

Evaluation de l'état du peuplement De palourdes dans l'étang de Berre

Campagne 2019 – avec l'environnement

Novembre 2020 – Version 2.0

Mathilde Mahé, Nicolas Mayot et Raphaël Grisel



Ce rapport présente la première campagne d'évaluation du stock de palourdes dans l'étang de Berre. Cette étude a été réalisée sur la bordure côtière, entre 0 et 5 m. Au total, 238 stations ont été échantillonnées (avec 3 répliqués par station) entre avril et juillet 2019.

Cette étude fait suite à une crise écologique qui a eu lieu dans l'étang de Berre en 2018. Pendant l'été et l'automne 2018, une importante crise anoxique (absence d'oxygène) a entraîné des mortalités massives d'organismes et notamment des palourdes. Les premières constatations de cette crise ont montré une importante disparition du stock au-delà de 2,5 m. Ces constatations ont conduit à la fermeture de la pêche à pied professionnelle et de loisir dans l'étang de Berre le 31 août 2018 (Arrêté n°R93-2018-08-31-0004).

Cette campagne d'évaluation du stock a pour but de faire un inventaire du peuplement de palourdes actuel et, ainsi, d'avoir un état zéro du stock pour pouvoir suivre la recolonisation de l'étang de Berre.



Citation

Mahé, M., Mayot, N. and Grisel, R. 2020. Evaluation de l'état du peuplement de palourdes dans l'étang de Berre. Campagne 2019 – avec l'environnement. Version 2.0 (novembre 2020) - GIPREB.

SOMMAIRE

1. Contexte de l'étude	1
2. Matériels et méthodes	3
2.1. Zone d'échantillonnage	3
2.2. Type d'échantillonnage.....	3
2.3. Méthode de prélèvement et traitement des échantillons	4
2.4. Analyses des données	5
3. Résultats.....	6
3.1. Les strates profondes (entre 2 et 5 m) supérieures à 5 km ²	6
3.2. Histogramme de fréquence de taille	7
3.3. Densité et biomasse moyenne	8
3.4. Densité et biomasse totale	8
3.5. Evaluation de la fraction exploitable (du stock)	8
3.6. Evaluation du peuplement en juvéniles.....	11
3.7. Distribution spatiale (selon les densités moyennes).....	11
3.8. Distribution spatiale en lien avec la profondeur.....	14
3.9. Distribution spatiale en lien avec l'environnement	14
3.9.1. Les paramètres hydrologiques	14
3.9.2. La granulométrie de l'étang de Berre.....	15
3.9.3. Les abras et les coques	15
3.9.4. Les moules	16
3.9.5. Les macrophytes	18
3.9.6. Conclusion.....	18
3.10. Cas de la strate Sud-ouest Profond (SP).....	20
4. Conclusion	21
Bibliographie	23
Réglementations	25
Annexes	26

1. Contexte de l'étude

D'une superficie de 155 km² et d'une profondeur maximale de 9,5 m, l'étang de Berre forme avec l'étang de Bolmon un des plus grands systèmes lagunaires de Méditerranée (GIPREB, 2012 ; Figure 1). Il communique avec la mer par le canal de Caronte et reçoit de l'eau douce naturellement par l'Arc, la Touloubre, la Cadière, la Durançole et l'étang de l'Olivier, et artificiellement par l'usine hydroélectrique d'EDF de Saint-Chamas (Bernard 2007; Deslous-Paoli 1996).

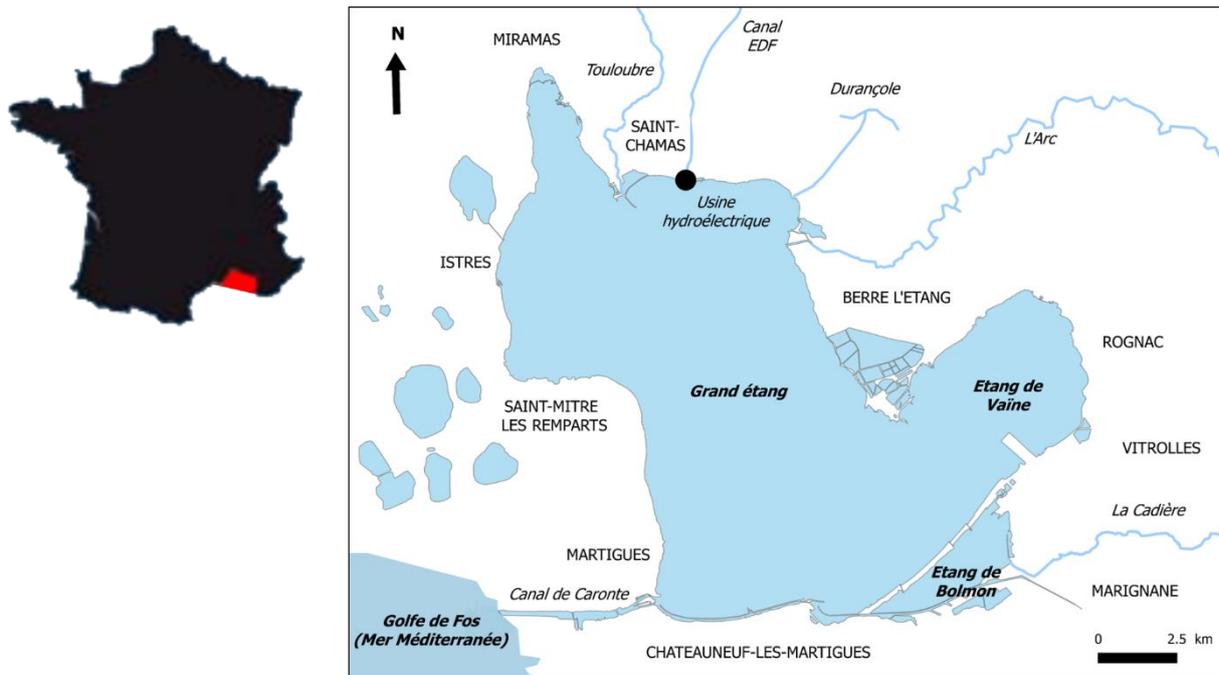


Figure 1. Carte de situation de l'étang de Berre

Depuis 1925, l'industrialisation et l'extension urbaine des villes du bassin versant de l'étang de Berre ont fortement pollué cette lagune par les rejets de l'industrie (aéronautique, métallurgie, pétrochimie), de l'agriculture (1/3 du territoire autour de l'étang de Berre) et urbains (GIPREB 2012). Depuis 1966, le fonctionnement de l'écosystème de l'étang est fortement dégradé par une usine hydroélectrique d'EDF, localisée à Saint-Chamas (Figure 1). Cette centrale EDF rejetait alors en moyenne 450 000 tonnes de limons par an et 3 milliards de m³ d'eau douce par an dans l'étang de Berre alors que celui-ci a un volume inférieur à 1 milliard de m³ (Bernard 2007). Cet apport massif d'eau douce dans l'eau saumâtre de l'étang a eu pour conséquence une stratification de la colonne d'eau et une eutrophisation provoquant des anoxies dans les zones profondes (GIPREB 2012). Ces absences d'oxygène ainsi que l'augmentation de la turbidité et les fluctuations de la salinité ont entraîné une chute de la biodiversité (Aliaume *et al.* 2011). Par conséquent, en 2004, suite à un contentieux avec l'Union Européenne, la France a été contrainte d'imposer à l'usine hydroélectrique d'EDF de nouveaux quotas de rejets. Depuis 2006, ces rejets ont donc été réduits à 1,2 milliards de m³ d'eau douce et 60 000 tonnes de limons par an (Aliaume *et al.* 2011).

Depuis ces nouvelles modalités de rejets, le GIPREB observe un développement des coques et des palourdes, sur la bordure littorale de l'étang de Berre. Ces constatations confirment l'effet positif de ces nouvelles normes, avec notamment l'augmentation moyenne de la salinité sur la bordure côtière. Le retour de ces bivalves fouisseurs a entraîné l'apparition d'une pêche de loisir importante

(GIPREB 2015). En 2015, la pêche à pied de loisir a été réglementée et les quotas étaient de 2 kg de palourdes par jour et par personne, sur des individus mesurant plus de 30 mm ^[1,2]. Cette même année, le GIPREB a mené une étude pour déterminer si les densités de palourdes étaient suffisantes pour l'ouverture à la pêche professionnelle. L'abondance moyenne dans l'étang de Berre est alors estimée à 78 ind.m⁻² (individus.m⁻²), contre 48 ind.m⁻² pour le bassin d'Arcachon et de 10 ind.m⁻² pour le golfe du Morbihan en 2014 (Audry 2015; Sanchez *et al.* 2014). Dans les zones de hotspots, des densités de palourdes de 1 500 à 2 064 ind.m⁻² ont été trouvées. Ces zones de hotspots se trouvaient au sud du cordon dunaire du Jaï, sur la rive Est de l'étang (à l'embouchure de l'Arc, un des principaux affluents de la lagune) et au nord (entre l'embouchure de l'Arc et l'anse de Saint-Chamas) (Audry 2015). Dans ces hotspots, 50 à 100 % des palourdes avaient la maille, c'est-à-dire que les individus mesuraient plus de 30 mm². Cette même étude a également mis en évidence que la palourde japonaise *Ruditapes philippinarum* représentait la quasi-totalité du peuplement de palourdes de la lagune. L'étude d'Audry (2015) a montré que les populations de palourdes de l'étang de Berre représentent un stock ^[3] suffisant et favorable pour permettre une ouverture de la pêche professionnelle.

À la suite de ces études et sur demande des pêcheurs professionnels du pourtour de l'étang de Berre, le GIPREB et la DDTM (Direction Départementale des Territoires et de la Mer) se sont engagés dans l'étude des risques sanitaires de la consommation de *R. philippinarum*. Ce classement sanitaire a été établi par l'IFREMER (Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer) à partir d'analyses bactériologiques (*Escherichia coli*) et chimiques (métaux lourds : mercure, plomb et cadmium) : les coquillages fouisseurs de l'étang de Berre ont été classés en zone B (Mirallès et Brach-Papa, 2017), c'est-à-dire que les palourdes sont commercialisables après passage dans un bassin de purification. Pour les pêcheurs de loisir, la cuisson des palourdes est recommandée (Dérian 2015). Grâce à l'ensemble de ces résultats, la pêche à pied professionnelle a été ouverte le 1^{er} février 2018 ^[4]. De février à mai, le nombre de pêcheurs ayant la licence était de 60 ^[5]. A partir de mai, ils étaient 95 pêcheurs professionnels ^[6].

Pendant l'été et l'automne 2018, l'étang de Berre a subi une importante crise anoxique qui a provoqué des mortalités massives d'organismes, notamment des palourdes (GIPREB 2018). Cette crise est due à un « effet cocktail » de plusieurs facteurs : 1) Des apports d'eaux douces et de nutriments importants en 2018 *via* les rejets de la centrale hydroélectrique d'EDF (Figure 1) et la pluviométrie entraînant une stratification verticale (avec en surface une couche d'eau douce et en profondeur une couche d'eau salée) ; 2) Un été très chaud, orageux et surtout sans vent ne permettant pas le mélange des deux masses d'eau (douce et salée) ; 3) La présence de ces deux couches d'eau a limité les échanges d'oxygène entre l'atmosphère et la couche d'eau salée en profondeur ; et 4) La forte mortalité de la macrofaune, notamment des palourdes japonaises, a entraîné une demande très importante en oxygène pour dégrader cette matière organique, ce qui a accéléré la propagation de l'anoxie aux zones côtières. Les premières investigations fin août ont montré un impact fort sur le peuplement, avec une disparition quasi-totale des palourdes en profondeur (au-delà de 2,5 m). Ces constatations ont conduit à la fermeture de la pêche à pied professionnelle et de loisir dans l'étang de Berre le 31 août 2018 ^[7].

¹ Arrêté n°353 du 11 juin 2015

² Arrêté du 29 janvier 2013 modifiant l'arrêté du 26 octobre 2012

³ Le stock représente « la partie exploitable de la population d'une espèce dans une zone donnée. Le stock ne comprend ni les œufs, ni les larves, ni les juvéniles n'ayant pas atteint une taille suffisante pour être capturés » (IFREMER 2018)

⁴ Arrêté n°R93-2018-01-30-001 du 30 janvier 2018

⁵ Arrêté n° R93-2018-01-31-001 du 31 janvier 2018 et Délibération n°40/2017 du 14 décembre 2017

⁶ Arrêté n°R93-2018-05-07-001 du 7 mai 2018 et Délibération n°07/2018 du 26 avril 2018

⁷ Arrêté n° R93-2018-08-31-0004 du 31 août 2018

L'objectif de cette présente étude est de faire un inventaire plus précis de l'état du peuplement de palourdes après la crise et ainsi d'obtenir un état zéro permettant de suivre la recolonisation.

2. Matériels et méthodes

Le protocole utilisé dans l'étang de Berre s'inspire de celui mis en place dans le bassin d'Arcachon depuis 2001 (Bertignac *et al.* 2001).

2.1. Zone d'échantillonnage

L'étang de Berre a une superficie de 155 km² et a une profondeur maximum de 9,5 mètres. Lors de prospections préliminaires, les palourdes japonaises ont été observées en grande majorité entre 0 et 5 mètres de profondeur (GIPREB, *com. interne*). Après la crise anoxique, il est considéré qu'elles ont quasiment disparu au-delà de 5 mètres (GIPREB 2018). Pour cette étude, seule la zone entre 0 et 5 mètres de profondeur sera donc échantillonnée. Cela correspond à une superficie de 38,78 km². Cette zone a d'abord été divisée en fonction de la profondeur : les strates entre 0 et 2 m qui correspondaient au stock accessible aux pêcheurs à pied lorsque la pêche était ouverte ; et les strates entre 2 et 5 m qui étaient des zones de réserve pour permettre de renouveler le stock. Ensuite, les strates sont divisées en prenant en compte la granulométrie (Figure 2).

2.2. Type d'échantillonnage

Dans chaque strate, il a été nécessaire de définir des lieux d'échantillonnages, appelé station. Selon Bertignac *et al.* 2001, le nombre de stations par strate doit être proportionnel à la superficie de la strate. De plus, pour avoir une précision suffisante il faut au minimum 10 stations par km², avec à chaque station, 2 répliqués (soit 20 répliqués / km²).

Dans le cadre de cette étude, le taux d'échantillonnage a été différent selon les caractéristiques de la strate (profondeur et surface). Ce choix s'appuie sur la volonté d'adapter le plus finement possible la stratégie d'échantillonnage à la disposition en patch des palourdes, et notamment à leur répartition en fonction de la profondeur dans l'étang.

Les strates profondes, entre 2 et 5 m, ont une superficie de 32,80 km² (sur les 38,78 km² de l'ensemble de la zone d'échantillonnage). Afin de diminuer le nombre de stations, il a été décidé que les strates profondes auraient un taux d'échantillonnage de 7 stations / km². Avec les 3 répliqués par station, cela correspond à un échantillonnage de 21 répliqués / km².

Pour les strates du bord (entre 0 et 2 m), deux stratégies ont été adoptées en fonction de leur taille. (1) Pour les strates dont la superficie est supérieure à 1 km², le taux d'échantillonnage a été de 10 stations par km² avec 3 répliqués par station (soit 30 répliqués / km²). Cette stratégie a été appliquée pour deux strates : l'Anse de Saint-Chamas bord (CB) et la Pointe de Berre bord (PB) (Figure 2) (2) Pour les strates avec une superficie inférieure à 1 km², le taux d'échantillonnage a été de 20 stations / km² avec 3 répliqués par station (soit 60 répliqués / km²).

