀ : abondance maximale, M : taux instantané de mortalité (exprimé en %·j⁻¹), N_s : abondance en fin de période, D₀ : densité maximale.

Les résultats indiquent que les taux de mortalité instantanée dans les deux stations portuaires (5,5 % j⁻¹ et 5,1% j⁻¹ respectivement à TLN et STM) sont supérieurs à ceux observés aux stations naturelles (2,2 % j⁻¹ et 3,3 % j⁻¹ respectivement à MEE et MEO). L'interprétation est cependant délicate. En effet, plusieurs auteurs ont montré que pour cette espèce, la mortalité durant la phase juvénile était denso-dépendante (Macpherson et al. 1997, Vigliola 1998). Les taux de mortalité élevés mesurés à la station STM pourraient donc être expliqués par les fortes densités initiales en juvéniles. Par contre, d'autres causes doivent être recherchées pour la station TLN. Les causes de ces différences sont recherchées dans le prochain chapitre.

Principaux résultats du volet 2

- ✓ Le suivi de la mortalité *in situ* est lourd et complexe.
- ✓ Le protocole établi n'a pas permis de différencier la mortalité de la migration.
- ✓ **Les taux instantanés de mortalité pour les stations portuaires semblent supérieurs à ceux des stations naturelles.**

4. Croissance et condition comparée des juvéniles de sars en zone portuaire et naturelle

Parce que l'estimation *in situ* des mortalités est difficile et nécessite un échantillonnage lourd, plusieurs travaux ont envisagé d'étudier la qualité des nurseries en utilisant principalement la croissance ou la condition des juvéniles. La forte liaison entre ces paramètres et la mortalité permet en effet d'envisager leur utilisation comme indicateur synthétiques de la qualité des milieux (Suthers 1998). Des travaux portant sur l'analyse *in situ* de la taille des juvéniles (ex : Lekve et al. 2002), de la microstructure des otolithes (ex : Isnard et al. 2015) ainsi que de la morphométrie et de la condition des individus (ex : Lloret & Planes 2003) ont été menés à cette fin. D'autres approches ont porté sur des mesures de croissance d'individus maintenus en cage dans le milieu naturel (ex : Sogard & Able 1992) sur des expériences en labo ou en mésocosmes en modulant les conditions de vie (ex : Kerambrun et al. 2012b) avec le même objectif. Dans ce volet, nous avons cherché à comparer la condition et la croissance des juvéniles de sars entre des zones portuaires et des zones naturelles. Malgré la conjugaison de plusieurs sources de stress en milieu portuaire, en particulier liées à la présence de fortes concentrations en contaminants chimiques, il est difficile de préjuger des conséquences d'un passage en milieu portuaire de juvéniles de poissons sur les deux biomarqueurs que sont la croissance et la condition, l'effet antagoniste de la production primaire plus importante en zone portuaire pouvant interférer. Ainsi, en plus des paramètres liés à la croissance et à la condition, des mesures de contaminants dans l'eau, dans le muscle des poissons et des dosages de chlorophylle a dans le milieu ont été réalisés.

Plusieurs méthodes permettent d'estimer la croissance des poissons. Celles qui sont le plus souvent utilisées font appel au calcul des relations longueur $\hat{=}$ âge ou rayon de l'otolithe $\hat{=}$ âge et donc à l'estimation de l'âge des individus. L'utilisation des otolithes pour l'estimation de l'âge est très largement répandue (Campana & Thorrold 2001). Les otolithes sont des concrétions calcaires de l'oreille interne des poissons qui leur permettent d'assurer leur équilibre, de percevoir les changements de pression ainsi que des sons dans le milieu (Panfili 2002). Chez les Téléostéens, il existe trois paires d'otolithes : les sagittae, les lapilli et les asteriscus. Au cours de l'embryogénèse, l'otolithe commence à se former à partir d'un ou plusieurs primordiums (centres de calcification) qui fusionnent pour constituer le nucleus ou noyau. Au cours de la vie du poisson, l'accroissement de l'otolithe se fait par apposition de matériel à sa superficie sous forme de couches concentriques d'épaisseurs variables : les stries. Les travaux menés par Vigliola (1997) ont prouvé la formation journalière de stries sur les otolithes de *D. sargus* et *D. vulgaris* tout au long de leur vie juvénile, validant ainsi que l'analyse des microstructures visibles sur les otolithes de ces deux espèces est une méthode fiable pour estimer leur âge journalier.

4.1. Matériel et méthodes

4.1.1. Espèces étudiées

Dans ce volet, deux espèces ont été étudiées : *D. vulgaris* et *D. sargus*. Les périodes d'installation de ces deux espèces sont différentes, la première en hiver et au printemps, lorsque les eaux sont froides, la seconde en fin de printemps et en été, lorsque les eaux sont chaudes avec des conséquences probables sur la croissance et la condition.

4.1.2. Zones d'étude

Notre étude s'est focalisée sur cinq stations de la rade de Toulon (Figure 4). Trois sont situées dans des zones portuaires (IFR, TLN et STM) sont identiques à celles du volet précédent, une dans la zone naturelle (MEO ou MAG selon l'espèce et l'année étudiées, voir ci-après) et une sur la digue du large, côté extérieur, à la transition entre les deux types de milieux (DLE). Les raisons du choix de ces zones sont expliquées dans le volet précédent.

4.1.3. Suivi de la croissance et de la condition

En 2014, à chaque station, entre 14 et 28 individus par espèce ont été prélevés en plongée dans le mois qui précède leur départ des zones de nurserie, c'est-à-dire en juin-juillet pour *D. vulgaris* et en août-septembre pour *D. sargus*. En 2015, entre 3 et 21 individus de *D. vulgaris* ont été prélevés par zone. En zone naturelle, les prélèvements de *D. vulgaris* ont été réalisés à la station MEO en 2014 et à la station MAG en 2015. Ceux de *D. sargus* ont été réalisés à la station MAG.

Les poissons ont été conditionnés sur le terrain et maintenus au frais jusqu'au retour au laboratoire. Chaque individu a ensuite été mesuré au millimètre près (longueur totale) et pesé au 0,1 mg près. L'indice de condition de Fulton (k) a été calculé de la manière suivante :

$$K = 100 \cdot \frac{MT}{LT^3}$$

avec **MT** la masse totale en mg et **LT** la longueur totale en mm.

Pour chaque individu, l'otolithe sagittal gauche a été prélevé. L'otolithe a ensuite été photographié puis collé sur une lame de verre à l'aide d'une colle thermoplastique (Crystal Bond) pour être poncé dans le plan transversal jusqu'au noyau. Une fois préparées, les lames ont été photographiées et le nombre de microstructures a été compté le long des axes ventraux et dorsaux. Les comptages ont été réalisés deux fois en aveugle par le même opérateur (M. Bouchouca). Lorsque des différences de plus de 5 % entre comptages ont été obtenues, un troisième comptage a été réalisé. Le nombre de stries moyen entre ces comptages a alors été conservé.

Enfin, pour chaque individu, un échantillon de muscle a été prélevé. Un sous-échantillon a été envoyé à l'analyse au Laboratoire Ifremer Biogéochimie des Contaminants Métalliques (LBCM) de Nantes. Les concentrations en aluminium (Al), cobalt (Co), chrome total (Cr), cuivre (Cu), manganèse (Mn), molybdène (Mo), nickel (Ni), plomb (Pb), sélénium (Se) et vanadium (V) ont été mesurées par ICPMS.

Les *D. sargus* de 2014 et les *D. vulgaris* de 2015 ont été analysés en priorité. Les *D. vulgaris* de 2014 restent à analyser.

Un deuxième sous-échantillon a été conservé au Laboratoire Ifremer Environnement Ressources Provence Azur Corse. La détermination de la concentration en mercure total a été effectuée par une méthode de spectrométrie par absorption atomique avec une amalgamation par un piège d'or (AMA-254, Altec Ltd.). La procédure se compose des séquences suivantes : (1) la combustion à haute température de l'échantillon (550 °C) qui le réduit en cendre et volatilise le mercure qu'il contient, (2) l'amalgamation du mercure sur un piège d'or et (3) la mesure par spectrophotométrie d'absorption atomique du mercure collecté après le chauffage du piège à 800°C. Les concentrations sont ensuite rapportées à la masse sèche d'échantillon utilisée pour l'analyse.

Cette technique permet la détermination du mercure total mais pas du mercure organique. Cependant, en raison de la grande affinité du méthylmercure pour les protéines, on considère que la détermination de la concentration en mercure totale est un bon indicateur de la concentration en méthylmercure. Plusieurs travaux ont en effet montré que le méthylmercure représentait entre 80 et 100 % du mercure total chez les poissons. Une analyse de la concentration en mercure a été réalisée pour chaque individu. La précision des analyses est vérifiée par l'analyse répétée (1 analyse du standard tous les 10 échantillons) d'un standard de référence (DORM-4, National Research Council of Canada), choisi par rapport aux concentrations attendues de mercure dans les échantillons. Les valeurs mesurées se sont avérées conformes aux recommandations (valeur de référence : $0.410 \pm 0.055 \mu\text{g g}^{-1}$; valeur mesurée: $0.383 \pm 0.018 \mu\text{g g}^{-1}$). Pour le mercure total, l'ensemble des échantillons (63 *D. sargus* en 2014, 40 *D. vulgaris* en 2014 et 46 en 2015) a été analysé.

4.1.4. Suivi de la contamination chimique dans le milieu

Au cours de cette étude, les concentrations en éléments traces métalliques (ETM) ont également été comparées entre les cinq différentes stations. Pour cela, des échantillonneurs passifs de type Diffusive Gradient in Thin film (DGT) ont été immergés en triplicat dans la colonne d'eau à chaque station¹, au début de chaque mois, entre janvier et juillet 2015. La durée d'immersion des DGT a été de 15 jours par zone et par mois. Les DGT des différentes stations ont été mis à l'eau et relevés le même jour. Les éléments qui ont été mesurés sont : l'argent (Ag), l'aluminium (Al), le cadmium (Cd), le cobalt (Co), le chrome total (Cr), le cuivre (Cu), le fer (Fe), le manganèse (Mn), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et le zinc (Zn). La présentation des DGT et leur domaine d'utilisation a fait l'objet de nombreux rapports transmis par Ifremer à l'Agence de l'Eau auxquels il conviendra de se référer pour plus d'information.

4.1.5. Suivi de la production primaire

En parallèle de la mise en place des DGT, des prélèvements d'eau hebdomadaires ont été réalisés. Les concentrations en chlorophylle a ont été mesurées au laboratoire par fluorimétrie selon les mêmes méthodes que celles utilisées dans le cadre du réseau REPHY.

¹ Pour des raisons budgétaires, il n'était pas possible d'immerger des DGT dans les trois stations naturelles. Nous en avons choisi une représentant l'ensemble de la zone naturelle, la station MAG.

4.1.6. Analyses statistiques

De nombreux modèles mathématiques ont été utilisés pour décrire la croissance des poissons. La plupart d'entre eux, comme le modèle de von Bertalanffy, supposent que la taille des individus tend asymptotiquement vers une valeur maximale. Or, pour les juvéniles, l'existence d'une taille maximale est difficilement justifiable et l'utilisation de tels modèles doit donc être écartée pour des raisons théoriques. Trois modèles peuvent alors être utilisés pour la modéliser la croissance des juvéniles de poissons : le modèle linéaire, le modèle exponentiel et le modèle paraboliques. Le détail de ces modèles n'est pas d'un grand intérêt dans ce rapport. Aussi, nous ne nous y attarderons pas. Au cours de ses travaux, Vigliola (1998) a testé les trois modèles de croissance durant les stades larvaires planctoniques et benthiques des juvéniles de *Diplodus*. Il montre que le modèle parabolique offre la meilleure description de la croissance des *Diplodus* durant la phase larvaire planctonique et le modèle linéaire durant la phase benthique. Notre étude étant centrée exclusivement sur la phase juvénile benthique, un modèle linéaire a été donc été utilisé.

Le modèle s'écrit de la manière suivante :

$$LT = C \times (\text{âge} - \text{âge}_i) + LT_i$$

Avec **LT** la longueur totale des individus, **âge** leur âge en jour, **LT_i** et **âge_i** la longueur et l'âge à l'instant initial (installation benthique) et **C** le taux de croissance absolu exprimé en mm j⁻¹.

Les valeurs pour **âge** et **âge_i** ont été calculées à partir de la lecture des otolithes (présence d'une marque caractéristique à l'installation benthique). La valeur **LT_i** est issue de la littérature et a été fixée à 8 mm pour les deux espèces (Vigliola 1998).

Les variabilités spatiales et interspécifiques des taux de croissance absolue, de l'indice de condition et des concentrations en métaux dans le muscle ont été analysées par PERMANOVA (Anderson 2001) comportant deux facteurs fixes : la station et l'espèce. De même, les différences intersites des concentrations dans le milieu en ETM et en chlorophylle a ont également été étudiées par PERMANOVA. Les concentrations en métaux (dans le muscle et dans l'eau) ont subi une transformation log(X+1) avant analyse. Dans tous les cas, une matrice de similarité basée sur les distances euclidienne a été générée.

4.2. Résultats

En 2014, aucun *D. vulgaris* n'a été observé ou capturé à la station IFR.

Les indices de condition ont été calculés à partir de 243 *Diplodus* (105 *D. sargus* et 138 *D. vulgaris*) capturés dans les cinq stations.

Cent quatre vingt otolithes (76 *D. sargus* et 104 *D. vulgaris*), correspondant à autant de poissons, ont été analysés. Les otolithes ont été lus trois fois par un seul lecteur unique (M. Bouchoucha).

La détermination des concentrations en ETM hors mercure a été réalisée dans la chair de 25 *D. sargus* (5 par station) et 25 *D. vulgaris* (entre 3 et 8 par station). Les concentrations en mercure total ont été mesurées dans le muscle de 63 *D. sargus* et 86 *D. vulgaris*.

4.2.1. Qualité chimique du milieu et conditions trophiques

Les concentrations en contaminants dans le milieu mesurées avec les DGT sont fournies dans la Figure 6.

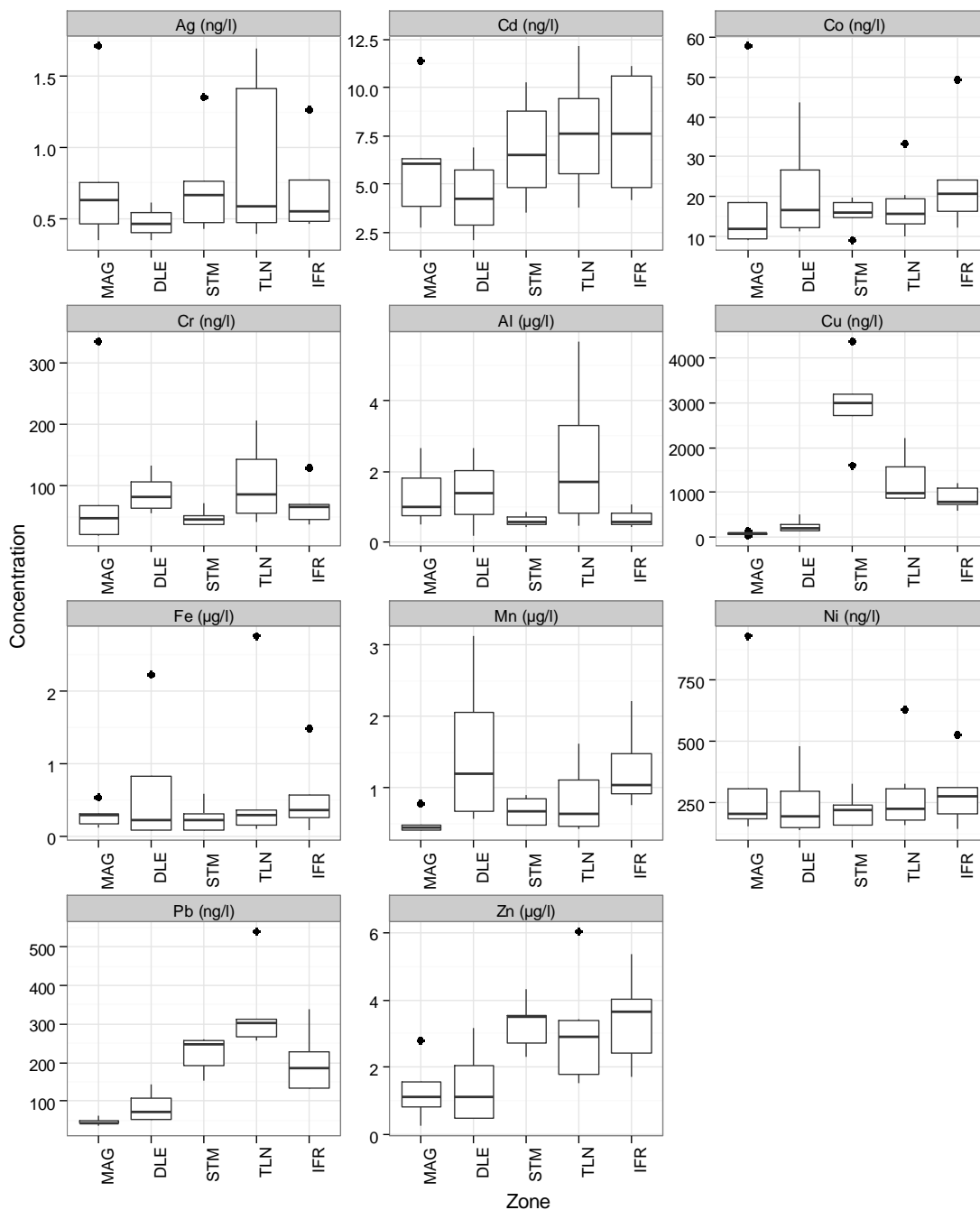


Figure 6 : Concentrations en ETM mesurées dans les DGT disposés à chaque station entre février et juillet 2015 et distribution des valeurs (les extrémités des boîtes représentent le 1^{er} et 3^{ème} quartile, le trait horizontal la médiane).

Des différences significatives de concentrations dans l'eau entre les stations sont observées pour le plomb, le cuivre et le zinc ($p < 0,0001$). En ce qui concerne les concentrations en plomb dissous, nous avons $MAG < DLE < STM = IFR < TLN$. Pour le cuivre, nous avons $MAG < DLE < IFR = TLN < STM$. Enfin, pour le zinc, nous avons $MAG = DLE < TLN = STM = IFR$. Ces résultats sont cohérents avec les observations faites dans le sédiment de la rade de Toulon dans le cadre du projet CARTOCHIM (Tessier et al. 2011) et confirment la plus forte contamination des stations portuaires par rapport à la station naturelle de référence. A noter également que les travaux sus-cités font état d'une très forte contamination en mercure du sédiment dans les stations portuaires par rapport à la station naturelle. Le mercure ne pouvant actuellement être dosé dans le milieu par le biais des DGT, nous n'avons pu le mettre en évidence dans notre étude. Ces résultats confirment donc la plus forte contamination des stations portuaires étudiées par rapport au témoin naturel (MAG) et à la station en zone intermédiaire (DLE).

Les concentrations en chlorophylle a varient également significativement entre les stations. Les concentrations dans la zone naturelle (station MAG) sont significativement inférieures à celles dans les stations portuaires TLN ($p = 0,0475$) et IFR ($p = 0,0122$).