Le nombre de prélèvements et la stratégie adoptée en fonction des caractéristiques des strates sont résumés dans le Tableau 1. Pour chacune des strates, les stations ont été tirées aléatoirement avec une distance minimale de 200 mètres entre chaque station à l'aide du logiciel QGIS 2.18.21 (Figure 2). Chaque station est identifiée par un nom et des coordonnées géographiques dans le système RGF-93 / Lambert93.

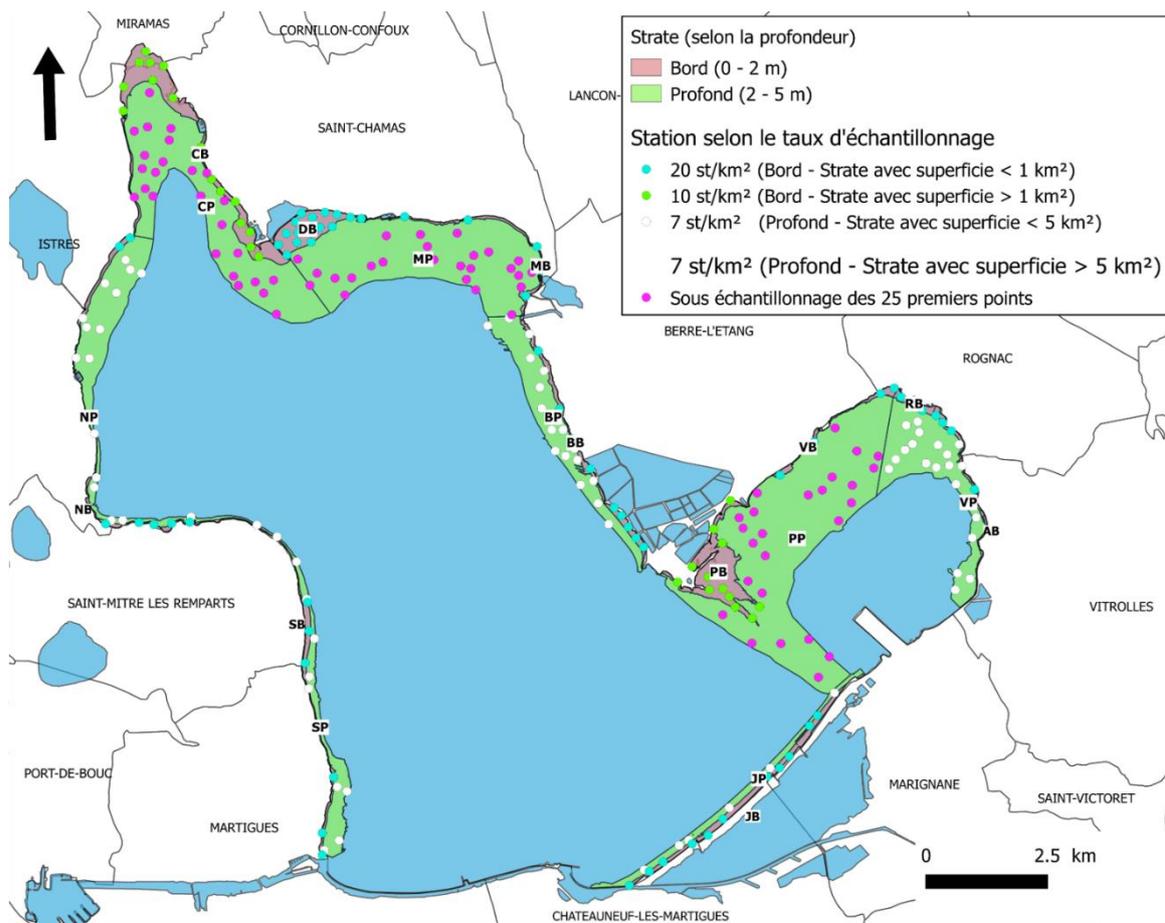


Figure 2. Carte présentant les strates pour la campagne 2019

2.3. Méthode de prélèvement et traitement des échantillons

Pour des raisons techniques, il était compliqué de mettre en place un prélèvement à la benne dans l'étang de Berre. La benne Orange Peel que possède le GIPREB n'était pas assez lourde pour pénétrer dans tous les types de sédiments (très variables) et il était difficile d'avoir une benne assez puissante aux vues des profondeurs dans l'étang.

Il a été choisi de faire les échantillonnages en plongée sous-marine à l'aide de quadrat de 0,25 m² (L : 0,5 m ; l : 0,5 m et h : 0,1 m). Les prélèvements ont été réalisés entre le 27 mars et le 27 juillet 2019. Au départ cette période d'échantillonnage devait être plus restreinte, mais à cause de conditions climatiques défavorables (notamment la présence de mistral très régulièrement), il a été impossible de réduire le délai entre le début et la fin de cette campagne. Au total 21 journées de terrain ont été nécessaires pour couvrir les 238 stations avec deux ou trois plongeurs mobilisés.

Les quadrats étaient placés aléatoirement dans un rayon de 25 m autour des coordonnées géographiques de la station. L'ensemble du sédiment contenu dans le quadrat était transféré dans des bourriches (sorte de filet avec une maille de 6 mm). Ensuite, les prélèvements étaient ramenés à bord du bateau et triés à l'aide d'un tamis ayant une maille carrée de 1 mm. Les palourdes présentes étaient comptabilisées et mesurées (longueur) à l'aide d'un pied à coulisse électronique ABSOLUTE AOS

DIGIMATIC 500-161-30 de Mitutoyo précis à 0,02 mm. Les autres bivalves présents ont également été comptabilisés.

Tableau 1. Identification des strates, leur superficie et le nombre de stations en fonction du taux d'échantillonnage choisi.

	Nom	ID	Profondeur (m)	Surface (km ²)	Nombre de station	Taux d'échantillonnage (station/km ²)
Bord - Superficie < 1 km ²	Rognac Bord	RB	0-2	0,125	3	20
	Aéroport Bord	AB	0-2	0,197	4	20
	Vaïne nord-est Bord	VB	0-2	0,199	4	20
	Merveille est Bord	MB	0-2	0,233	5	20
	Sud-ouest Bord	SB	0-2	0,283	6	20
	Nord-ouest Bord	NB	0-2	0,363	7	20
	Bouquet Bord	BB	0-2	0,456	9	20
	Jaï Bord	JB	0-2	0,569	11	20
	Délimonage Bord	DB	0-2	0,795	16	20
Bord - Superficie > 1 km ²	Pointe Berre Bord	PB	0-2	1,2	12	10
	Anse Saint-Chamas Bord	CB	0-2	1,563	16	10
Profond - Superficie < 5 km ²	Jaï Profond	JP	2-5	0,875	6	7
	Sud-ouest Profond	SP	2-5	1,108	8	7
	Bouquet Profond	BP	2-5	2,373	17	7
	Nord-ouest Profond	NP	2-5	2,779	19	7
	Vaïne sud Profond	VP	2-5	2,914	20	7
Profond - Superficie > 5 km ²	Anse Saint-Chamas Profond	CP	2-5	5,832	41*	7
	Merveille Profond	MP	2-5	6,903	48*	7
	Pointe Berre Profond	PP	2-5	10,011	70*	7

* sur ces strates, à la vue des premières données, 25 stations ont été échantillonnées (Partie 3.1)

Au cours de la campagne, des prélèvements de sédiment ont été effectués (un flacon par station) afin d'affiner les connaissances sur la granulométrie de l'étang de Berre et les éventuelles implications dans la répartition des palourdes. La présence de macrophytes était également relevée.

2.4. Analyses des données

L'analyse des résultats a été effectuée sur Spyder (Python 2.7).

Afin de diminuer le temps sur le terrain, seule la longueur des palourdes a été mesurée *in situ*. Cette donnée permet de connaître les cohortes présentes dans l'étang de Berre, ainsi que leur abondance. Pour estimer leur biomasse, il est nécessaire d'attribuer un poids à chaque individu. La relation longueur / poids des palourdes dans l'étang de Berre a été établie en 2017 sur plus de 1 300 individus (Mahé 2017). C'est une relation de type exponentielle : $P = aL^b$ où P représente le poids frais (en g) et L la longueur des palourdes (en mm). Les coefficients a et b sont spécifiques à la palourde japonaise dans l'étang de Berre : $P = 0,0002 * L^{3,0579}$ (Figure 3).

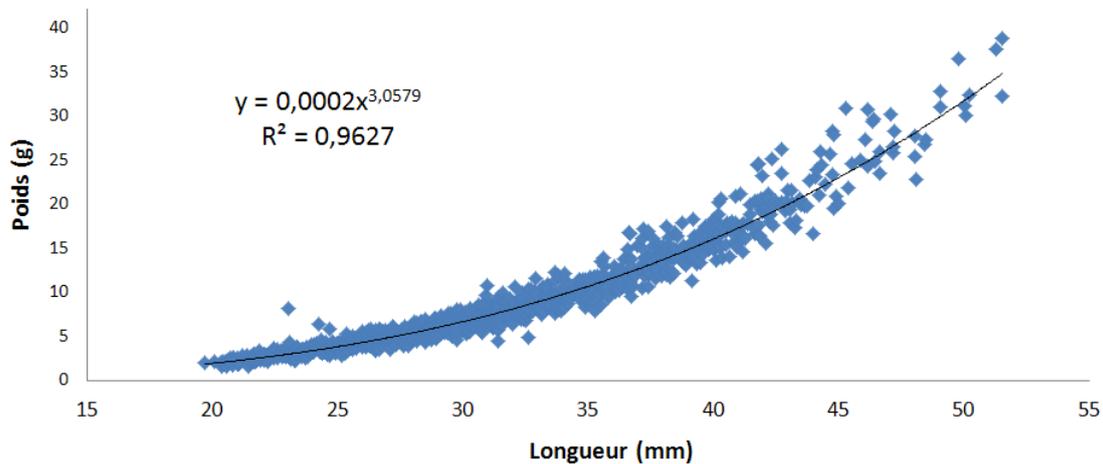


Figure 3. La relation taille – poids des palourdes de l'étang de Berre ($n = 1\ 347$) issue de Mahé (2017)

3. Résultats

3.1. Les strates profondes (entre 2 et 5 m) supérieures à 5 km²

Dans le protocole de départ, il était prévu que les strates profondes (entre 2 et 5 m de profondeur) auraient un taux d'échantillonnage de 7 stations par km² avec 3 réplicats par station. La campagne d'évaluation de l'état du peuplement a commencé par les trois strates profondes dont les superficies étaient supérieures à 5 km² : Pointe Berre profonde (PP : 70 stations), Merveille profonde (MP : 48 stations) et Anse Saint-Chamas profonde (CP : 41 stations) (Figure 2 ; Tableau 1).

Cependant, devant l'effort important d'échantillonnage que cela représentait et au vu de la connaissance *a priori*, il a été émis l'hypothèse que ces strates profondes auraient des densités en palourdes japonaises très faibles voire nulles. Afin de vérifier cette hypothèse, l'échantillonnage s'est fait par étape. La stratégie a été de retirer aléatoirement 25 stations par strate (dans les stations préalablement déterminées). Après l'échantillonnage de ces stations, les tests statistiques^[8] ont montré qu'il n'y avait pas de différence entre la variabilité spatiale et locale. C'est-à-dire que la densité de chaque station individuellement était identique à la densité de la strate (la densité de la strate étant la moyenne des 25 stations). Il faut noter également le très faible nombre de palourdes observé (seulement 15 palourdes vivantes en 75 stations soit 225 réplicats ; Tableau 2).

⁸ La normalité des données a été testée (Shapiro-Wilk : H_0 = les données sont distribuées normalement ; p-value < 1e-07). Des tests non paramétriques de Mann-Whitney-Wilcoxon ont été utilisés pour mettre en évidence les différences éventuelles entre la variabilité locale d'une station par rapport à la variabilité spatiale de la strate auxquelles appartient la station (H_0 = la distribution spatiale et locale sont identiques). Pour les strates de Pointe Berre profonde (PP) et Merveille profonde (MP), la p-value est supérieur à 0,094. Pour la strate de l'Anse Saint Chamas profonde (CP), elle est supérieure à 0,252.

En conséquence, l'hypothèse de faible densité dans ces strates est validée. Pour ces trois strates, l'échantillonnage s'est donc limité à 25 stations par strates.

3.2. Histogramme de fréquence de taille

L'histogramme de fréquence de taille pour *Ruditapes philippinarum* dans l'étang de Berre a été établi sur la base de l'ensemble des données (N = 4 059 individus ; Figure 4). Au printemps 2019, deux cohortes ont pu être observées : une prépondérante avec des individus mesurant entre 28 et 34 mm et une seconde de moindre importance avec des palourdes mesurant entre 6 et 12 mm. L'individu le plus petit retrouvé était de 3,36 mm et le plus grand de 47,56 mm. Les résultats par strates sont présentés en Annexe 1.

Il faut noter que très peu d'individus de taille inférieure à 5 mm ont été comptabilisés, soit par manque de juvéniles pendant la période d'échantillonnage, soit par rapport à la méthode d'échantillonnage (la maille de la bourriche était de 6 mm).

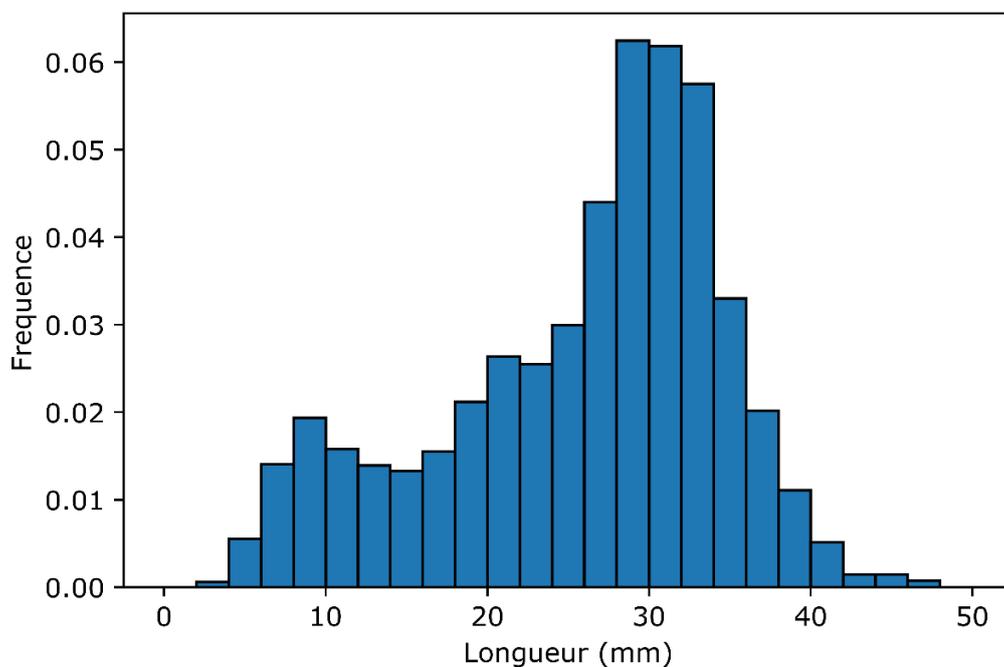


Figure 4. Histogramme de fréquence de taille de la palourde japonaise dans l'étang de Berre au printemps 2019 (N = 4 059)

Pour les paragraphes suivants (3.3 à 3.8) :

A partir des données par réplicats et par station, des indices d'effectifs et de biomasses à l'échelle de chaque strate ont été estimés en suivant le protocole développé par Berthou et al. (1997) (Annexe 2).