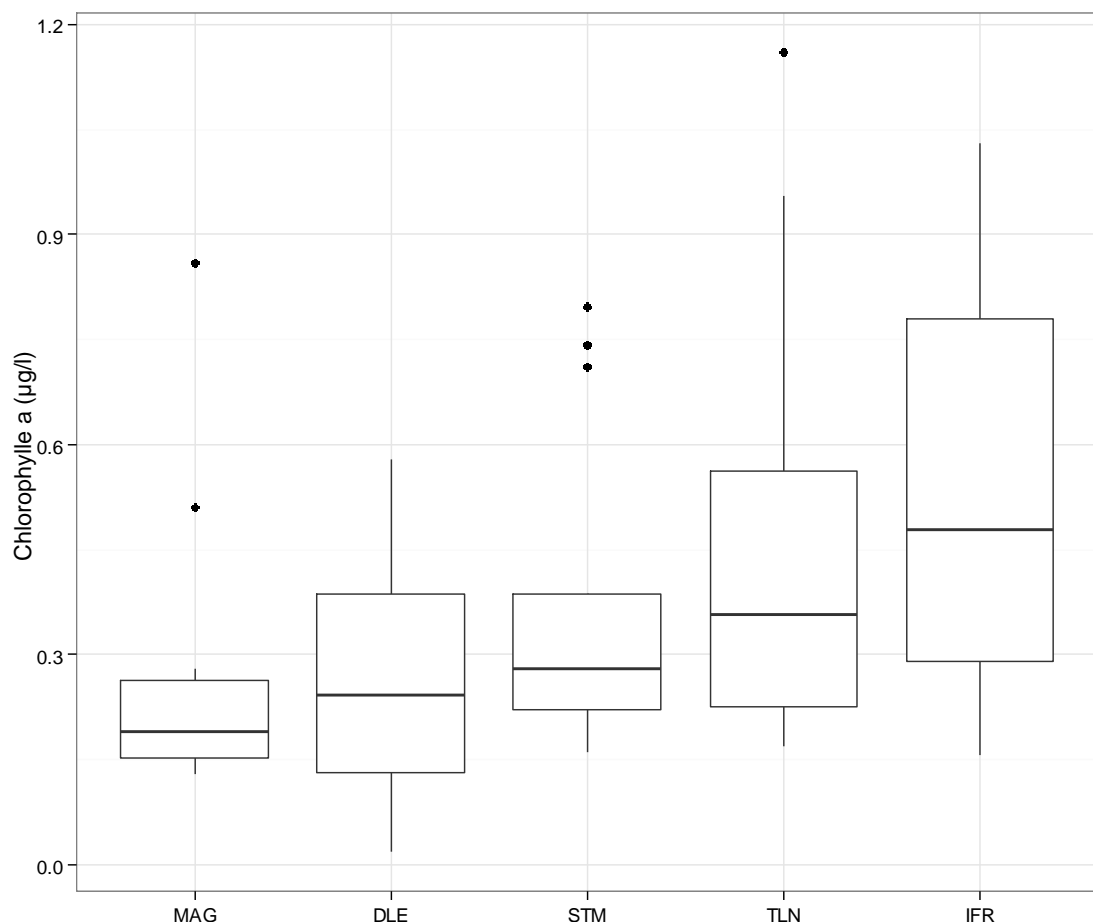
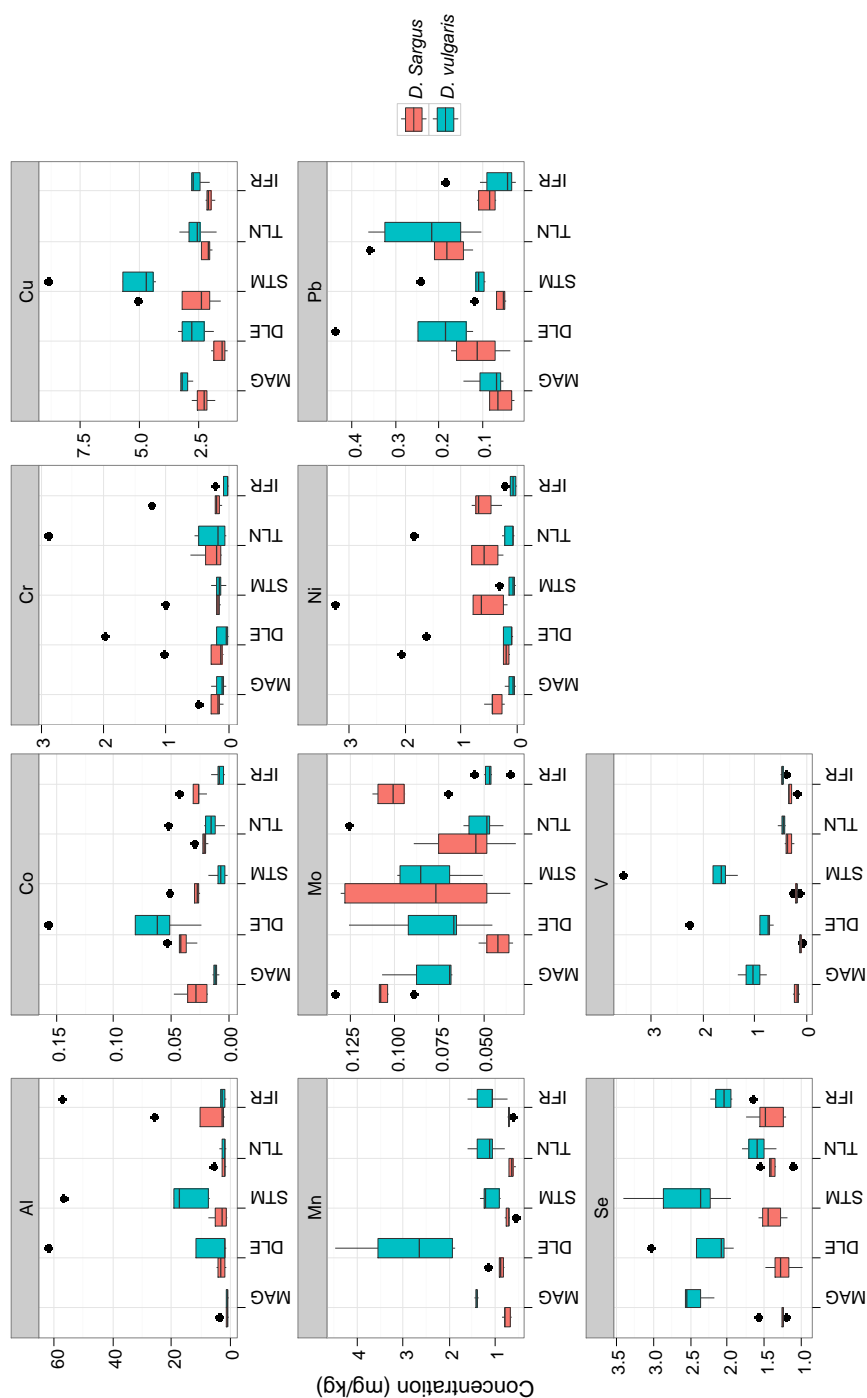


Figure 7 : Concentrations en chlorophylle a mesurée hebdomadairement à chaque station entre février et juillet 2015 et distribution des valeurs (les extrémités des boîtes représentent le 1^{er} et 3^{ème} quartile, le trait horizontal la médiane).

4.2.2. Concentrations en contaminants mesurés dans le muscle des poissons

Le graphique ci-dessous (Figure 8) présente les concentrations en ETM dans le muscle de *D. sargus* et *D. vulgaris*.



Les différences de concentration en ETM observées dans le milieu ne se retrouvent pas directement dans le muscle des individus de *D. sargus* et *D. vulgaris* analysés. Par ailleurs, pour tous les contaminants sauf l'Al et le Cr, on note des différences interspécifiques de concentration. Bien qu'un artéfact statistique soit possible sur des petits échantillons, ces différences traduisent probablement des différences dans les conditions biogéochimiques rencontrées par les individus (pour mémoire, *D. vulgaris* colonise ses nurseries en hiver alors *D. sargus* s'installe au printemps) et ou des différences de traits de l'histoire de vie des deux espèces. Les résultats des tests statistiques sont présentés dans le Tableau 6. Ils confirment que la relation entre la concentration en ETM dans l'eau et dans le muscle des poissons n'est pas linéaire. Ce résultat confirme ceux d'autres études menées *in situ* et en laboratoire qui montrent que l'accumulation des contaminants dans les tissus des poissons dépend principalement de leurs concentrations dans le milieu, de la durée d'exposition mais aussi d'autres facteurs physico-chimiques comme la salinité, le pH, ou encore la température qui peuvent influencer leur biodisponibilité (Kerambrun et al. 2013a, Kerambrun et al. 2013b). En outre, les organismes tendent à réguler certains contaminants. Les concentrations en métaux dans le milieu ne sont donc pas directement corrélées aux concentrations dans les poissons.

Source	df	MS	Pseudo-F	P(perm)	Comparaisons par paires
Aluminium					
Station (St)	4	2,3304	3,749	0,0132	MAG < TLN = IFR = DLE = STM
Espèce (Sp.)	1	1,212	1,9498	0,1695	
St x Sp.	4	1,2102	1,9468	0,1133	
Résidus	40	0,62161			
Total	49				
Vanadium					
Station (St)	4	0,15342	8,849	0,0002	<i>D. sargus</i> :
Espèce (Sp.)	1	2,3453	135,28	0,0001	DLE < STL = MAG < IFR = TLN
St x Sp.	4	0,28951	16,699	0,0001	<i>D. vulgaris</i> :
Résidus	40	1,73E-02			IFR = TLN < MAG = DLE = STM
Total	49				
Chrome total					
Station (St)	4	3,51E-02	0,42767	0,8153	
Espèce (Sp.)	1	3,38E-02	0,4124	0,5459	
St x Sp.	4	4,50E-02	0,54857	0,7153	
Résidus	40	8,20E-02			
Total	49				
Manganèse					
Station (St)	4	0,23023	15,059	0,0001	<i>D. sargus</i> :
Espèce (Sp.)	1	1,4482	94,728	0,0001	TLN = IFR = STM = MAG < DLE
St x Sp.	4	9,15E-02	5,9867	0,0003	<i>D. vulgaris</i> :
Résidus	40	1,53E-02			STM = IFR = TLN = MAG < DLE
Total	49				
Cobalt					
Station (St)	4	2,59E-02	8,7349	0,0003	<i>D. sargus</i> :
Espèce (Sp.)	1	5,34E-04	1,7988	0,1953	TLN = IFR = MAG = STM = DLE
St x Sp.	4	1,31E-03	4,4	0,033	<i>D. vulgaris</i> :
Résidus	40	2,97E-04			STM = IFR = MAG = TLN < DLE
Total	49				