3.3. Densité et biomasse moyenne

En 2019, les densités variaient entre 0 et 300 ind.m⁻² (individus.m⁻²) avec une moyenne de **33,59 ind.m⁻² ± 73,14** pour l'ensemble de la zone prospectée, soit 38,78 km² (Tableau 2). Dans trois strates, Rognac Bord (RB), Vaïne Bord (VB) et Merveille Bord (MB), aucune palourde n'a été observée. Les deux strates où la densité moyenne est la plus importante, sont Sud-ouest Profond (SP) et Sud-ouest Bord (SB), deux strates proches géographiquement (Figure 2). Les biomasses moyennes les plus conséquentes ont été trouvées sur ces mêmes strates. La biomasse moyenne sur l'ensemble de la zone prospectée était de **199,54 g.m⁻² ± 441,68** (Tableau 2).

3.4. Densité et biomasse totale

L'abondance totale sur les 38,78 km² échantillonnée en 2019 était de **552,07 millions ± 75,02** de palourdes japonaises correspondant à une biomasse de **2 903,62 tonnes ± 432,68**. Le détail des résultats par strate est présenté sur les figures 5 et 6 et en Annexe 3.

Il y a une forte disparité spatiale dans la répartition des palourdes japonaises dans l'étang de Berre (Figure 7 et 8). Des patchs de densité importante sont observés au milieu de zone de densité faible voire nulle. 80 % des palourdes trouvées au cours de cette étude l'ont été sur seulement 10 stations (soit 4.23 % des 236 stations).

L'essentiel de l'abondance et de la biomasse totale, soit 332,66 millions d'individus et 1 909,56 tonnes (respectivement 60 et 66 %) sont localisés dans la strate Sud-ouest Profond (SP ; Annexe 3). Cela confirme la disparité spatiale dans la répartition des palourdes, puisque les autres strates présentent des abondances totales inférieures à 45 millions de palourdes (Figure 5). La particularité de la strate Sud-ouest Profond (SP) sera discutée dans la partie 3.10.

3.5. Evaluation de la fraction exploitable (du stock)

Dans l'étang de Berre, la maille en vigueur au moment de l'ouverture de la pêche était de 30 mm^[9]. Pour avoir une idée de la fraction exploitable présente, un sous échantillonnage de l'effectif et la biomasse par strate a été effectué sur les palourdes japonaises de taille supérieure à 30 mm.

Au printemps 2019, l'effectif exploitable (le stock) sur la zone prospectée était de **193,05 millions ± 29,63** de palourdes, ce qui correspond à **35 % du peuplement global**. Quant à la biomasse exploitable, elle est estimée à **1 837,69 tonnes ± 270,42** soit **63 % de la biomasse totale**. Les effectifs et les biomasses totaux des palourdes supérieures à 30 mm par strate sont présentés dans l'Annexe 4.

⁹ Arrêté du 29 janvier 2013 modifiant l'arrêté du 26 octobre 2012

Tableau 2. Effectif (nombre de palourdes/m²) et biomasse (g/m²) par strate (moyenne, σ = écart-type)

	Nom	ID	Profondeur (m)	Effectif (nombre de palourdes/m ²)		Biomasse (g/m ²)	
				Moyenne	σ	Moyenne	σ
Bord Superficie < 1 km ²	Rognac Bord	RB	0-2	0	0	0	0
	Aéroport Bord	AB	0-2	9,67	7,36	71,68	57,15
	Vaine nord-est Bord	VB	0-2	0	0	0	0
	Merveille est Bord	MB	0-2	0	0	0	0
	Sud-ouest Bord	SB	0-2	136,67	117,85	984,38	844,32
	Nord-ouest Bord	NB	0-2	35,05	21,14	130,14	80,95
	Bouquet Bord	BB	0-2	80,15	40,73	510,66	237,66
	Jaï Bord	JB	0-2	13,82	4,93	193,20	68,24
	Délimonage Bord	DB	0-2	7,17	3,08	10,62	3,70
Bord Superficie > 1 km ²	Pointe Berre Bord	PB	0-2	4,00	2,46	22,88	17,08
	Anse Saint-Chamas Bord	CB	0-2	23,17	14,24	63,97	45,10
Profond Superficie < 5 km ²	Jaï Profond	JP	2-5	2,00	0,75	25,11	15,57
	Sud-ouest Profond	SP	2-5	300,33	275,86	1 724,00	1 674,48
	Bouquet Profond	BP	2-5	9,02	2,31	13,21	3,13
	Nord-ouest Profond	NP	2-5	15,16	7,33	31,74	20,23
	Vaine sud Profond	VP	2-5	1,27	1,13	8,76	8,68
Profond Superficie > 5 km ²	Anse Saint-Chamas Profond	CP	2-5	0,16	0,09	0,03	0,02
	Merveille Profond	MP	2-5	0,43	0,18	0,19	0,09
	Pointe Berre Profond	PP	2-5	0,21	0,13	0,68	0,50
				Moyenne	σ	Moyenne	σ
				33,59	73,14	199,54	441,68

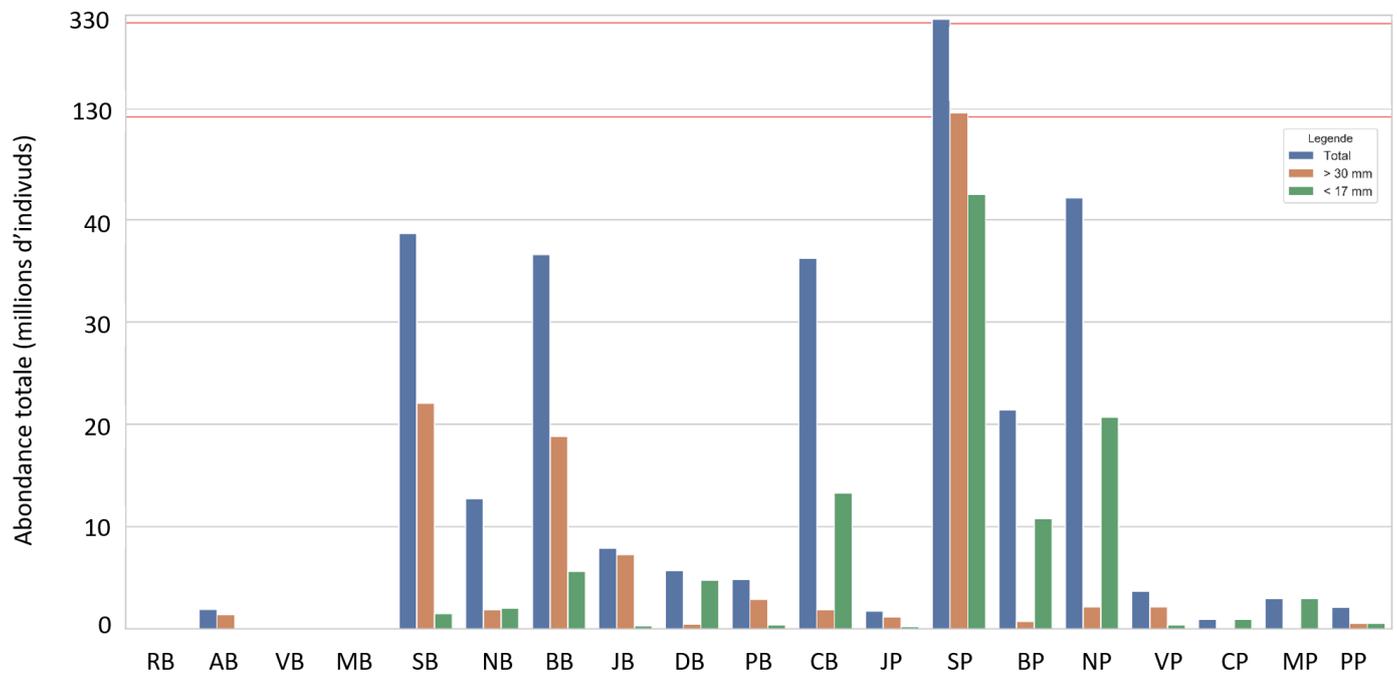


Figure 5. Abondance totale en palourdes japonaises par strate durant la campagne du printemps 2019 dans l'étang de Berre. Attention, l'échelle de l'axe des ordonnées n'est pas linéaire (les lignes rouges représentent un saut dans l'axe des ordonnées).

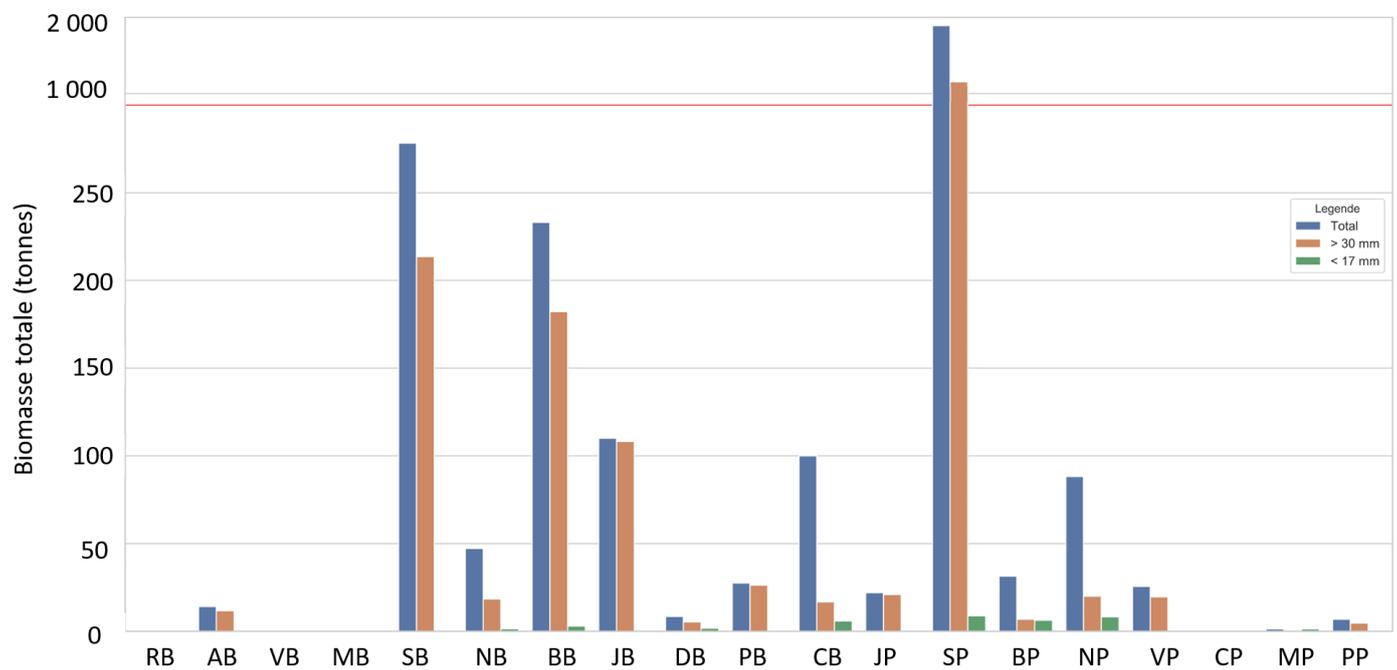


Figure 6. Biomasse totale en palourdes japonaises par strate durant la campagne du printemps 2019 dans l'étang de Berre. Attention, l'échelle de l'axe des ordonnées n'est pas linéaire (les lignes rouges représentent un saut dans l'axe des ordonnées).

3.6. Evaluation du peuplement en juvéniles

D'après Caill-Milly *et al.* (2003), les individus inférieurs à 17 mm, appelés juvéniles, sont une bonne indication du niveau de recrutement de l'année précédente. Dans l'étang de Berre au printemps 2019, l'effectif total en juvéniles sur la zone prospectée était de **106,78 millions ± 10,52** de palourdes, correspondant à **19 % du peuplement total**. En biomasse totale, elle est évaluée à **38,13 tonnes ± 2,97** soit **1 % de la biomasse totale**. Les effectifs et les biomasses totaux des palourdes juvéniles par strate sont présentés dans l'Annexe 4.

Par rapport au peuplement global, la proportion de juvénile est assez faible. Seules cinq strates sur les dix-neuf ont une abondance en palourdes juvéniles représentant 50 % ou plus du peuplement global. Les autres strates ont des proportions en juvéniles inférieures à 25 % (Figure 5).

3.7. Distribution spatiale (selon les densités moyennes)

Au printemps 2019, la plus forte densité moyenne en palourdes japonaises dans l'étang de Berre se trouvait à l'ouest dans la zone de Caderaou (au niveau de Saint-Mitre les Remparts) où elle dépassait 250 ind.m⁻² (Figure 7 et 8). Il y a quelques hotspots secondaires : dans la zone Varage / Massane (Saint-Mitre les Remparts) ; au nord au niveau de la plage de la Romaniquette (Istres) et du rejet de la Touloubre dans l'étang (Saint-Chamas) ; et à l'est au niveau des salins de Berre l'Etang. Ailleurs, les densités sont très faibles : **dans 58 % des stations, aucune palourde n'a été observée**, dans 30 % des stations la densité était comprise entre 0 et 15 ind.m⁻² et dans seulement 12 % des stations, l'abondance moyenne était supérieure à 15 ind.m⁻².

Ces zones de fortes densités sont cependant à nuancer en fonction de la taille des palourdes. Les densités moyennes en juvénile (de taille inférieure à 17 mm) les plus importantes sont localisées à l'ouest dans la zone de Caderaou (Saint-Mitre les Remparts) où elles dépassent 250 ind.m⁻². Un second hotspot, de moindre importance (entre 100 et 250 ind.m⁻²) est localisé à l'est au niveau des salins de Berre l'étang. **Dans 73 % des stations, il n'y avait aucune palourde juvénile.**

En ce qui concerne la localisation des palourdes de taille supérieure à 30 mm, les plus fortes densités (supérieure à 250 ind.m⁻²) sont observées à l'ouest dans la zone de Caderaou (Saint-Mitre-les-Remparts) et à l'est au niveau des salins de Berre l'Etang. Dans le reste de l'étang, les densités sont très faibles. **Dans 79 % des stations aucune palourde de taille supérieure à 30 mm n'a été comptabilisée.**

La répartition spatiale dans l'étang de Berre confirme les observations de Beninger et Boldina (2014) avec la présence de patch de fortes densités mais représentant des surfaces très limitées. Globalement, les densités dans l'étang de Berre sont assez faibles, avec 57 % des stations ayant des densités moyennes nulles.