Source	df	MS	Pseudo-F	P(perm)	Comparaisons par paires
Nikel					
Station (St)	4	2,80E-02	0,32452	0,8789	
Espèce (Sp.)	1	0,82891	9,6088	0,0035	D. vulgaris < D. sargus
St x Sp.	4	6,34E-02	0,73443	0,588	
Résidus	40	8,63E-02			
Total	49				
Cuivre					
Station (St)	4	0,32844	11,486	0,0002	D. sargus :
Espèce (Sp.)	1	0,93247	32,609	0,0001	DLE < IFR = TLN = MAG = STM
St x Sp.	4	7,95E-02	2,7797	0,0362	D. vulgaris :
Résidus	40	2,86E-02			IFR = TLN = DLE = MAG < STM
Total	49				
Sélénium					
Station (St)	4	3,75E-02	4,3825	0,0044	D. sargus :
Espèce (Sp.)	1	1,0236	119,51	0,0001	DLE = MAG = TLN = STM = IFR
St x Sp.	4	4,79E-02	5,5881	0,015	D. vulgaris :
Résidus	40	8,57E-03			TLN < IFR = DLE = MAG = STM
Total	49				
Molybdène					
Station (St)	4	1,64E-03	3,1502	0,0244	D. sargus :
Espèce (Sp.)	1	7,76E-04	1,4915	0,2253	DLE = TLN = STM = IFR = MAG
St x Sp.	4	2,41E-03	4,627	0,033	D. vulgaris :
Résidus	40	5,20E-04			IFR = TLN = DLE = STM = MAG
Total	49				
Plomb					
Station (St)	4	2,93E-02	7,6124	0,0003	MAG = IFR = STM < DLE = TLN
Espèce (Sp.)	1	1,69E-02	4,3996	0,0427	D. sargus < D. vulgaris
St x Sp.	4	4,83E-03	1,2578	0,3047	
Résidus	40	3,84E-03			
Total	49				

Tableau 6 : Résultats de la PERMANOVA univariée à deux facteurs concentrations en ETM entre les zones (IFR, TLN, STM, DLE et MAG) et espèces (D. vulgaris et D. sargus). Les p-values significatives (< 0,05) sont indiquées en gras.

Le nombre d'analyses pour le mercure total dans le muscle des poissons est plus important. Les résultats sont présentés dans la Figure 9.

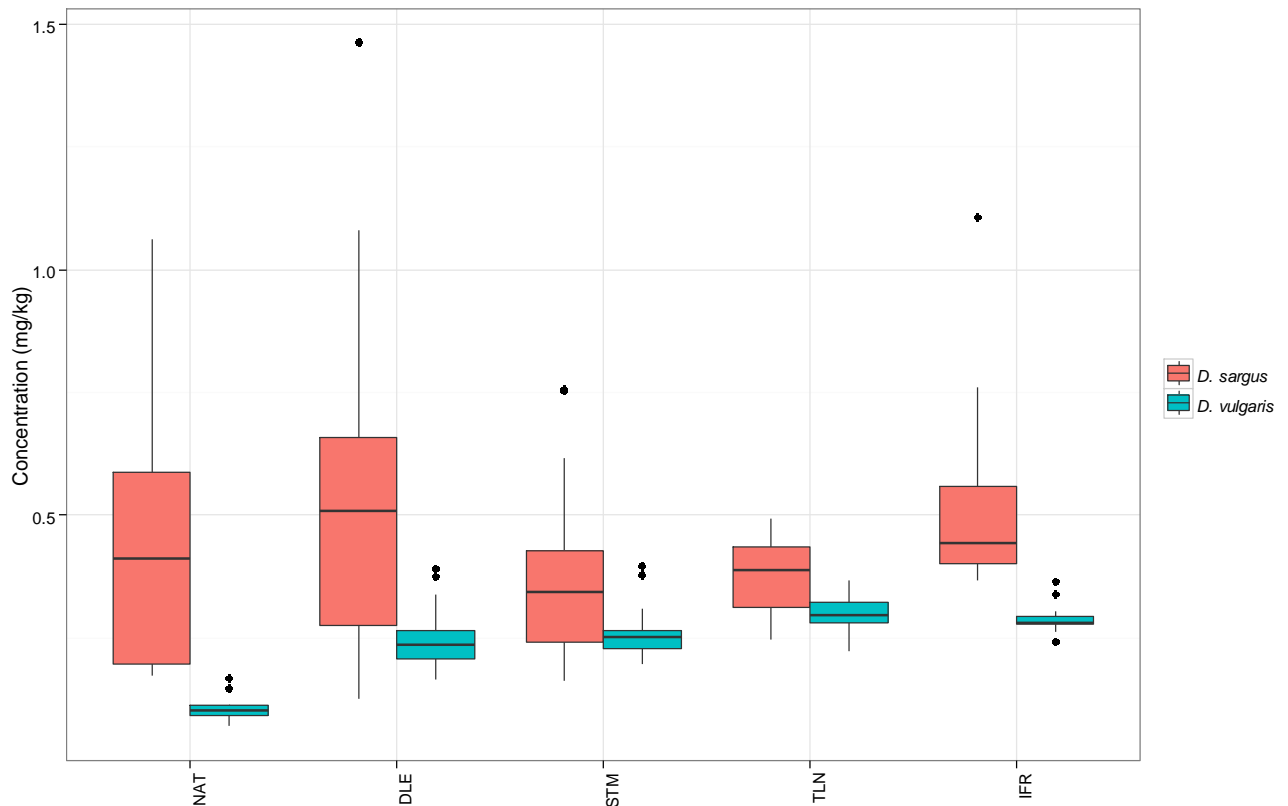


Figure 9 : Concentrations en mercure total par espèce mesurées dans le muscle et distribution des valeurs (les extrémités des boîtes représentent le 1^{er} et 3^{ème} quartile, le trait horizontal la médiane). Le nombre d'individus analysés est donné dans les boîtes. La station NAT correspond à MAG pour *D. sargus* et *D. vulgaris* en 2015 et MEO pour *D. vulgaris* en 2014 (voir texte pour explications).

Les concentrations en mercure total mesurées dans le muscle de *D. sargus* pêchés à la station IFR sont significativement supérieures à celles mesurées aux stations TLN ($p = 0,0276$) et STM ($p = 0,0328$). Pour *D. vulgaris*, les valeurs mesurées en zone naturelle sont significativement inférieures à celles mesurées dans les autres stations ($p = 0,0001$). A ce stade, nous ne disposons pas d'éléments permettant d'expliquer ces différences spécifiques. Plusieurs pistes concernant la biogéochimie du mercure en zone côtière ainsi que la biologie des deux espèces de sars devront être explorées.

Connaître la concentration en xénobiotiques dans le muscle des individus ne permet pas de préjuger des conséquences sur la santé des organismes exposés. Par conséquent, il a été nécessaire d'utiliser des bioindicateurs, comme l'indice de condition ou la croissance par exemple, pour évaluer et suivre l'effet des perturbations liées aux ports sur les juvéniles de sars.

4.2.3. Indice de condition et croissance

Les variations spatiales de l'indice de Fulton pour les deux espèces de sars sont présentées par espèce dans la Figure 10.

Quelle que soit l'espèce considérée, l'analyse statistique ne met pas en évidence de différence inter-stations de l'indice de Fulton ($p = 0,075$). Seule une différence inter-espèces est observée ($p = 0,0001$). Les indices de Fulton de *D. vulgaris* (moyenne = $0,014 \pm 0,001$) sont significativement inférieurs à ceux de *D. sargus* (moyenne = $0,015 \pm 0,0001$).

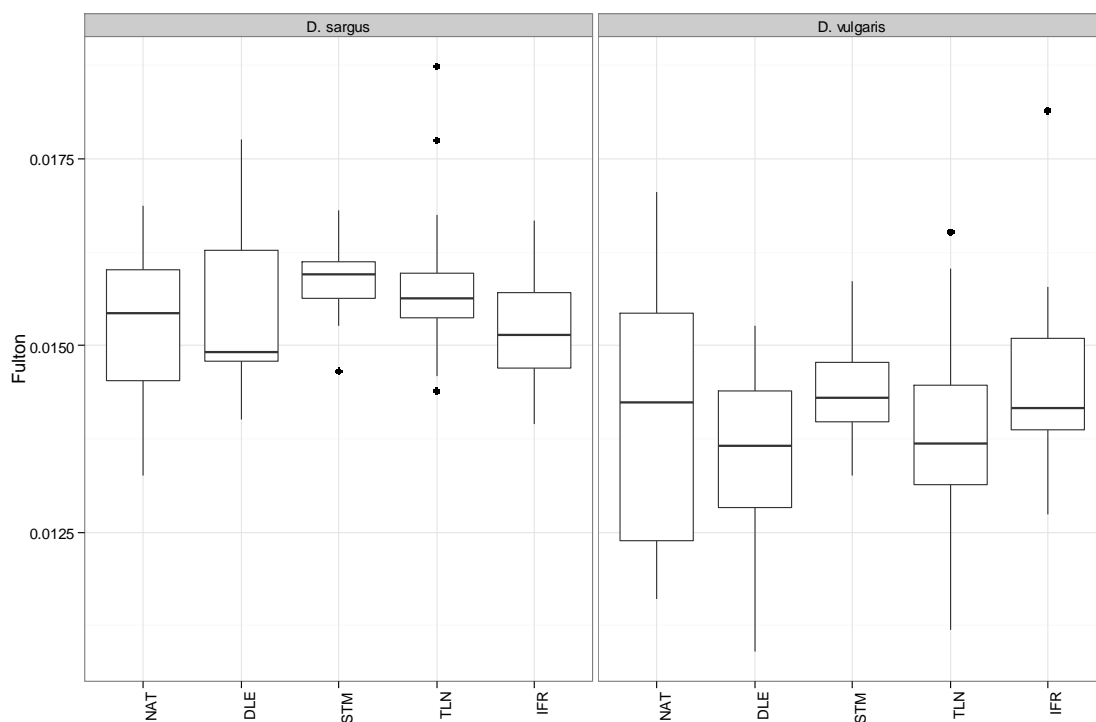


Figure 10 : Indice de Fulton par espèce et distribution des valeurs (les extrémités des boîtes représentent le 1^{er} et 3^{ème} quartile, le trait horizontal la médiane). La station NAT correspond à MAG pour *D. sargus* et *D. vulgaris* en 2015 et MEO pour *D. vulgaris* en 2014 (voir texte pour explications).

Les travaux de Gilliers (2004) ont montré les limites des indices morphométriques (ex : Fulton) : leur réponse apparaît en effet peu stable d'une année à une autre et est difficile à interpréter. Ils sont, de surcroît, faiblement sensibles à la diminution des réserves énergétiques du fait de la capacité des poissons à remplacer des réserves par de l'eau sans modifier leur poids. Ainsi, cette absence de différence inter-stations de l'indice de Fulton chez les individus prélevés aux différentes stations doivent être interprétés avec précaution et mis en perspective avec les résultats concernant la croissance.