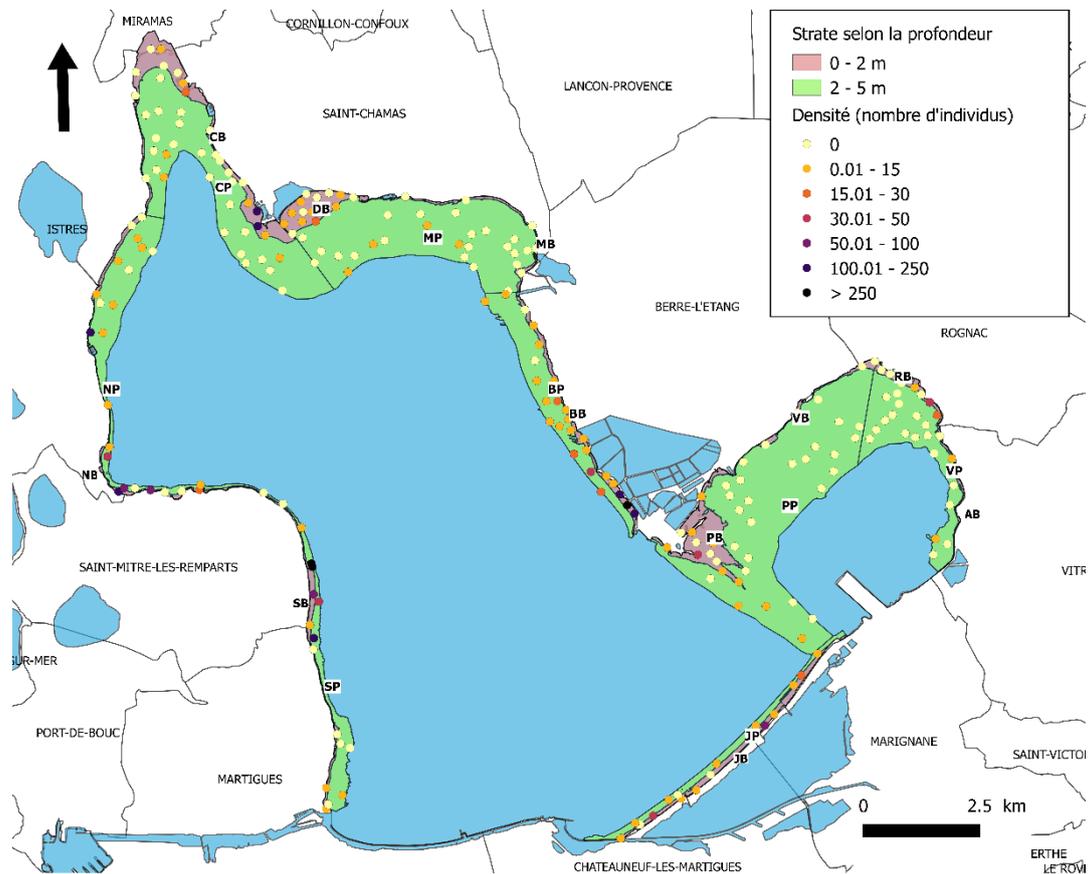


Figure 7. Carte des densités moyennes par station

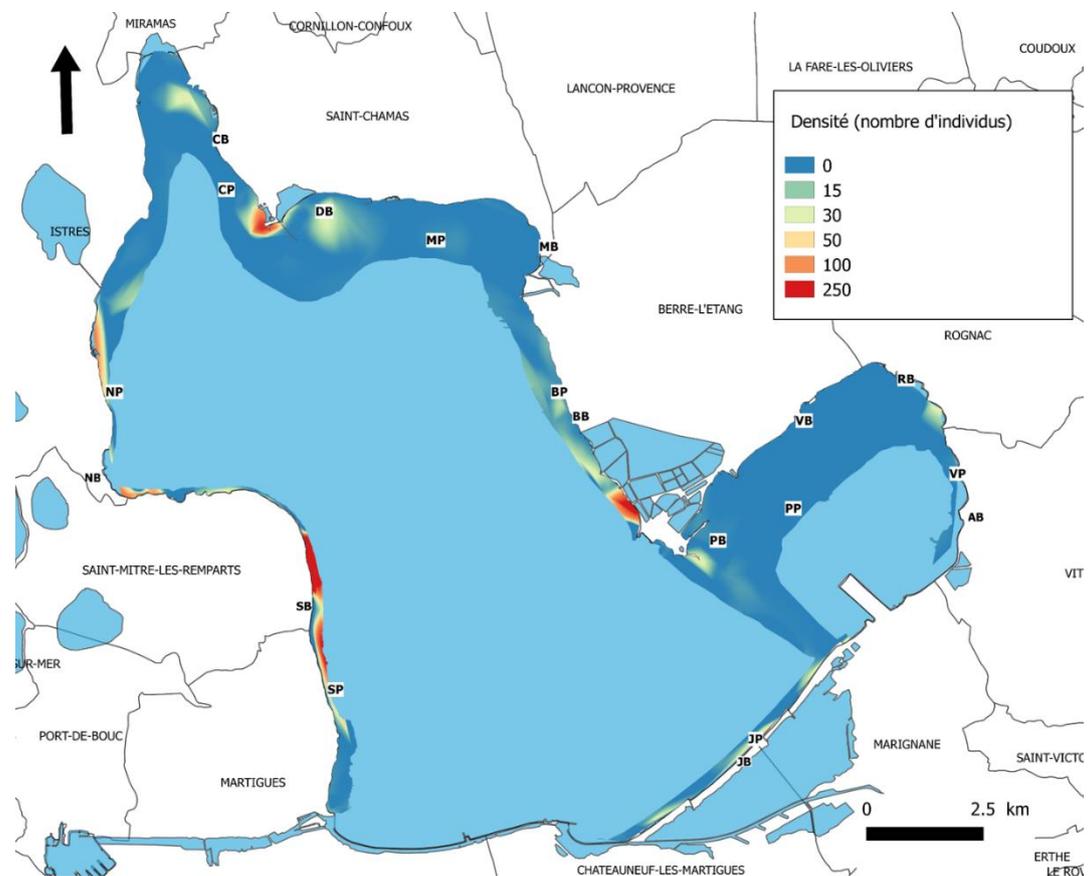


Figure 8. Carte des densités moyennes interpolées – méthode : TIN (Interpolation triangulaire) cubique- grid = 20000 x 20000

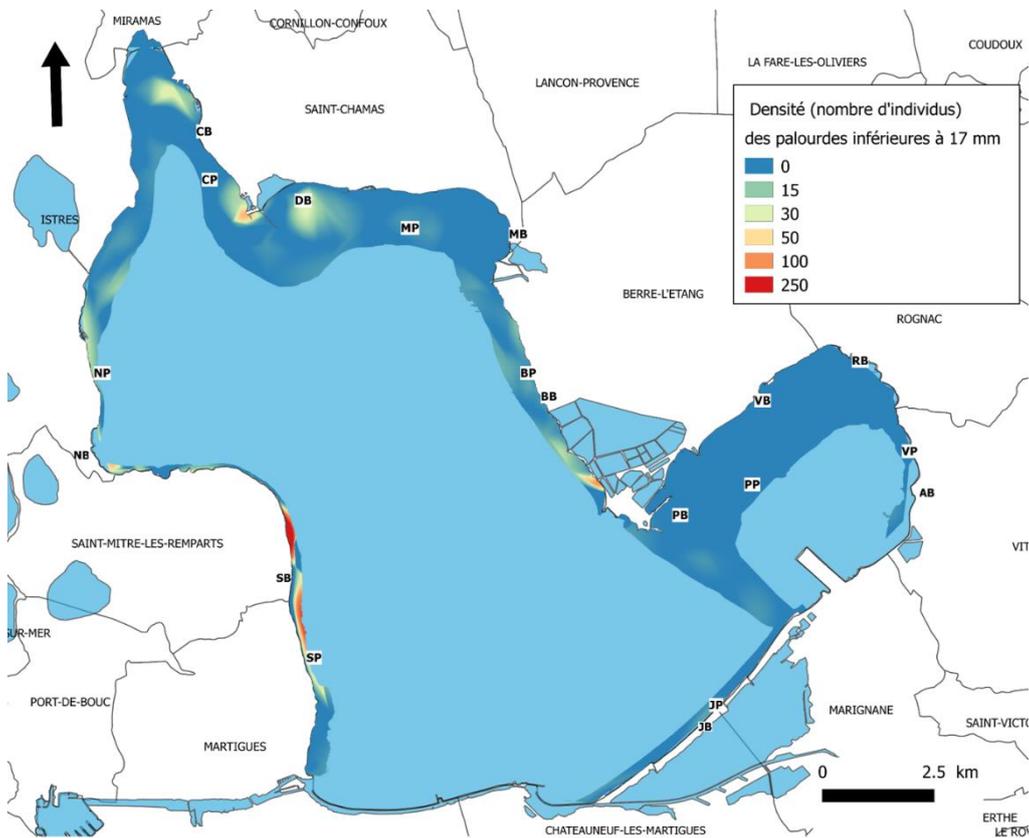


Figure 9. Carte des densités moyennes interpolées des palourdes juvéniles (de taille inférieure à 17 mm) – méthode : TIN (Interpolation triangulaire) cubique- grid = 20000 x 20000

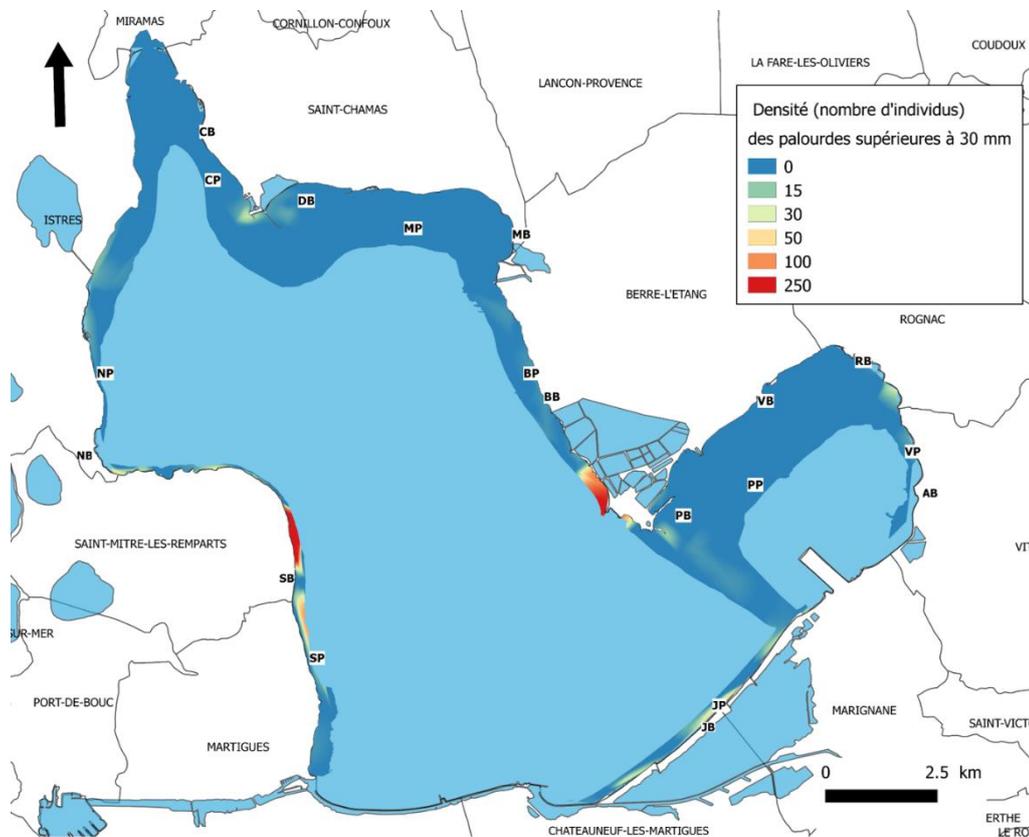


Figure 10. Carte des densités moyennes interpolées des palourdes de taille supérieure à 30 mm par station - méthode : TIN (Interpolation triangulaire) cubique- grid = 20000 x 20000

3.8. Distribution spatiale en lien avec la profondeur

L'abondance totale sur les 38,78 km² échantillonnés en 2019 était de **552,07 millions ± 75,02** de palourdes japonaises dont 26 % au bord et 74 % en profondeur (Annexe 3 et 4). Dans les individus retrouvés au bord (entre 0 et 2 m), 19 % étaient des juvéniles (individus de taille inférieure à 17 mm), 42 % mesuraient entre 17 et 30 mm et 39 % des palourdes étaient de taille supérieure à 30 mm (Figure 5, Annexe 4). Pour les strates en profondeur (entre 2 et 5 m), il y avait 19 % de juvéniles, 48 % de palourdes mesurant entre 17 et 30 mm et 33 % d'individus de taille supérieure à 30 mm.

Au printemps 2019, la biomasse totale des palourdes japonaises était de **2 903,62 tonnes ± 432,68** dont 28 % étaient localisés au bord et 72 % en profondeur (Annexe 3 et 4). La biomasse des palourdes supérieures à 30 mm représentait 71 % de la biomasse du bord et 60 % de la biomasse en profondeur (Figure 6 ; Annexe 4). Les juvéniles comptent pour seulement 2 % de la biomasse des strates du bord et 1 % des strates en profondeur.

Dans l'étang de Berre, plus de 70 % de l'abondance et de la biomasse totale sont retrouvés dans les strates profondes (entre 2 et 5 m). En ce qui concerne la répartition des palourdes en fonction de leur taille, les juvéniles sont observés dans les mêmes proportions au bord et en profondeur. Pour les palourdes de taille supérieure à 30 mm, elles sont localisées préférentiellement au bord.

3.9. Distribution spatiale en lien avec l'environnement

Il est connu que les palourdes japonaises ont une distribution spatiale agrégée à une échelle fine (< 130 m, Beninger and Boldina 2014) mais le but de cette partie a été de comprendre la répartition globale des palourdes à grande échelle dans l'étang de Berre en fonction des paramètres environnementaux. Les deux premières sections (3.9.1 et 3.9.2) sur les données hydrologiques et sédimentaires sont issues de l'article de Mahé *et al.* (*in press*). Les résultats de la section 3.9.5 sont issus du rapport d'Astruch and Schohn (2019).

3.9.1. Les paramètres hydrologiques

L'Observatoire du Milieu porté par le GIPREB a pour vocation de suivre les données environnementales dans l'étang de Berre, notamment les paramètres hydrologiques (température, salinité et oxygène dissous, chlorophylle *a* et matière en suspension). Ces paramètres sont relevés mensuellement depuis 1994 sur 7 stations^[10]. La température, la salinité et l'oxygène dissous sont suivis avec une sonde multi-paramètre (Hydrolab DS5) sur l'ensemble de la colonne d'eau. La chlorophylle *a* et la matière en suspension sont analysées sur des échantillons de la surface et du fond de chaque station (grâce à une bouteille Niskin).

Durant cette campagne d'évaluation de l'état du peuplement, 75 % des palourdes mesuraient moins de 32,19 mm. Selon la courbe de croissance des palourdes japonaises dans l'étang de Berre, il faudrait environ trois ans pour atteindre cette longueur (courbe de von Bertalanffy – Mahé et al, in prep). Les conditions hydrologiques dans l'étang de Berre ont donc été étudiées depuis Mai 2016. Comme toutes les espèces, les palourdes japonaises ont besoin de conditions hydrologiques optimales pour vivre et se reproduire de façon idéal. D'après les données de température, salinité, oxygène, chlorophylle *a* et matière en suspension dans l'étang de Berre, les conditions hydrologiques semblent

¹⁰ L'Observatoire du Milieu comporte 10 stations, échantillonnées mensuellement. Pour cette étude, 7 d'entre-elles ont été analysés. Pour plus d'informations, voir Mahé *et al.* (*in press*)

être dans ces gammes de valeurs (Jones *et al.* 1993; Kang *et al.* 2016; Le Treut 1986; Nie *et al.* 2017; Vincenzi *et al.* 2006; Vincenzi *et al.* 2006).