Quelle que soit l'espèce et l'année, les taux de croissance absolue les plus élevés sont mesurés à la station IFR (Figure 11 et Figure 12). Aucune différence significative entre ces valeurs et celle obtenues dans la zone naturelle n'est apparue ($p > 0,3571$). Pour *D. vulgaris* en 2014, les taux de croissance absolue les plus faibles ont été mesurés à la station naturelle. Celles-ci ne sont cependant pas significativement différentes de celles obtenues pour les autres zones.

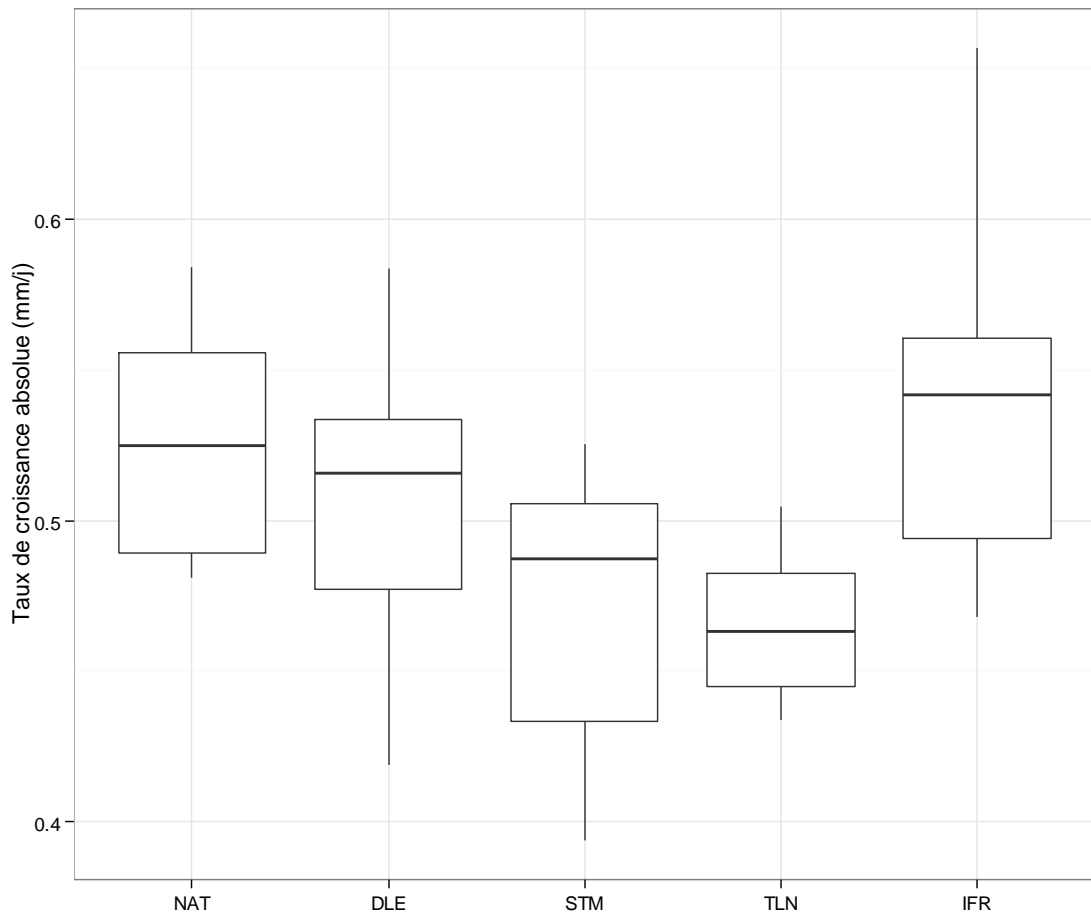


Figure 11 : Taux de croissance absolu pour *D. sargus* exprimé en mm.j^{-1} et distribution des valeurs (les extrémités des boîtes représentent le 1^{er} et 3^{ème} quartile, le trait horizontal la médiane). La station NAT correspond à MAG.

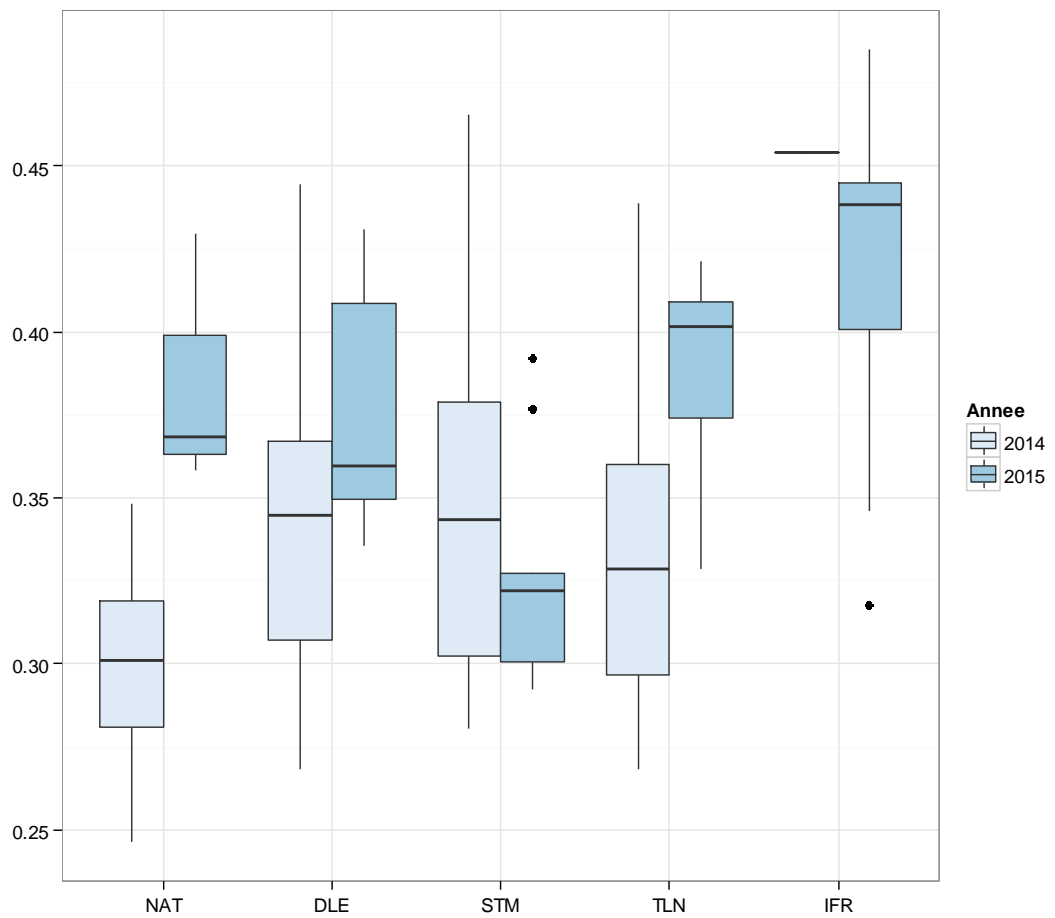


Figure 12 : Taux de croissance absolu pour *D. vulgaris* exprimé en mm.j^{-1} et distribution des valeurs (les extrémités des boîtes représentent le 1^{er} et 3^{ème} quartile, le trait horizontal la médiane). La station NAT correspond à MAG.

Principaux résultats du volet 3

- ✓ Les analyses dans l'eau confirment **que les stations en zone portuaire sont plus contaminées que celle en zone naturelle** pour le cuivre, le plomb et le zinc.
- ✓ Les données bibliographiques indiquent que ces mêmes contaminants et le mercure sont également fortement plus présents dans le sédiment de nos stations portuaires par rapport à la référence naturelle.
- ✓ **Les différences de concentration dans l'eau ne se retrouvent pas directement dans le muscle de *Diplodus***. Le seul métal pour lequel nous observons une concentration dans la chair supérieure en zone portuaire qu'en zone naturelle est le plomb.
- ✓ Pour *D. vulgaris*, nous observons une différence de concentration en mercure total dans le muscle entre les stations portuaires et la station naturelle.
- ✓ **Aucune différence en termes de croissance entre la station IFR et la zone naturelle** de référence n'est observée quelle que soit l'espèce.
- ✓ En ce qui concerne la condition, aucune différence inter-stations n'a été observée.

5. Signatures portuaires multi - élémentaires dans les otolithes

La connectivité, définie ici comme l'échange d'individus au sein de groupes géographiquement séparés, est une propriété fondamentale des organismes marins, en particulier des espèces dont les habitats juvéniles et adultes sont séparés. Connaître ce lien est primordial pour comprendre la structure et la dynamique des populations.

Dans leur définition des nurseries, Beck et al. (2001) soulignent qu'il est essentiel d'étudier les migrations des individus des habitats juvéniles vers les habitats adultes. L'étude de cette connectivité devient particulièrement pertinente d'un point de vue écologique lorsque l'on s'intéresse à la question des nurseries portuaires. En effet, il est raisonnable de chercher à savoir si les ports ne constituent pas de pièges écologiques pour les juvéniles de poissons, c'est-à-dire des habitats qui pourraient les attirer mais donc les caractéristiques environnementales limiterait leur capacité à recruter.

Les tags artificiels ont été souvent utilisés pour déterminer les mouvements des poissons (voir revue Gillanders et al. 2003), mais, bien qu'en constant développement notamment grâce à leur miniaturisation, leur utilisation sur des juvéniles de poissons reste anecdotique et l'utilisation de tags naturels semble plus prometteuse. Parmi les tags naturels, la composition chimique des otolithes a été très largement utilisée pour différencier les stocks de poissons, identifier les zones de nurserie et évaluer la connectivité entre différents espaces côtiers (Gillanders 2005). Les otolithes sont des concrétions calcaires de l'oreille interne des poissons qui grandissent tout au long de la vie, par addition de couches concentriques journalières dont la composition chimique reflète celle des masses d'eau environnantes au moment de leur formation. Comme ces couches ne sont ni réabsorbés, ni remaniés après leur dépôt, les otolithes présentent une occasion unique, de par leur structure et leur composition, d'accéder à l'histoire environnementale des poissons depuis la naissance jusqu'à la mort (Campana 1999, Elsdon et al. 2008). L'histoire environnementale d'un poisson à une période passée spécifique peut en effet être déterminée en analysant la portion de l'otolithe qui correspond à cette période. Ainsi, un poisson adulte qui aurait utilisé un type d'habitat au stade juvénile devrait présenter une signature multi-élémentaire dans son otolithe reflétant cette période de sa vie. Ce type d'approche a été utilisé pour déterminer la proportion de la population adulte qui a résidé au stade juvéniles dans différents habitats (ex : Gillanders & Kingsford 1996) ou dans différents estuaires (ex : Vasconcelos et al. 2008).

Utiliser la composition chimique des otolithes comme tags naturels pour étudier la migration des juvéniles de poissons d'habitats portuaires vers des zones naturelles semble donc très prometteuse. Elle nécessite néanmoins, dans un premier temps, de caractériser les signatures multi-élémentaires des différentes zones de nurseries portuaires et de les comparer à celles des nurseries naturelles. Si des différences existent, qu'elles sont stables dans le temps et que des schémas généraux de signature portuaire se retrouvent chez la plupart des espèces, il sera alors possible et pertinent de rechercher la proportion d'adulte présentant cette signature particulière et ainsi de déterminer la contribution relative des ports au stock d'adultes. Cette caractérisation est l'objet du quatrième volet de notre étude.

5.1. Matériel et méthodes

5.1.1. Espèces étudiées

Dans ce volet, deux espèces ont été étudiées : *D. vulgaris* et *D. sargus*. Les périodes d'installation de ces deux espèces sont différentes, la première en hiver et au printemps, lorsque les eaux sont froides, la seconde en fin de printemps et en été, lorsque les eaux sont chaudes.

5.1.2. Sites d'étude

Notre étude s'est focalisée sur cinq stations de la rade de Toulon (Figure 4). Trois sont situées dans des zones portuaires (IFR, TLN et STM) sont identiques à celles du volet précédent, une dans la zone naturelle (MEO ou MAG, voir ci-après) et une sur la digue du large, côté extérieur, à la transition entre les deux types de milieux (DLE). Les raisons du choix de ces stations sont expliquées dans le volet précédent.

En 2014, à chaque station, 10 individus par espèce ont été prélevés en plongée dans le mois qui précède leur départ des zones de nurserie : en juin-juillet pour *D. vulgaris* et en août-septembre pour *D. sargus*. En zone naturelle, les prélèvements de *D. vulgaris* ont été réalisés à la station MEO alors que ceux de *D. sargus* à la station MAG. Ces stations correspondaient respectivement aux densités maximales en zone naturelle pour chacune des deux espèces. Les poissons ont été conditionnés sur le terrain et maintenus au frais jusqu'au retour au laboratoire.

Pour chaque individu, l'otolithe sagittal droit a été prélevé à l'aide d'une pince en plastique décontaminé. Celui-ci a ensuite été placé dans un tube en plastique de type Eppendorf, préalablement décontaminé, rempli d'eau ultra-pure et placé durant cinq minutes dans un bain ultra-son. Après cette étape, chaque otolithe a été inclus en chambre blanche dans une résine d'aldite, coupé et poncé jusqu'au noyau tout en conservant une épaisseur de 200 μm . L'ensemble des échantillons a ensuite été envoyé à l'Université de Pau (laboratoire LCABIE-IPREM) pour être analysé en raster à l'aide d'un laser couplé à une ICPMS (technique LA-ICPMS).

5.2. Résultats

106 otolithes (65 *D. sargus* et 41 *D. vulgaris*) ont été préparés et analysés à l'Université de Pau. Onze éléments ont été analysés : le Mg24, Ca43, V51, Mn55, Zn64, Sr86, Sr88, Sn118, Ba138, Hg202 et Pb208. L'ablation a été réalisée à l'aide d'un faisceau laser de 20 μm de large et 100 μm de haut à une cadence de tir de 1 kHz et une vitesse de platine de 5 μms^{-1} . Ainsi, pour chaque composé, 31 673 résultats ont été obtenus soit 348 403 résultats au total.

Les résultats mettent en évidence que l'accumulation de contaminants dans des otolithes se fait essentiellement durant les derniers mois de présence dans la nurserie. La figure ci-dessous illustre et montre la concentration brute en Ba138 dans l'otolithe d'un *D. sargus* pêché en septembre 2014 dans la zone IFR.

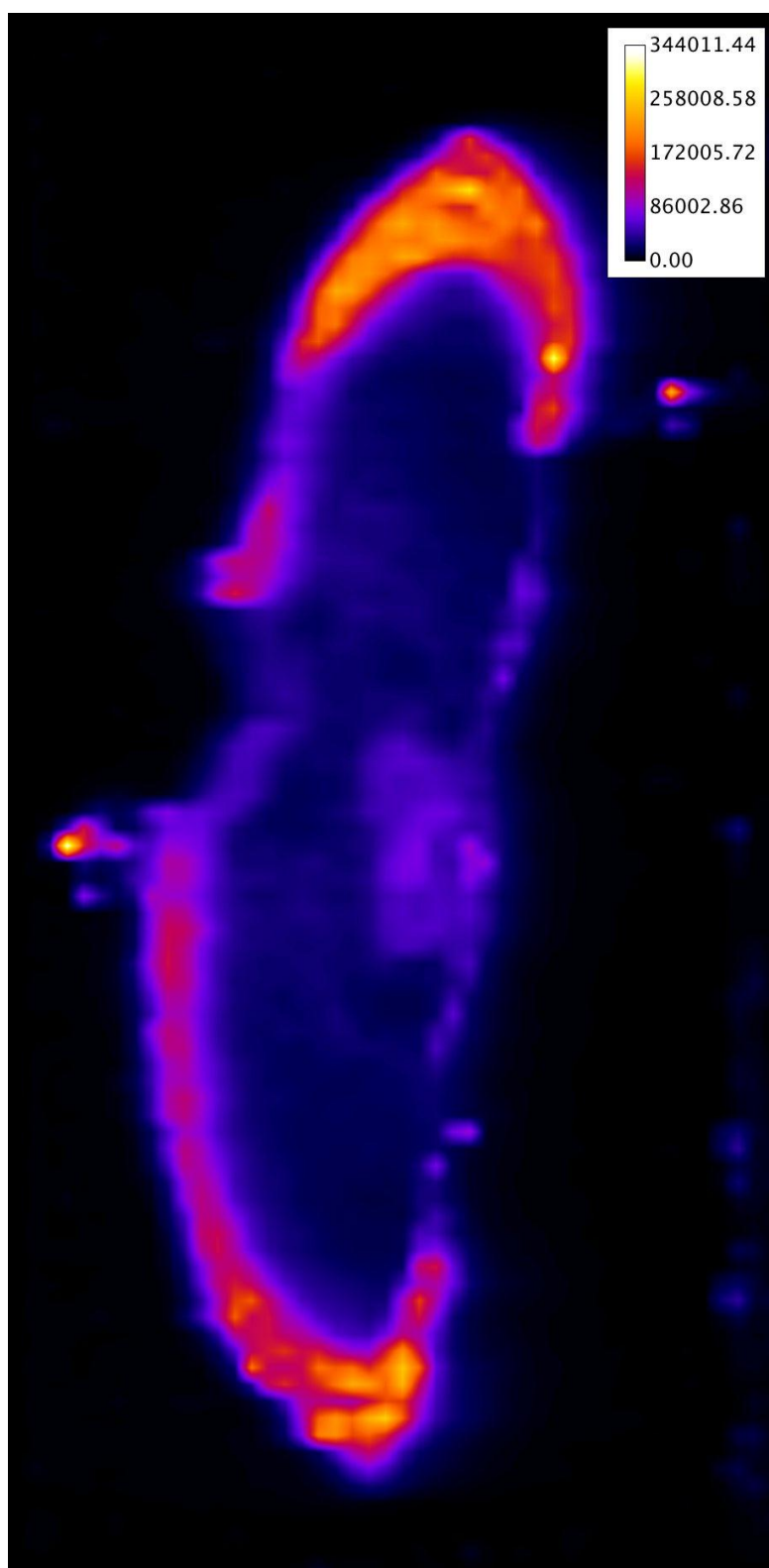


Figure 13 : Image reconstituée de la concentration brute (en ppm) en Ba138 mesurées par LA-ICPMS dans l'otolithe droit d'un *D. sargus* pêché en septembre 2014 dans la zone IFR.

En prenant en considération la phase de vie juvénile correspondant aux derniers mois, des différences inter-zones de concentrations en contaminants sont observées (exemple pour le cuivre dans les otolithes de *D. sargus*, test de kruskal-wallis $p < 0,001$, $K = 100,284$). Cependant, ces résultats préliminaires montrent que, comme pour le muscle, les concentrations en contaminants dans l'otolithe ne reflètent pas celle dans le milieu.

Principaux résultats du volet 4

- ✓ Un nombre très important d'analyses ont été réalisés.
- ✓ Des différences de compositions chimiques des otolithes sont observées entre les zones.
- ✓ Les différences concernent essentiellement les dernières semaines passées dans les nurseries.
- ✓ **Les différences de concentration dans l'eau ne se retrouvent pas directement dans les otolithes de *Diplodus*.**

6. Bilan et perspectives

L'objectif de ce travail était de répondre à la question suivante : « les zones portuaires peuvent-elles être des nurseries de poissons ? ». Tenter de répondre à cette question, simple en apparence, nécessite de mener des études à la fois sur les populations afin de quantifier les phénomènes et sur les individus afin de comprendre les processus sous-jacents. L'analyse des populations par des descripteurs globaux par espèce, notamment l'évolution de l'abondance ou de taille moyenne, telle que nous l'avons abordée dans les volets 1 et 2, offre une vision descriptive de leur structure mais montre vite ses limites car l'explication écologique des schémas fait défaut. Ainsi, si elle est indispensable dans une phase initiale, elle doit être rapidement complétée par l'étude d'autres indicateurs. Plusieurs auteurs ont montré que l'utilisation de bioindicateurs à l'échelle des individus est appropriée pour évaluer la fonction de nurserie. Ce type d'approche permet en effet de lier les perturbations et leurs conséquences. D'un point de vue opérationnel, l'utilisation de ces indicateurs, comme la croissance, peut constituer également un vecteur de réduction des coûts d'échantillonnage non négligeable, notamment en termes de temps en regard de suivis conventionnels *in situ* d'abondance ou de mortalité. Les premiers résultats montrent cette efficacité.