Dans l'étang de Berre, aucun lien n'a été trouvé entre les conditions abiotiques et la distribution géographique des palourdes. Ceci est assez surprenant car selon Caill-Milly (2012), dans la baie d'Arcachon, il existe un lien étroit entre la concentration de chlorophylle *a* (c'est-à-dire la disponibilité alimentaire) et l'état du peuplement de palourdes. La température semble également jouer un rôle dans la répartition des palourdes dans le golfe d'Arcachon. Ces deux paramètres ne semblent pas être suffisants pour expliquer la répartition des palourdes dans l'étang de Berre.

3.9.2. La granulométrie de l'étang de Berre

Durant cette campagne d'évaluation de l'état du peuplement de palourdes, un échantillon de sédiment a été prélevé à chaque station (238 échantillons) et l'aspect visuel de la granulométrie a été estimé (argile, limon, sable et présence de morceaux de coquillages). Les analyses ont été effectuées sur un sous-échantillon de 50 stations. Ces stations ont été choisies au hasard proportionnellement au nombre de stations par strate et à l'aspect visuel de la granulométrie observé lors du travail de terrain. Ces 50 échantillons ont été traités en utilisant deux protocoles différents : (a) la procédure de perte au feu a été utilisée pour estimer la teneur en matière organique (%MO) et la proportion de carbonates (%CaCO₃) (b) l'analyse granulométrique par diffraction laser donne la distribution de la taille des sédiments de chaque échantillon. La texture des sédiments a été analysé en utilisant l'échelle proposée par Blott and Pye 2012).

Dans l'étang de Berre, la proportion de matière organique (%MO) s'avère assez faible, entre 0,89 et 16,34%. La proportion de CaCO₃ (%CaCO₃) varie entre 31,07% et 74,21% ($\pm 10\%$). La dispersion de ces valeurs montre une grande variation en fonction de l'emplacement dans la lagune, mais sans montrer de tendance particulière avec l'abondance des palourdes. De plus, aucun lien n'a été trouvé entre la texture des sédiments (selon Blott & Pye, 2012) et la densité des palourdes (Figure 12). Ce résultat est inattendu par rapport aux études précédentes qui ont montré une préférence des palourdes japonaises pour les environnements sableux plutôt que limoneux (Le Treut 1986; Vincenzi *et al.* 2011). Ces articles semblent mettre en évidence qu'avec des sédiments sableux, les palourdes ont un taux de croissance plus élevé, une longueur maximale de coquille plus importante et une colonisation des juvéniles plus réussie. Au contraire, dans l'étang de Berre, les densités de palourde japonaise ne semblent pas liées à la proportion d'argile ni de sable.

3.9.3. Les abras et les coques

Lors de la campagne, les autres bivalves étaient également comptabilisées. En plus des palourdes japonaises, trois autres espèces de bivalves ont été retrouvées : des coques *Cerastoderma glaucum* (Bruguière, 1789), des abras *Abra segmentum* (Récluz, 1843) et des moules (Figure 11). Les données sur les moules seront traitées dans le paragraphe suivant (). Le nombre de coque et d'abra a été comptabilisé et des indices d'effectifs à l'échelle de chaque strate et de l'étang ont été estimés selon le même protocole que pour les palourdes japonaises (Berthou *et al.* 1997 ; Annexe 2).

Au printemps 2019, la densité moyenne des palourdes japonaises étaient de $33,59 \text{ ind.m}^{-2} \pm 73,14$; celles des coques étaient de $31,22 \text{ ind.m}^{-2} \pm 33,90$; et celles des abras de $2,94 \text{ ind.m}^{-2} \pm 3,01$ (**Annexe 5**). L'effectif total sur la zone prospectée était de **552,07 millions \pm 75,02 de palourdes**, de **1 005,91 millions \pm 79,94 de coques** et de **103,59 millions \pm 6,47 d'abra**.

Selon les strates, ce sont soit les palourdes, soit les coques qui dominent les peuplements au printemps 2019 (**Annexe 5** ; Figure 13). Dans l'étang de Vaïne et globalement sur la côte Est de l'étang jusqu'à l'anse de Saint-Chamas, ce sont les coques qui sont prépondérantes. Sur la côte Ouest, les palourdes sont dominantes. Dans les strates du Jaï, au bord les palourdes sont majoritaires, et en profondeur ce

sont les coques. Les abras sont minoritaires dans l'étang de Berre par rapport aux coques et aux palourdes. Ces alternances de dominances sont une image à l'instant t de la campagne d'évaluation des peuplements et sont le résultat de la crise écologique de 2018 (GIPREB 2018).

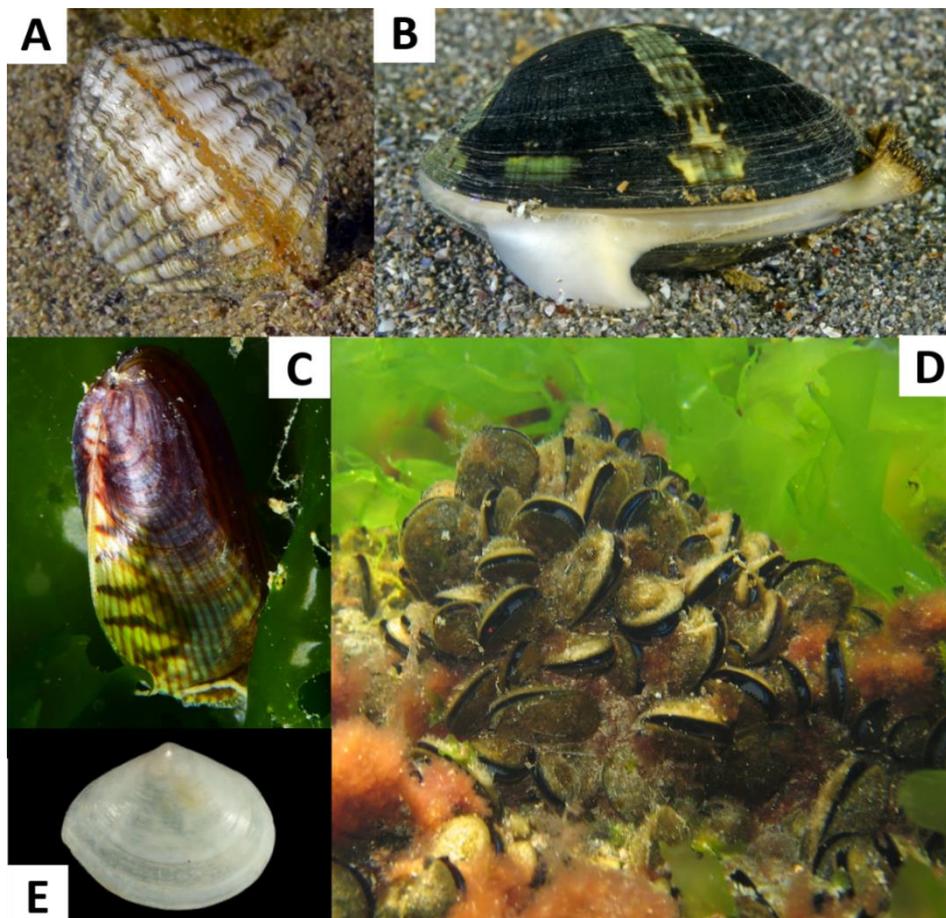


Figure 11. Photographie des différentes espèces de bivalves observées lors de la campagne 2019 (A) *Cerastoderma glaucum* @ Steven Weinberg (B) *Ruditapes philippinarum* @ Steven Weinberg (C) *Arcuatula senhousia* @ Sabine Boulad (D) *Mytilus galloprovincialis* @ GIPREB (E) *Abra segmentum* @ Natural History Museum Rotterdam from WoRMS image

3.9.4. Les moules

À la vue du nombre de moulières observés lors de cette campagne d'évaluation de l'état du peuplement de palourdes, le nombre de moules n'a pas été comptabilisé. Seule la présence/absence a été notée et ces données n'ont pas été traitées pour ce rapport. Le recouvrement par les moules a été analysé par le GIS posidonie, lors de la campagne macrophyte qui se déroule chaque année dans l'étang de Berre sur 31 transects côtiers en juin (Astruch and Schohn 2019).

Dans l'étang de Berre, il y a deux espèces de moules (Figure 11) : l'espèce native *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) et l'espèce invasive *Arcuatula senhousia* (anc. *Musculista senhousia*) (Benson in Cantor, 1842) observée pour la première fois en 2006. Le recouvrement le plus important en *M. galloprovincialis* est observé au niveau du canal de Caronte (Martigues) et dans l'étang de Vaine. Pour l'espèce invasive, le recouvrement est beaucoup moins important que pour l'espèce native, néanmoins *A. senhousia* est dominant dans l'anse de Saint-Chamas. Le long des plages du Jaï, le recouvrement des moules est faible voir nul pour les deux espèces. En 2019, le naissain de *M. galloprovincialis* est la classe de taille dominante.

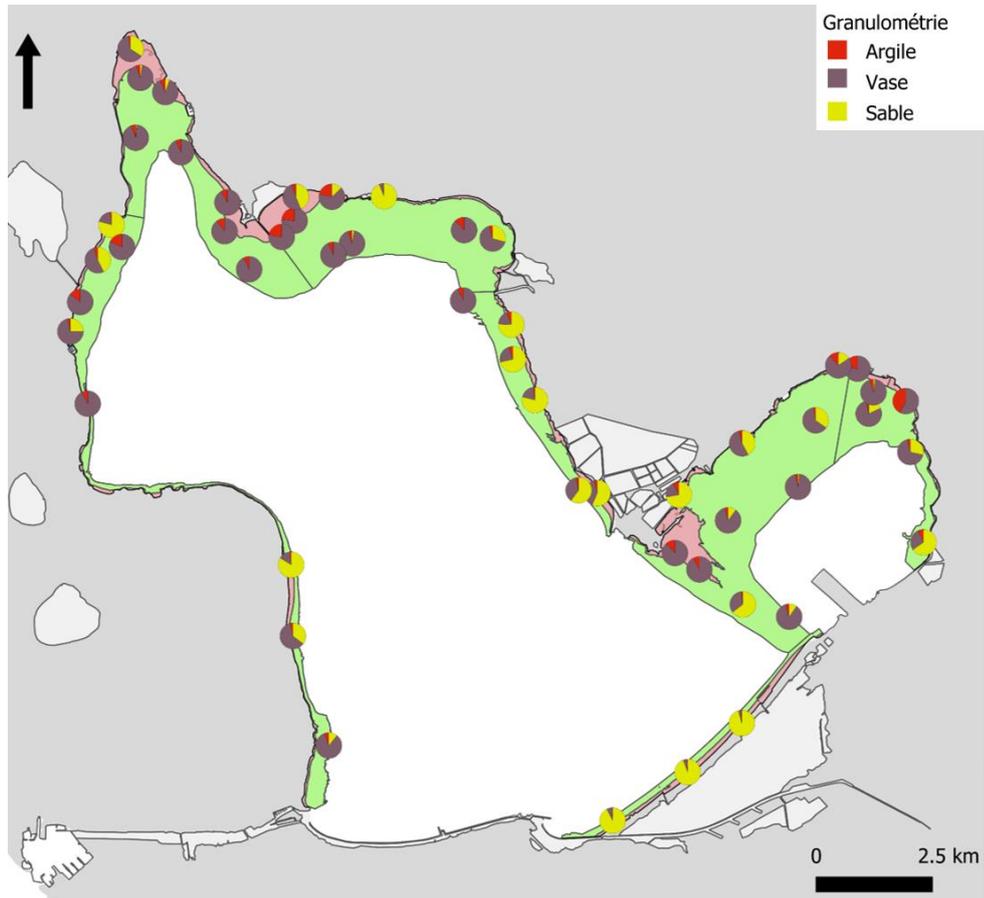


Figure 12. Répartition spatiale des texture (grossière) du sédiment dans l'étang de Berre selon Blott and Pye (2012)

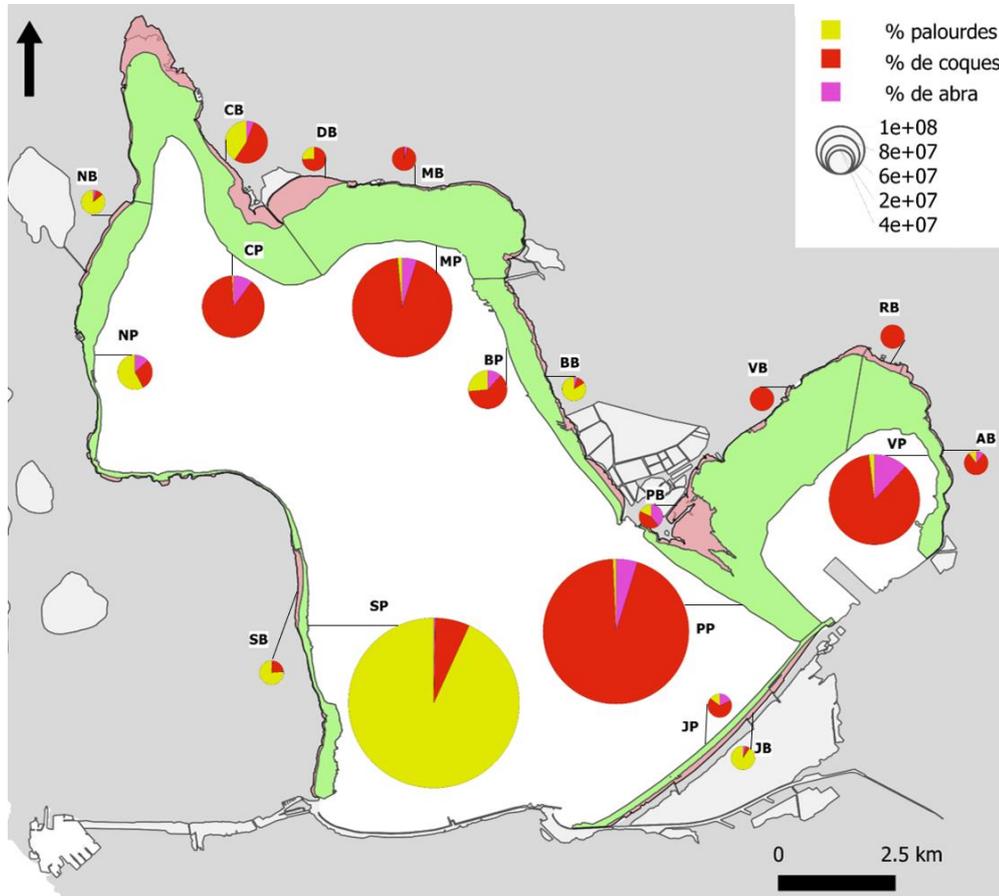


Figure 13. Répartition spatiale des bivalves (palourdes, coques et abras) en fonction des strates

3.9.5. Les macrophytes

Sur chaque station, le niveau de recouvrement des espèces ou des groupes de macrophytes était relevé selon une grille semi-quantitative de recouvrement noté de 0 à 5 : (0) 0 % de recouvrement (1) entre 0 et 4 % (2) entre 5 et 19 % (3) entre 20 et 49 % (4) entre 50 et 89 % (5) supérieur à 90 %.

Sur les 238 stations observées, 48,4 % ne présentaient pas de couverture végétale. Les ulves constituent le groupe de macrophytes le plus présent (observées sur 103 stations soit 48,3% des stations) avec une abondance totale de 200 (sur un maximum possible de 1 190). Les autres groupes sont peu abondants. Même si l'on retrouve les gracilaires sur 42 stations, c'est souvent avec des taux de recouvrement très faibles (moins de 50 %). Les zostères, *Zostera noltei* (Hornemann, 1832), ne sont observées que sur 12 stations dans des proportions de recouvrement très faible. Les autres algues vertes ou brunes ne sont présentes que ponctuellement.