Au cours de ce travail, nous avons observé que les taux de croissance et les indices de conditions des juvéniles des deux espèces étudiées n'étaient pas significativement affectés par la vie en milieu portuaire, malgré une présence avérée de contaminant dans le milieu. Ce résultat est contre-intuitif et va à l'encontre de la littérature dans ce domaine (Gilliers et al. 2004, Gilliers et al. 2006, Kerambrun et al. 2012a). Trois hypothèses non mutuellement exclusives peuvent être émises pour l'expliquer : (1) Les poissons sont susceptibles d'intégrer en milieu portuaire les effets cumulatifs de plusieurs facteurs de stress (pollution, habitat peu adapté, prédateurs, etc.) mais également ceux de facteurs positifs (forte production primaire, degré d'agitation limité). La combinaison de processus unitaires peut donc induire une compensation apparente des effets liés au stress, ce qui complique l'explication des effets observés, (2) Le mode de réponse des organismes vivants à une perturbation est généralement non-linéaire. Ce processus, essentiellement observé à l'échelle de la communauté est fréquent en écologie et tout particulièrement en milieu marin. Les niveaux de stress pourraient être en deçà des seuils critiques. (3) Toutes les espèces peuvent ne pas répondre de la même manière aux perturbations. Il devient dès lors très intéressant de chercher à savoir pourquoi les taux de mortalités observés en milieu portuaire semblent supérieurs à ceux observés en milieu naturel. Si la réponse à cette question dépasse le cadre strict de cette étude, un lien avec la qualité physique de l'habitat est très certainement à rechercher. Cette observation confirmerait l'hypothèse émise dans le premier volet de notre étude sur l'intérêt d'utiliser de microstructures artificielles en milieu portuaire.

Enfin, nos résultats préliminaires semblent donc montrer que le suivi des concentrations en contaminants dans le milieu ne permet pas de préjuger de leurs conséquences écologiques sur les individus. Réciproquement, qu'ils soient basés sur la structure des populations ou sur des paramètres individuels, les indicateurs biologiques ne peuvent pas, pour leur part, servir à déterminer les causes de perturbation du système. En associant étude de l'habitat et quantification des contaminants dans le milieu à leurs effets respectifs sur les populations et les individus, ces travaux nous ont offert une opportunité unique d'analyser en profondeur la fonction écologique de nurserie en milieu portuaire.

Références bibliographiques

- Airoidi L, Abbiati M, Beck MW, Hawkins SJ, Jonsson PR, Martin D, Moschella PS, Sundelof A, Thompson RC, Aberg P (2005) An ecological perspective on the deployment and design of low-crested and other hard coastal defence structures. *Coastal Engineering* 52:1073-1087
- Airoidi L, Beck MW (2007) Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. In: Gibson RN, Atkinson RJA, Gordon JDM (eds) *Oceanography and Marine Biology*, Vol 45, Vol 45. Crc Press-Taylor & Francis Group, Boca Raton, p 345-405
- Anderson JM (2001) Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58:626-639
- Andral B, Cadiou JF, Galgani F, Tomasino C (2011) Evaluation of Chemical Contamination in the Western Mediterranean Using Mussel Transplants, Vol. Springer, Dordrecht
- Bech M (2002) Imposex and tributyltin contamination as a consequence of the establishment of a marina, and increasing yachting activities at Phuket Island, Thailand. *Environmental Pollution* 117:421-429
- Beck MW, Heck KL, Able KW, Childers DL, Eggleston DB, Gillanders BM, Halpern B, Hays CG, Hoshino K, Minello TJ, Orth RJ, Sheridan PF, Weinstein MR (2001) The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *Bioscience* 51:633-641
- Bohnsack J, Bannerot SP (1986) A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes, Vol Technical Report 41. NOAA
- Browne MA, Chapman MG (2014) Mitigating against the loss of species by adding artificial intertidal pools to existing seawalls. *Marine Ecology Progress Series* 497:119-129
- Bulleri F, Chapman MG (2010) The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *Journal of Applied Ecology* 47:26-35
- Campana SE (1999) Chemistry and composition of fish otoliths: pathways, mechanisms and applications. *Marine Ecology Progress Series* 188:263-297
- Campana SE, Thorrold SR (2001) Otoliths, increments, and elements: keys to a comprehensive understanding of fish populations? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58:30-38
- Cenci E, Pizzolon M, Chimento N, Mazzoldi C (2011) The influence of a new artificial structure on fish assemblages of adjacent hard substrata. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 91:133-149
- CETMEF L (2010) Bilan national du RÉPOM-Réseau national de surveillance de la qualité des eaux et des sédiments des ports maritimes. 90 p
- Chapman MG, Blockley DJ (2009) Engineering novel habitats on urban infrastructure to increase intertidal biodiversity. *Oecologia* 161:625-635
- Cheminee A, Francour P, Harmelin-Vivien M (2011) Assessment of *Diplodus* spp. (Sparidae) nursery grounds along the rocky shore of Marseilles (France, NW Mediterranean). *Scientia Marina* 75:181-188

- Clergeau P, Croci S, Jokimäki J, Kaisanlahti-Jokimäki M-L, Dinetti M (2006) Avifauna homogenisation by urbanisation: Analysis at different European latitudes. *Biological Conservation* 127:336-344
- Clynick BG (2006) Assemblages of fish associated with coastal marinas in north-western Italy. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 86:847-852
- Clynick BG, Chapman MG, Underwood AJ (2008) Fish assemblages associated with urban structures and natural reefs in Sydney, Australia. *Austral Ecology* 33:140-150
- Coll J, Linde M, García-Rubies A, Riera F, Grau AM (2004) Spear fishing in the Balearic Islands (west central Mediterranean): species affected and catch evolution during the period 1975-2001. *Fisheries Research* 70:97-111
- Connell SD (1997) The relationship between large predatory fish and recruitment and mortality of juvenile coral reef-fish on artificial reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 209:261-278
- Courrat A, Lobry J, Nicolas D, Laffargue P, Amara R, Lepage M, Girardin M, Le Pape O (2009) Anthropogenic disturbance on nursery function of estuarine areas for marine species. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 81:179-190
- Creel L (2003) Ripple effects: Population and coastal regions, Vol. Population Reference Bureau Washington, DC
- Dang DH, Schafer J, Brach-Papa C, Lenoble V, Durrieu G, Dutruch L, Chiffolleau JF, Gonzalez JL, Blanc G, Mullot JU, Mounier S, Garnier C (2015) Evidencing the Impact of Coastal Contaminated Sediments on Mussels Through Pb Stable Isotopes Composition. *Environmental Science & Technology* 49:11438-11448
- De Cáceres M, Legendre P (2009) Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* 90:3566-3574
- Duffy-Anderson JT, Manderson JP, Able KW (2003) A characterization of juvenile fish assemblages around man-made structures in the New York New Jersey Harbor Estuary, USA. *Bulletin of Marine Science* 72:877-889
- Dufour V, Cantou M, Lecomte F (2009) Identification of sea bass (*Dicentrarchus labrax*) nursery areas in the north-western Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89:1367-1374
- Dufrêne M, Legendre P (1997) Species assemblage and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67:345-366
- Ellis T, Gibson R (1995) Size-selective predation of 0-group flatfishes on a Scottish coastal nursery ground. *Marine ecology progress series. Oldendorf* 127:27-37
- Eldson TS, Wells BK, Campana SE, Gillanders BM, Jones CM, Limburg KE, Secor DH, Thorrold SR, Walther BD (2008) Otolith chemistry to describe movements and life-history parameters of fishes: Hypotheses, assumptions, limitations and inferences. In: Gibson RN, Atkinson RJA, Gordon JDM (eds) *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, Vol 46, Vol 46, p 297-+

- Falandysz J, Brzostowski A, Szpunar J, Rodriguez-Pereiro I (2002) Butyltins in sediments and three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) from the marinas of the Gulf of Gdansk, Baltic Sea. *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* 37:353-363
- García-Rubies A, Macpherson E (1995) Substrate use and temporal pattern of recruitment in juvenile fishes of the Mediterranean littoral. *Marine Biology* 124:35-42
- Gillanders BM (2005) Using elemental chemistry of fish otoliths to determine connectivity between estuarine and coastal habitats. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 64:47-57
- Gillanders BM, Able KW, Brown JA, Eggleston DB, Sheridan PF (2003) Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: an important component of nurseries. *Marine Ecology Progress Series* 247:281-295
- Gillanders BM, Kingsford MJ (1996) Elements in otoliths may elucidate the contribution of estuarine recruitment to sustaining coastal reef populations of a temperate reef fish. *Marine Ecology Progress Series* 141:13-20
- Gilliers C, Amara R, Bergeron JP, Le Pape O (2004) Comparison of growth and condition indices of juvenile flatfish in different coastal nursery grounds. *Environmental Biology of Fishes* 71:189-198
- Gilliers C, Le Pape O, Desaunay Y, Morin J, Guerault D, Amara R (2006) Are growth and density quantitative indicators of essential fish habitat quality? An application to the common sole *Solea solea* nursery grounds. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 69:96-106
- Guidetti P (2004) Fish assemblages associated with coastal defence structures in south-western Italy (Mediterranean Sea). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 84:669-670
- Halpern BS, Walbridge S, Selkoe KA, Kappel CV, Micheli F, D'Agrosa C, Bruno JF, Casey KS, Ebert C, Fox HE, Fujita R, Heinemann D, Lenihan HS, Madin EMP, Perry MT, Selig ER, Spalding M, Steneck R, Watson R (2008) A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319:948-952
- Harmelin-Vivien ML, Harmelin JG, Leboulleux V (1995) Microhabitat requirements for settlement of juvenile sparid fishes on Mediterranean rocky shores. *Hydrobiologia* 300-301:309-320
- Hobbs RJ, Arico S, Aronson J, Baron JS, Bridgewater P, Cramer VA, Epstein PR, Ewel JJ, Klink CA, Lugo AE, Norton D, Ojima D, Richardson DM, Sanderson EW, Valladares F, Vilà M, Zamora R, Zobel M (2006) Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15:1-7
- Isnard E, Tournois J, McKenzie DJ, Ferraton F, Bodin N, Aliaume C, Darnaude AM (2015) Getting a Good Start in Life? A Comparative Analysis of the Quality of Lagoons as Juvenile Habitats for the Gilthead Seabream *Sparus aurata* in the Gulf of Lions. *Estuaries and Coasts* 38:1937-1950
- Jennings S, Blanchard JL (2004) Fish abundance with no fishing: predictions based on macroecological theory. *Journal of Animal Ecology* 73:632-642

- Kerambrun E, Amara R, Henry F (2013a) EFFECTS OF FOOD LIMITATION ON 9 METAL CONCENTRATIONS IN LIVER AND POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBON METABOLITES IN BILE OF JUVENILE TURBOT (SCOPHTHALMUS MAXIMUS) PREVIOUSLY EXPOSED TO CONTAMINATED SEDIMENTS. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32:2552-2557
- Kerambrun E, Henry F, Cornille V, Courcot L, Amara R (2013b) A combined measurement of metal bioaccumulation and condition indices in juvenile European flounder, *Platichthys flesus*, from European estuaries. *Chemosphere* 91:498-505
- Kerambrun E, Henry F, Courcot L, Gevaert F, Amara R (2012a) Biological responses of caged juvenile sea bass (*Dicentrarchus labrax*) and turbot (*Scophthalmus maximus*) in a polluted harbour. *Ecological Indicators* 19:161-171
- Kerambrun E, Henry F, Marechal A, Sanchez W, Minier C, Filipuci I, Amara R (2012b) A multibiomarker approach in juvenile turbot, *Scophthalmus maximus*, exposed to contaminated sediments. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 80:45-53
- La Mesa G, Molinari A, Gambaccini S, Tunesi L (2011) Spatial pattern of coastal fish assemblages in different habitats in North-western Mediterranean. *Marine Ecology* 32:104-114
- Laroche J, Quiniou L, Juhel G, Auffret M, Moraga D (2002) Genetic and physiological responses of flounder (*Platichthys flesus*) populations to chemical contamination in estuaries. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21:2705-2712
- Lekve K, Ottersen G, Stenseth NC, Gjosaeter J (2002) Length dynamics in juvenile coastal Skagerrak cod: Effects of biotic and abiotic processes. *Ecology* 83:1676-1688
- Lloret J, Planes S (2003) Condition, feeding and reproductive potential of white seabream *Diplodus sargus* as indicators of habitat quality and the effect of reserve protection in the northwestern Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 248:197-208
- Lloret J, Zaragoza N, Caballero D, Font T, Casadevall M, Riera V (2008) Spearfishing pressure on fish communities in rocky coastal habitats in a Mediterranean marine protected area. *Fisheries Research* 94:84-91
- Lotze HK, Lenihan HS, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke RG, Kay MC, Kidwell SM, Kirby MX, Peterson CH, Jackson JBC (2006) Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science* 312:1806-1809
- MacPherson E (1998) Ontogenetic shifts in habitat use and aggregation in juvenile sparid fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 220:127-150
- Macpherson E, Biagi F, Francour P, Garcia-Rubies A, Harmelin J, Harmelin-Vivien M, Jouvenel JY, Planes S, Vigliola L, Tunesi L (1997) Mortality of juvenile fishes of the genus *Diplodus* in protected and unprotected areas in the western Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 160:135-147
- Macpherson E, Zika U (1999) Temporal and spatial variability of settlement success and recruitment level in three blennoid fishes in the northwestern Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 182:269-282
- Marchand J, Tanguy A, Laroche J, Quiniou L, Moraga D (2003) Responses of European flounder *Platichthys flesus* populations to contamination in different estuaries along the Atlantic coast of France. *Marine Ecology Progress series* 260:273-284

- Martin D, Bertasi F, Colangelo MA, de Vries M, Frost M, Hawkins SJ, Macpherson E, Moschella PS, Satta MP, Thompson RC, Ceccherelli VU (2005) Ecological impact of coastal defence structures on sediment and mobile fauna: Evaluating and forecasting consequences of unavoidable modifications of native habitats. *Coastal Engineering* 52:1027-1051
- MEDAM (2015) www.medam.org (assessed 04 April 2015)
- Meinesz A, Lefevre JR, Astier JM (1991) Impact of coastal development on the infralittoral zone along the southeastern Mediterranean shore of continental France. *Marine Pollution Bulletin* 23:343-347
- Morales-Nin B, Moranta J, García C, Tugores MP, Grau AM, Riera F, Cerdà M (2005) The recreational fishery off Majorca Island (western Mediterranean): some implications for coastal resource management. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 62:727-739
- Neira C, Mendoza G, Levin LA, Zirino A, Delgadillo-Hinojosa F, Porrachia M, Deheyn DD (2011) Macrobenthic community response to copper in Shelter Island Yacht Basin, San Diego Bay, California. *Marine Pollution Bulletin* 62:701-717
- Panfili J (2002) *Manual of fish sclerochronology*, Vol. Ifremer
- Pastor J, Koeck B, Astruch P, Lenfant P (2013) Coastal man-made habitats: Potential nurseries for an exploited fish species, *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758). *Fisheries Research* 148:74-80
- Perez-Ruzafa A, Garcia-Charton JA, Barcala E, Marcos C (2006) Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin* 53:107-120
- Pinar Genc E, Guler N (2012) Assessment of marinas in the Mediterranean and the position of Turkey. *PROMET-Traffic&Transportation* 18:207-213
- Pizzolon M, Cenci E, Mazzoldi C (2008) The onset of fish colonization in a coastal defence structure (Chioggia, Northern Adriatic Sea). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 78:166-178
- Pougnat F, Schafer J, Dutruch L, Garnier C, Tessier E, Dang DH, Lanceleur L, Mullot JU, Lenoble V, Blanc G (2014) Sources and historical record of tin and butyl-tin species in a Mediterranean bay (Toulon Bay, France). *Environmental Science and Pollution Research* 21:6640-6651
- Roberts CM (1997) Connectivity and management of Caribbean coral reefs. *Science* 278:1454-1457
- Ross SW (2003) The relative value of different estuarine nursery areas in North Carolina for transient juvenile marine fishes. *Fishery Bulletin* 101:384-404
- Rowe CL (2003) Growth responses of an estuarine fish exposed to mixed trace elements in sediments over a full life cycle. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 54:229-239
- Ruitton S (1999) Les communautés benthiques et nectobenthiques associées aux aménagements littoraux en Méditerranée nord-occidentale. Structure et fonctionnement., Université d'Aix-Marseille II

- Ruitton S, Francour P, Boudouresque CF (2000) Relationships between algae, benthic herbivorous invertebrates and fishes in rocky sublittoral communities of a temperate sea (Mediterranean). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 50:217-230
- Saborido-Rey F, Dominguez-Petit R, Tomas J, Morales-Nin B, Alonso-Fernandez A (2007) Growth of juvenile turbot in response to food pellets contaminated by fuel oil from the tanker 'Prestige'. *Marine Ecology Progress Series* 345:271-279
- Seaman W (2007) Artificial habitats and the restoration of degraded marine ecosystems and fisheries. *Hydrobiologia* 580:143-155
- Seitz RD, Wennhage H, Bergström U, Lipcius RN, Ysebaert T (2014) Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 71:648-665
- Sogard SM (1997) Size-selective mortality in the juvenile stage of teleost fishes: A review. *Bulletin of Marine Science* 60:1129-1157
- Sogard SM, Able KW (1992) GROWTH VARIATION OF NEWLY SETTLED WINTER FLOUNDER (PSEUDOPLEURONECTES-AMERICANUS) IN NEW-JERSEY ESTUARIES AS DETERMINED BY OTOLITH MICROSTRUCTURE. *Netherlands Journal of Sea Research* 29:163-172
- Steele MA (1997) The Relative Importance of Processes Affecting Recruitment of Two Temperate Reef Fishes. *Ecology* 78:129-145
- Stephens SM, Frankling SC, Stagg RM, Brown JA (2000) Sub-lethal effects of exposure of juvenile turbot to oil produced water. *Marine Pollution Bulletin* 40:928-937
- Sundblad G, Bergstrom U, Sandstrom A, Eklov P (2014) Nursery habitat availability limits adult stock sizes of predatory coastal fish. *ICES Journal of Marine Science* 71:672-680
- Suthers IM (1998) Bigger? Fatter? Or is faster growth better? Considerations on condition in larval and juvenile coral-reef fish. *Australian Journal of Ecology* 23:265-273
- Tessier E, Garnier C, Mullot JU, Lenoble V, Arnaud M, Raynaud M, Mounier S (2011) Study of the spatial and historical distribution of sediment inorganic contamination in the Toulon bay (France). *Marine Pollution Bulletin* 62:2075-2086
- Tortonese E (1965) Biologie comparée de trois espèces méditerranéennes de *Diplodus* (Pisces Sparidae). *Rapport Commission International pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée* 189-192
- van der Veer HW, Bergman MJ (1987) Predation by crustaceans on a newly settled 0-group plaice *Pleuronectes platessa* population in the western Wadden Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser* 35:203-215
- Ventura D, Jona Lasinio G, Ardizzone G (2014) Temporal partitioning of microhabitat use among four juvenile fish species of the genus *Diplodus* (Pisces: Perciformes, Sparidae). *Marine Ecology*:1-20
- Verdiell-Cubedo D, Oliva-Paterna FJ, Ruiz-Navarro A, Torralva M (2013) Assessing the nursery role for marine fish species in a hypersaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean Sea). *Marine Biology Research* 9:739-748
- Vigliola L (1997) Validation of daily increment formation in otoliths for three *Diplodus* species in the Mediterranean sea. *Journal of Fish Biology* 51:349-360

- Vigliola L (1998) Contrôle et régulation du recrutement des Sparidae (Poissons, Téléostéens) en Méditerranée : importance des processus pré- et post-installation benthique. Thesis, Université Aix-Marseille II
- Vigliola L, Harmelin-Vivien M (2001) Post-settlement ontogeny in three Mediterranean reef fish species of the genus *Diplodus*. *Bulletin of Marine Science* 68:271-286
- Vigliola L, Harmelin-Vivien ML, Biagi F, Galzin R, Garcia-Rubies A, Harmelin JG, Jouvenel JY, Le Direach-Boursier L, Macpherson E, Tunesi L (1998) Spatial and temporal patterns of settlement among sparid fishes of the genus *Diplodus* in the northwestern Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 168:45-56