D'un point de vue de la répartition spatiale, certaines disparités sont à noter. L'étang de Vaïne présente une couverture algale plus importante que le grand étang, certainement en lien avec un fonctionnement hydrodynamique différent mais aussi la présence de longues étendues peu profondes, plus favorables au développement des macrophytes. Les ulves et les gracilaires y sont majoritaires. Ce peuplement se prolonge sur la pointe de Berre (Figure 14). La côte Est (Bouquet-Arc) présente des peuplements très faibles et les points profonds (entre 2 et 5 m) sont quasiment sans couvert végétal. Dans l'anse des merveilles (strate MP), les fonds sont souvent vierges même si on note la présence ponctuelle d'ulves. Le bassin de délimonage de la centrale hydroélectrique d'EDF présente des peuplements de zostères. L'anse de Saint-Chamas est également une zone avec un couvert végétal très restreint. Tous les points profonds étaient vierges lors des observations. La partie Ouest, au large de la ville d'Istres, est dominée par les Calithamniae et autres algues rouges. La zone Sud-ouest (au large de la ville de Martigues) est également peu couverte, quelques spots d'entéromorphes sont retrouvés ponctuellement. La zone du Jaï, entre les villes de Châteauneuf-les-Martigues et Marignane, est également vierge du fait de son exposition au courant et houle de vent.

3.9.6. Conclusion

Les paramètres hydrologiques et sédimentaires ne semblent pas permettre d'expliquer la répartition des palourdes japonaises dans l'étang de Berre (Mahé *et al. in press*). La compétition interspécifique avec d'autres espèces de bivalves pourrait expliquer cette distribution. Dans l'étang de Berre, de l'anse de Saint-Chamas à l'étang de Vaïne, les peuplements de bivalves sont donc dominés par les coques et les moules. Alors que sur la côte Ouest, les palourdes sont majoritaires. Dans les strates du Jaï, au bord les palourdes sont majoritaires, et en profondeur ce sont les coques. La compétition interspécifique peut être de deux types : pour l'espace et pour la nourriture.

Les palourdes comme les coques vivent enfouies sous quelques cm de sédiment, et laissent leur siphon effleurer à la surface (Bellamy *et al.* 2009; Le Treut 1986). Ces deux espèces sont donc en compétition pour l'espace dans le sédiment. Les moules, elles, se fixent sur la surface du substrat grâce à leur byssus (Cheikh 2017). Les palourdes ne sont pas directement en compétition avec elles, mais la présence des moules en surface peut gêner la sortie des siphons pour la reproduction ou la nutrition.

De plus, ces trois espèces sont des bivalves filtreurs. La palourde est considérée comme un dépositivore et suspensivore, la coque est un suspensivore actif, et les moules comme des filtreurs microphages (Bellamy *et al.* 2009; Cheikh 2017; Flye Sainte Marie 2007). Globalement, leur régime alimentaire est très similaire. Ces trois bivalves sont donc en compétition à la fois pour l'espace et pour la nourriture.

Les peuplements de macrophytes de l'étang de Berre observés au cours de cette campagne sont assez pauvres et surtout présents dans l'étang de Vaïne et dans les zones peu profondes (moins de 2 m). Même si des différences spatiales sont observées, elle ne montre pas de lien avec la répartition des peuplements de palourdes et il ne semble pas y avoir de lien entre ces deux compartiments.

D'autres facteurs comme le régime hydrodynamique ou encore la présence de maladie dans les palourdes japonaises pourraient expliquer leur répartition dans l'étang de Berre. Mais il est important de tenir compte du fait que cette étude fait suite à une crise écologique majeure (Mayot *et al. in press*). La répartition des palourdes en 2019 est donc la conséquence de cette crise de 2018. Comme aucun schéma de distribution n'est clairement obtenu en fonction de la structure sédimentaire ou des paramètres hydrologiques, les zones de survie (ou de refuge) devraient probablement être liées à une force hydrodynamique très locale qui aurait pu préserver ces zones de conditions anoxiques.

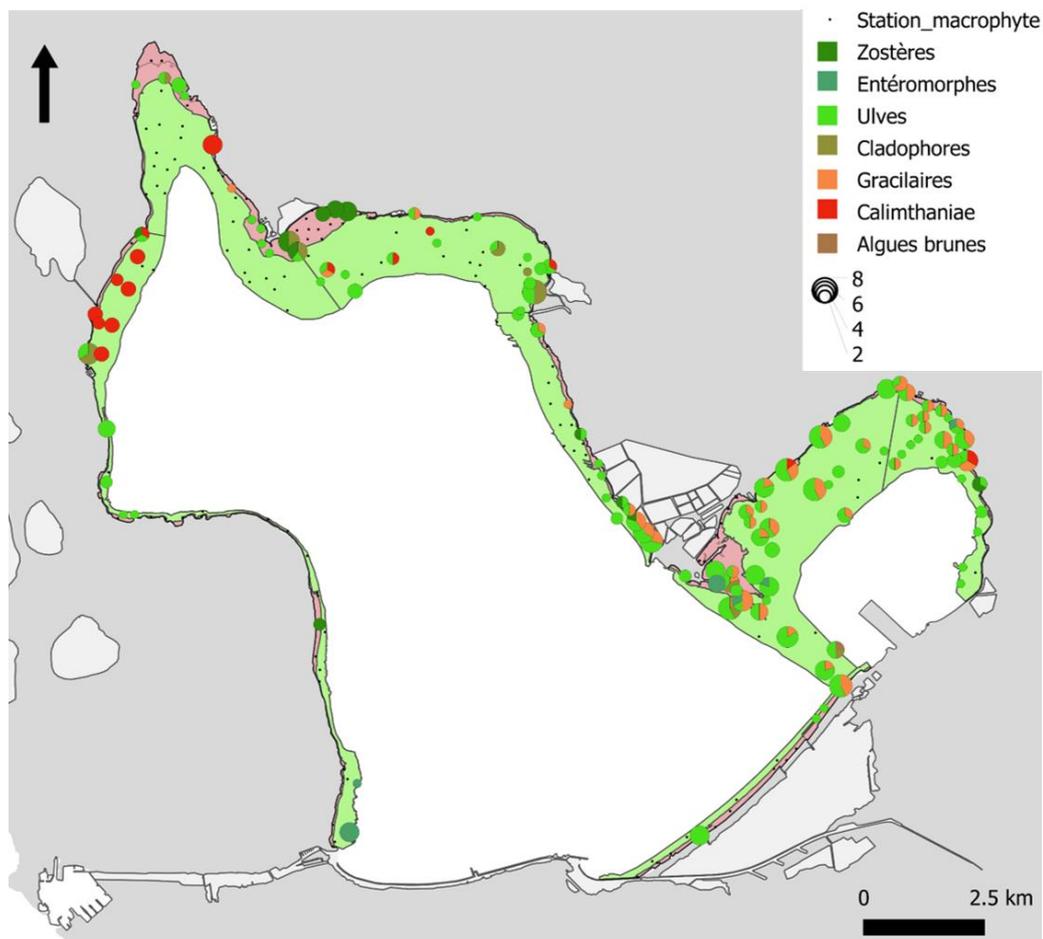


Figure 14. Répartition spatiale des groupes de macrophytes en fonction des strates.

3.10. Cas de la strate Sud-ouest Profond (SP)

Dans la partie 3.4, il est abordé la particularité de la strate Sud-ouest Profond (SP). Cette strate contient 332,66 millions d'individus correspondant à une biomasse de 1 909,56 tonnes. Cela représente 60 % de l'abondance totale et 66 % de la biomasse totale de l'ensemble de la zone échantillonnée dans l'étang de Berre (Annexe 3). De plus, cette strate a les écarts types les plus importants pour les résultats moyens d'abondance et de biomasse, respectivement $300,33 \text{ ind.m}^{-2} \pm 275,86$ et $1\,724 \text{ g.m}^{-2} \pm 1\,674,48$ (Tableau 2).

Le détail des résultats de cette strate permet d'expliquer la particularité de la strate Sud-ouest Profond (Tableau 3). Une des stations de cette strate a des densités très élevées par rapport aux autres stations, c'est la station SP2 avec des densités supérieures à $2\,000 \text{ ind.m}^{-2}$. Cette station représente ainsi à elle seule **93 % de l'abondance totale** de la strate SP et **98 % de sa biomasse totale**. Pourtant, à l'échelle de la strate, la station SP2 représente seulement 0,18 % de la superficie de la strate SP.

Le phénomène observé sur la station SP2 met en évidence la répartition en patch des palourdes japonaises dans le sédiment (Beninger et Boldina 2014). De plus, cette station est la moins profonde de la strate (2,2 m) ce qui peut également expliquer ces fortes densités par rapport aux autres stations profondes de cette strate (Tableau 3).

Tableau 3. Détails des résultats d'effectifs et de biomasse de la strate SP échantillonnées le 22 mai 2019.

Site	Profondeur (m)	Réplikat	Nombre de palourdes par quadrat (0.25 m ²)	Effectif (nombre de palourdes.m ²)	Biomasse (g.m ⁻²)
SP0	2,8	1	0	0	0
SP0	2,8	2	0	0	0
SP0	2,8	3	0	0	0
SP1	3,6	1	0	0	0
SP1	3,6	2	1	4	0,97
SP1	3,6	3	0	0	0
SP10	3,8	1	14	56	47,82
SP10	3,8	2	13	52	51,71
SP10	3,8	3	8	32	30,20
SP2	2,2	1	509	2 036	13 271,24
SP2	2,2	2	555	2 220	13 795,31
SP2	2,2	3	618	2 472	13 516,88
SP3	2,6	1	22	88	9,99
SP3	2,6	2	9	36	19,91
SP3	2,6	3	53	212	632,06
SP7	2,6	1	0	0	0
SP7	2,6	2	0	0	0
SP7	2,6	3	0	0	0
SP8	3,9	1	0	0	0
SP8	3,9	2	0	0	0
SP8	3,9	3	0	0	0
SP9	2,5	1	0	0	0
SP9	2,5	2	0	0	0
SP9	2,5	3	0	0	0

4. Conclusion

Pendant la campagne d'évaluation de l'état du peuplement de palourdes japonaises de 2019, la densité moyenne était de **33,59 ind.m⁻² ± 73,14** pour la zone échantillonnée entre 0 et 5 m soit 38,78 km² (Tableau 2). L'abondance totale était de **552,07 millions d'individus ± 75,02** représentant une biomasse de **2 903,62 tonnes ± 432,68** (Annexe 3).

En comparaison, l'abondance totale en palourde japonaise en 2014 dans le golfe du Morbihan était de 61 millions d'individus pour une biomasse de 692 tonnes. La même année, dans le bassin d'Arcachon, l'abondance totale en palourdes (japonaise, européenne et jaune) était de 2 264 millions d'individus représentant 7 138 tonnes sur les 51,86 km² échantillonnés (Sanchez *et al.* 2014). Ces dernières années, ces deux sites comptent pour 80 % de la production française en palourde (de Montaudouin *et al.* 2016).

L'histogramme de fréquence de taille pour *Ruditapes philippinarum* dans l'étang de Berre montre clairement la présence de deux cohortes : une prédominante entre 28 et 34 mm et l'autre entre 6 et 12 mm (Figure 4). Cette seconde cohorte laisse supposer un évènement de reproduction lors de l'année précédente appuyé par la présence d'une abondance totale en juvéniles (individus mesurant moins de 17 mm) de **106,78 millions ± 10,52** correspondant à **19 % du peuplement total** (Annexe 4). Dans la lagune de Venise, les palourdes japonaises mettent 8 à 10 mois pour passer de 5 - 10 mm à 25 - 40 mm, grâce à la forte concentration en nourriture (Bartoli *et al.* 2016). En supposant une croissance identique dans l'étang de Berre, cette seconde cohorte pourrait donc mesurer plus de 30 mm d'ici le printemps 2020. Cette hypothèse devra être vérifiée *via* les expériences de croissance actuellement en cours dans l'étang de Berre.

En 2019, l'abondance totale de palourdes supérieures à 30 mm (maille en vigueur lorsque la pêche était autorisée dans l'étang ^[11]) était de **193,05 ± 29,63 millions**. Cette fraction potentiellement exploitable représentait 39 % du peuplement des strates du bord (entre 0 et 2 m) et 33 % des strates profondes (entre 2 et 5 m). Les palourdes japonaises peuvent se reproduire à partir de 20 mm, et plus un individu est gros, plus sa reproduction est importante et efficace (Ivell, 1981 *in* Dang 2009 ; Holland et Chew 1974). Ce stock d'individus de taille supérieure à 30 mm permettra aux palourdes japonaises de recoloniser le milieu dans les années à venir.

D'après les relevés du GIPREB en 2017 (avant l'ouverture de la pêche à pied aux professionnels), le stock exploitable par les pêcheurs (entre 0 et 2 m) était estimé à 2 200 tonnes (GIPREB, *com. interne*) alors qu'au printemps 2019, il était de **582,26 tonnes ± 78,21** (Annexe 4). Cette **diminution de plus de 73 %** de la biomasse exploitable en deux ans peut en grande partie s'expliquer par la crise anoxique qu'a subi l'étang de Berre durant l'été et l'automne 2018 (GIPREB 2018). Cette crise est due à un « effet cocktail » de plusieurs facteurs : 1) Des apports d'eaux douces et de nutriments importants en 2018 *via* les rejets de la centrale hydroélectrique d'EDF (Figure 1) et la pluviométrie entraînant une stratification verticale (avec en surface une couche d'eau douce et en profondeur une couche d'eau salée) ; 2) Un été très chaud, orageux et surtout sans vent ne permettant pas le mélange des deux masses d'eau (douce et salée) ; 3) La présence de ces deux couches d'eau a limité les échanges d'oxygène entre l'atmosphère et la couche d'eau salée en profondeur ; et 4) La forte mortalité de la macrofaune, notamment des palourdes japonaises, a entraîné une demande très importante en oxygène pour dégrader cette matière organique, ce qui a accéléré la propagation de l'anoxie aux zones

¹¹ Arrêté du 29 janvier 2013 modifiant l'arrêté du 26 octobre 2012

côtières. Cette crise écologique a causé la fermeture de la pêche à pied dans l'étang de Berre ^[12], due à des mortalités très importantes et à une volonté de préservation du stock ayant survécu à cette crise.

Le peuplement de palourdes entre 0 et 5 m de profondeur au printemps 2019 est globalement très faible : dans la majorité des stations (plus de 57 %), une densité nulle a été observée (Figure 7). La distribution spatiale des palourdes japonaises dans l'étang de Berre est **très contrastée** et met en évidence la répartition en patch des palourdes (Beninger et Boldina 2014). Il y a quelques zones de très fortes densités comme la zone de Caderaou, Varage/Massane, Romaniquette ou encore l'embouchure de la Touloubre (Figure 7). 80 % des palourdes trouvées au cours de cette étude l'ont été sur seulement 10 stations (soit 4.23 % des 236 stations).

La répartition observée des palourdes japonaise ne semble pas être en lien avec les paramètres environnementaux (hydrologiques, sédimentaires, macrophytes...). Cette répartition peut être soit le résultat de compétition interspécifique (coques et moules notamment) ou le résultat de zones refuge à la suite de la crise écologique en lien avec des conditions hydrodynamiques particulières (de la crise).

Afin de suivre l'évolution du peuplement de palourdes dans l'étang de Berre, il semble important de refaire une étude de ce type assez régulièrement. Ce protocole étant assez lourd à mettre en place, quelques strates d'intérêt vont être sélectionnées pour être suivies tous les 6 mois et ainsi suivre la recolonisation des palourdes japonaises.

⁹ Arrêté du 29 janvier 2013 modifiant l'arrêté du 26 octobre 2012

¹² Arrêté n° R93-2018-08-31-0004 du 31 août 2018

Bibliographie

- Aliaume, C., Fernandez, C., Forget, P., Gramaglia, C., Grillas, P., Fiandrino, A., Nerini, D., Meule, S., Radakovitch, O., Stora, G., Truilhe-Marengo, E. and Verlaque, M. 2011. *Lagun'r - Rencontres scientifiques autour de l'étang de Berre*. 14>15 mars 2011 au forum, Technopôle de l'environnement Arbois-Méditerranée.
- Astruch, P. and Schohn, T. 2019. Système de surveillance des principales espèces de macrophytes dans les étangs de Berre et de Vaïne et évaluation de l'abondance de la moule de Méditerranée *Mytilus galloprovincialis*: Suivi 2019. Contrat GIS Posidonie/GIPREB, GIS Posidonie publ., Marseille.
- Audry, E. 2015. Évaluation du stock des bivalves fouisseurs sur la bordure côtière de l'étang de Berre. Mémoire de fin d'étude - Master 2. Université Blaise Pascal (Clermont-Ferrand).
- Bartoli, M., Castaldelli, G., Nizzoli, D., Fano, E. A. and Viaroli, P. 2016. Manila clam introduction in the Sacca di Goro Lagoon (Northern Italy): ecological implications. 42, 43–52.
- Bellamy, E., Lefebvre, A., Mahé, K. and De Rafélis, M. 2009. Croissance de la coque (*Cerastoderma edule*) en baie de Somme. IFREMER.
- Beninger, P. G. and Boldina, I. 2014. Fine-scale spatial distribution of the temperate infaunal bivalve *Tapes* (= *Ruditapes*) *philippinarum* (Adams and Reeve) on fished and unfished intertidal mudflats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **457**, 128–34.
- Bernard, G. 2007. Changements à long terme des peuplements de magnoliophytes d'un étang sous forte influence anthropique : l'étang de Berre (Méditerranée, France). Université de Marseille (Aix-Marseille II) - Centre Océanologie de Marseille Marseille.
- Berthou, P., Huet, J., Noël, P., Jezequel, M. and Fifas, S. 1997. Etude de la pêche de palourdes du golfe du Morbihan. IFREMER.
- Bertignac, M., Auby, I., Foucard, J., Martin, S., de Montaudouin, X. and Sauriau, P.-G. 2001. Évaluation du stock de palourdes du bassin d'Arcachon. DRVIRHIRST/2001/05. IFREMER.
- Blott, S. J. and Pye, K. 2012. Particle size scales and classification of sediment types based on particle size distributions: Review and recommended procedures. *Sedimentology*, **59**, 7, 2071–96.
- Caill-Milly, N. 2012. Relations entre l'état d'une ressource et son exploitation via la compréhension et la formalisation des interactions de socio-écosystèmes. Application à la palourde japonaise (*Venerupis philippinarum*) du bassin d'Arcachon. Université de Pau et des Pays de l'Adour.
- Caill-Milly, N., de Casamajor, M.-N., Lissardy, M., Sanchez, F. and Morandeau, G. 2003. Évaluation du stock de palourdes du bassin d'Arcachon. IFREMER.
- Cheikh, Y. B. 2017. Mécanismes de défense hématocytaires chez *Mytilus edulis* : interactions avec *Vibrio Splendidus* sp. et modulation du phénotype MXR par les contaminants environnementaux. Phdthesis, Normandie Université.
- Dang, C. 2009. Dynamique des populations de palourdes japonaises (*Ruditapes philippinarum*) dans le bassin d'Arcachon : conséquences sur la gestion des populations exploitées. Bordeaux 1.
- Dérian, F. 2015. Palourdes européennes et japonaises : une synthèse bibliographique. Life+ Europe.
- Deslous-Paoli, J.-M. 1996. Mise en Valeur des Lagunes Méditerranéennes. ATELIER : Lagunes Méditerranéennes. Programme national d'Océanographie Côtière.

- Flye Sainte Marie, J. 2007. Approche écophysiological de la maladie de l'anneau brun chez la palourde japonaise *Ruditapes philippinarum* : expérimentations et modélisation. Université de Bretagne Occidentale.
- GIPREB 2018. Crise anoxique et eutrophique de l'étang de Berre - Eté Automne 2018.
- GIPREB 2015. Observatoire du milieu - Bilan annuel des opérations 2015.
- GIPREB 2012. *Restaurer l'étang de Berre – Dossier définitif du contrat d'étang (tome 1)*.
- Holland, D. A. and Chew, K. K. 1974. Reproductive cycle of the Manila clam (*Venerupis japonica*) from Hood Canal, Washington. *Proceedings of the National Shellfisheries Association*, **64**, 53–58.
- IFREMER 2018. Pour une pêche durable => Définition d'un stock. Available online at <https://wwz.ifremer.fr/peche/Le-role-de-l-ifremer/Expertise/Diagnostics/Notions-de-base/Definition-d-un-stock> [Accessed 15 December 2020].
- Jones, G. G., Sanford, C. L. and Jones, B. L. 1993. Manila Clams: Hatchery and Nursery Methods. Innovative Aquaculture Products Ltd.
- Kang, H. Y., Lee, Y.-J., Choi, K.-S., Park, H. J., Yun, S.-G. and Kang, C.-K. 2016. Combined Effects of Temperature and Seston Concentration on the Physiological Energetics of the Manila Clam *Ruditapes philippinarum*. *PLOS ONE*, **11**, 3, e0152427.
- Le Treut, Y. 1986. La palourde. Anatomie - Biologie - Elevage - Pêche - Consommation - Inspection sanitaire. Ecole nationale vétérinaire de Nantes Nantes.
- Mahé, M. 2017. Les palourdes japonaises dans l'étang de Berre : amélioration des connaissances et mise en place d'indicateurs de gestion de la pêche. GIPREB.
- Mahé, M., Delanghe, D., Grisel, R., Poggiale, J.-C. and Mayot, N. in press. Distribution of manila clam, *Ruditapes philippinarum*, into Berre lagoon according to the environmental condition. *Vie et Milieu*.
- Mayot, N., Grisel, R., Faure, V. and Mahé, M. in press. An ecosystemic approach of an ecological crisis in Berre lagoon. *Vie et Milieu*.
- Mirallès, F. and Brach-Papa, C. 2017. Etudes sanitaires du cordon du Jaï et de l'Etang de Berre - Rapport provisoire. RST.ODE/UL/LER-PAC/17-01. IFREMER, Département des Bouches du Rhône.
- de Montaudouin, X., Arzul, I., Caill-Milly, N., Khayati, A., Labrousse, J.-M., Lafitte, C., Paillard, C., Soudant, P. and Gouletquer, P. 2016. Asari clam (*Ruditapes philippinarum*) in France: history of an exotic species 1972 – 2015. *Aquaculture*, **42**, 35–42.
- Nie, H., Chen, P., Huo, Z., Chen, Y., Hou, X., Yang, F. and Yan, X. 2017. Effects of temperature and salinity on oxygen consumption and ammonia excretion in different colour strains of the Manila clam, *Ruditapes philippinarum*. *Aquaculture Research*, **48**, 6, 2778–86.
- Sanchez, F., Caill-Milly, N., Lissardy, M. and Bru, N. 2014. Campagne d'évaluation du stock de palourdes du bassin d'Arcachon. IFREMER.
- Vincenzi, S., Caramori, G., Rossi, R. and De Leo, G. A. 2006. Estimating clam yield potential in the Sacca di Goro lagoon (Italy) by using a two-part conditional model. *Aquaculture*, **261**, 4, 1281–91.
- Vincenzi, S., Zucchetta, M., Franzoi, P., Pellizzato, M., Pranovi, F., De Leo, G. A. and Torricelli, P. 2011. Application of a Random Forest algorithm to predict spatial distribution of the potential yield of *Ruditapes philippinarum* in the Venice lagoon, Italy. *Ecological Modelling*, **222**, 8, 1471–78.

Réglementations

Par le ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie. **Arrêté du 29 janvier 2013 modifiant l'arrêté du 26 octobre 2012 déterminant la taille minimale ou le poids minimal de capture des poissons et autres organismes marins (pour une espèce donnée ou pour une zone géographique donnée) effectuée dans le cadre de la pêche maritime de loisir.** NOR : TRAM1240353A. JORF n°0045 du 22 février 2013 page 3024 texte n° 28 [en ligne] Disponible sur : <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000027093867&categorieLien=id> (consulté le 24 janvier 2017).

Par le préfet de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur, Préfet des Bouches du Rhône, Officier de la Légion d'Honneur, Chevalier de l'Ordre National du Mérite. **Arrêté n°353 du 11 juin 2015 portant encadrement des activités de pêche maritime de loisir des coquillages sur le littoral ainsi que dans les lagunes et étangs compris dans la limite de salure des eaux du département des Bouches-du-Rhône.** [en ligne] Disponible sur : <http://www.dirm.mediterranee.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/20150612101033676.pdf> (consulté le 24 janvier 2017).

Par le Comité Régional des Pêches Maritimes et des Elevages Marins de PACA. **Délibération n°40/2017 du 14 décembre 2017 fixant la liste des titulaires de la licence de pêche à pied professionnelle de coquillages dans l'étang de Berre pour la période allant de l'ouverture de la pêche en janvier 2018 au 30 avril 2018.**

Par le préfet de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur Préfet de la zone de défense et de sécurité Sud, Préfet des Bouches du Rhône. **Arrêté n° R93-2018-01-30-001 du 30 janvier 2018 portant encadrement des activités de pêche maritime professionnelle et de loisir des bivalves fouisseurs sur le littoral de l'étang de Berre et hors des limites administratives du Grand Port Maritime de Marseille** [en ligne] Disponible sur : http://www.prefectures-regions.gouv.fr/provence-alpes-cote-dazur/content/download/41474/277786/file/Recueil-r93-2018-013_2%20f%C3%A9vrier%202018.pdf (consulté le 10 mai 2018)

Par le préfet de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur Préfet de la zone de défense et de sécurité Sud, Préfet des Bouches du Rhône. **Arrêté n° R93-2018-01-31-001 du 31 janvier 2018 rendant obligatoire une délibération du Comité régional des pêches maritimes et des élevages marins de Provence-Alpes-Côte d'Azur fixant la liste des titulaires de la licence de pêche à pied professionnelle de coquillages dans l'étang de Berre jusqu' au 30 avril 2018** [en ligne] Disponible sur : http://www.prefectures-regions.gouv.fr/provence-alpes-cote-dazur/content/download/41474/277786/file/Recueil-r93-2018-013_2%20f%C3%A9vrier%202018.pdf (consulté le 10 mai 2018)

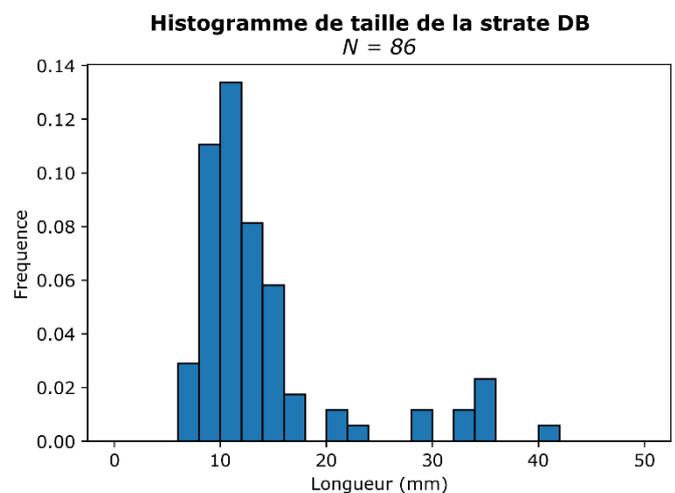
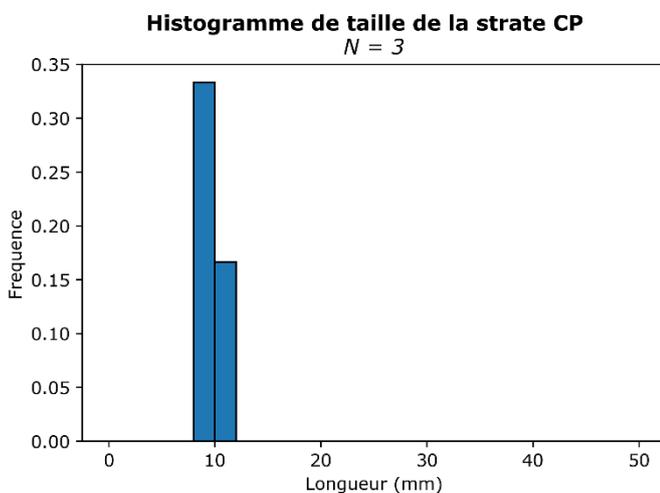
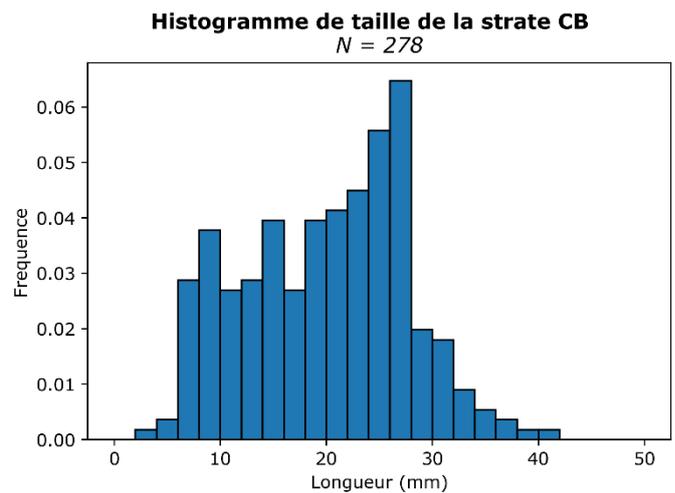
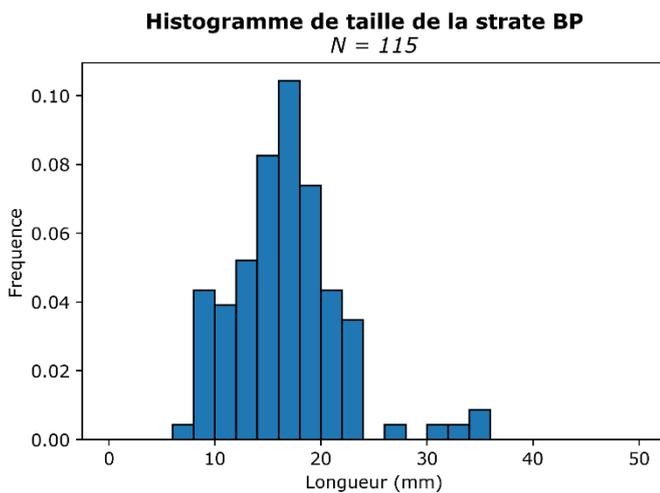
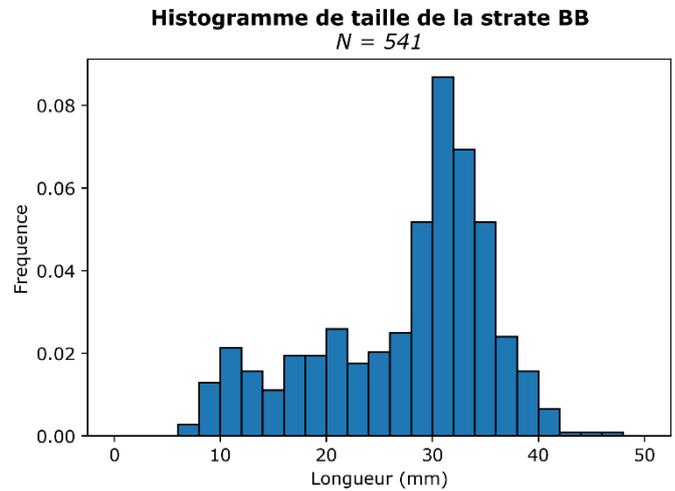
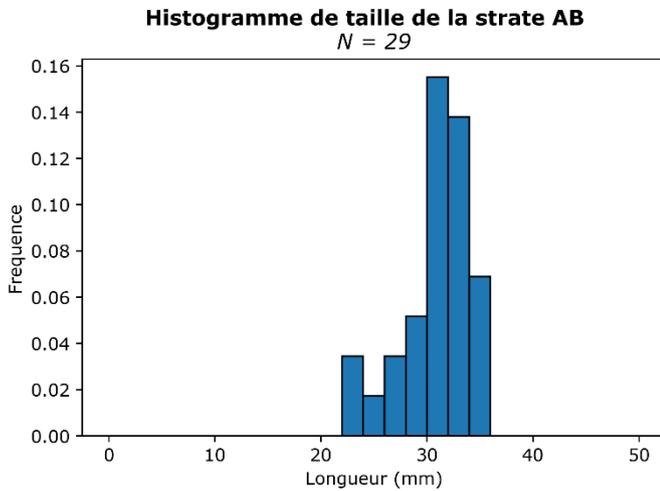
Par le Comité Régional des Pêches Maritimes et des Elevages Marins de PACA. **Délibération n°07/2018 du 26 avril 2018 fixant la liste des titulaires de la licence de pêche à pied professionnelle de coquillages dans l'étang de Berre pour la période du 1^{er} mai 2018 au 30 avril 2019.**

Par le préfet de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur Préfet de la zone de défense et de sécurité Sud, Préfet des Bouches du Rhône. **Arrêté n°R93-2018-05-07-001 du 7 mai 2018 rendant obligatoire une délibération du Comité régional des pêches maritimes et des élevages marins de Provence-Alpes-Côte d'Azur fixant la liste des titulaires de la licence de pêche à pied professionnelle de coquillages dans l'étang de Berre du 1er mai 2018 jusqu'au 30 avril 2019** [en ligne] Disponible sur : http://www.prefectures-regions.gouv.fr/provence-alpes-cote-dazur/content/download/45686/304227/file/recueil-r93-2018-041_11%20mai%202018.pdf (consulté le 14 mai 2018)

Par le préfet de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur Préfet de la zone de défense et de sécurité Sud, Préfet des Bouches du Rhône. **Arrêté n° R93-2018-08-31-0004 du 31 août 2018 portant l'interdiction de la pêche maritime professionnelle et de loisir des bivalves fouisseurs sur le littoral de l'étang de Berre et hors des limites administratives du Grand Port Maritime de Marseille** [en ligne] Disponible sur : http://www.prefectures-regions.gouv.fr/provence-alpes-cote-dazur/content/download/49886/330198/file/Recueil-r93-2018-103_11%20septembre%202018.pdf (consulté le 17 septembre 2018)

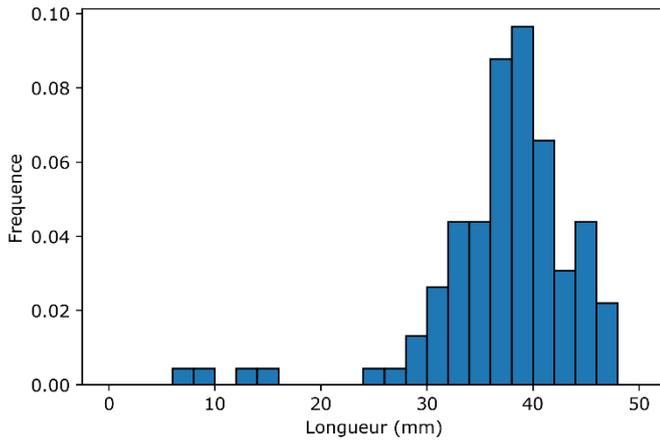
Annexes

Annexe 1. Histogramme de fréquence de taille par strate



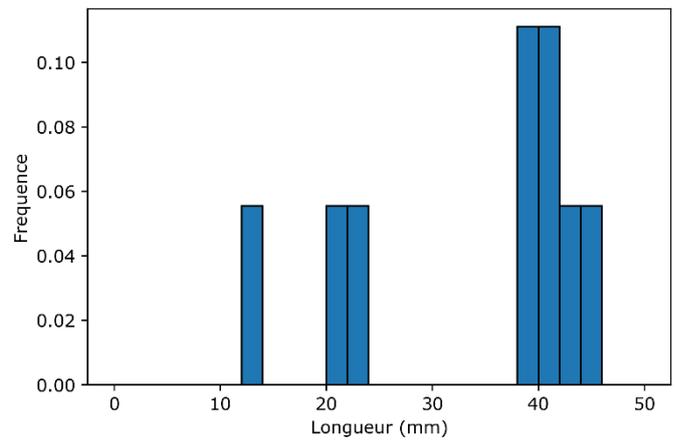
Histogramme de taille de la strate JB

N = 114



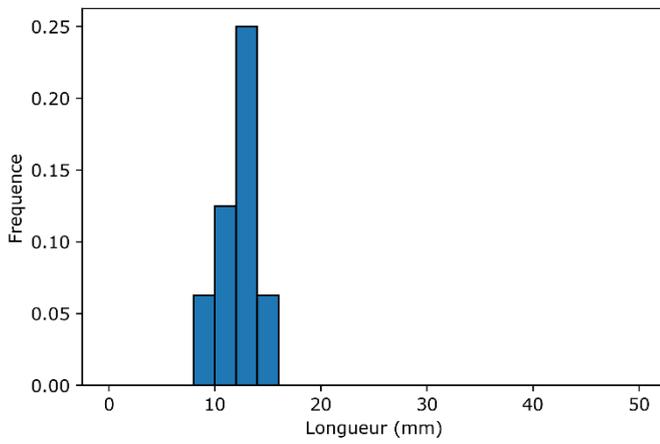
Histogramme de taille de la strate JP

N = 9



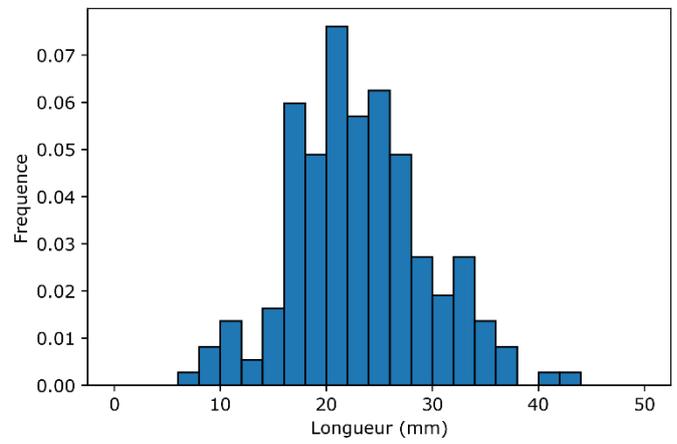
Histogramme de taille de la strate MP

N = 8



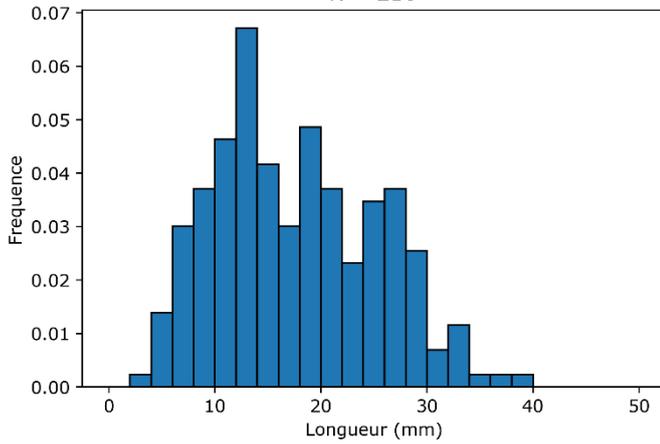
Histogramme de taille de la strate NB

N = 184



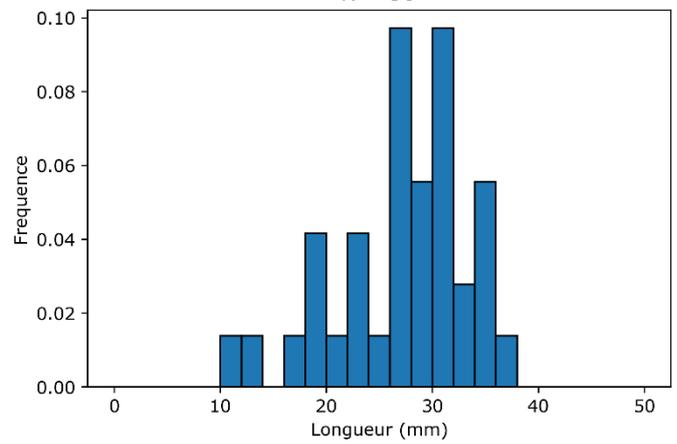
Histogramme de taille de la strate NP

N = 216



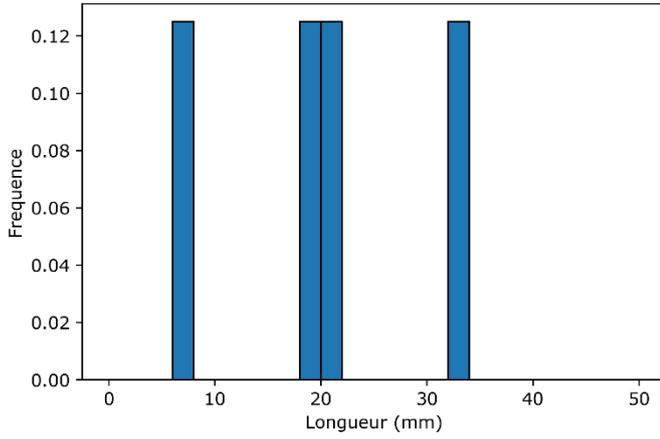
Histogramme de taille de la strate PB

N = 36



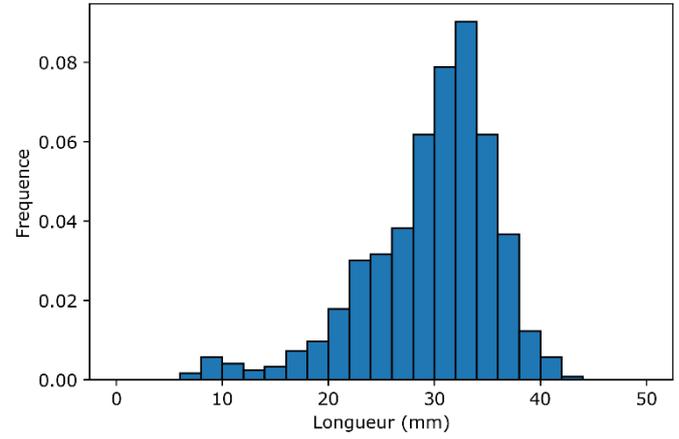
Histogramme de taille de la strate PP

N = 4



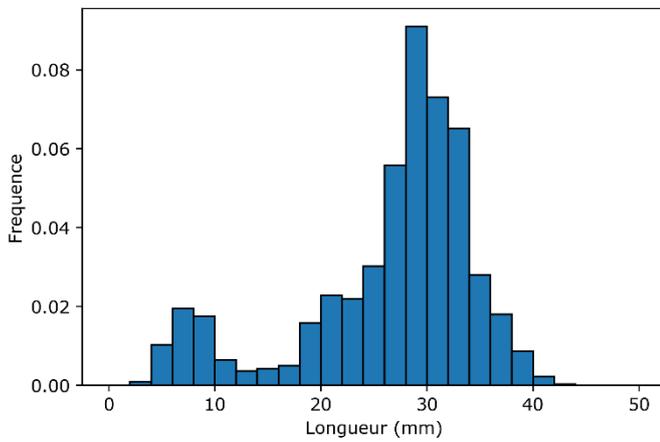
Histogramme de taille de la strate SB

N = 615



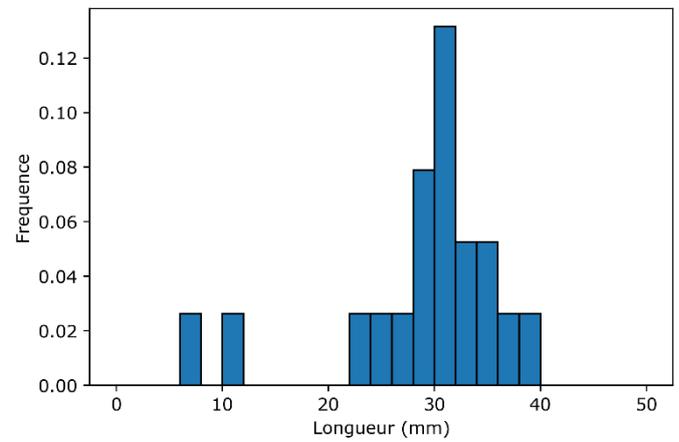
Histogramme de taille de la strate SP

N = 1802



Histogramme de taille de la strate VP

N = 19



Evaluation directe des mollusques bivalves Echantillonnage stratifié à deux niveaux

Spyros FIFAS, Patrick BERTHOU et Michèle JEZEQUEL
DRV RH Brest

L'échantillonnage est stratifié et comporte deux niveaux ; les strates sont spatiales, les unités primaires et secondaires sont de taille constante.

Taux d'échantillonnage.

Unités primaires : les unités primaires correspondent aux stations ou points géographiques tirés au hasard dans la strate. Pour une strate h donnée, le taux d'échantillonnage à ce niveau, désigné par f_{1h} , est :

$$f_{1h} = \frac{n_h \cdot \pi \cdot R^2}{S_h} \quad (1)$$

avec :

n_h = nombre de points dans la strate.

S_h = surface totale de la strate.

R = rayon d'activité du bateau océanographique autour des coordonnées du point moyen demandé ("point théorique"). On suppose, en fait, que le navire travaille dans un cercle autour d'un point. Ce rayon est une fonction croissante de la longueur du bateau et de la fiabilité des moyens de navigation mis en oeuvre (GPS, SYLEDIS, etc.) ; le rôle du patron (aptitude de navigation, adaptation aux appareils, etc.) doit également intervenir, mais il est difficile à quantifier. En l'absence d'éléments précis, la valeur de ce rayon est fixée arbitrairement à 25 mètres.

Unités secondaires : les unités secondaires correspondent aux coups de benne Hamon réalisés par point. Dans la strate h, le taux d'échantillonnage à ce niveau, désigné par f_2 , est égal à :

$$f_2 = \frac{k}{4 \cdot \pi \cdot R^2} \quad (2)$$

avec :

k = nombre de bennes par point (ou station), fixé à 2.

Note : Ce taux d'échantillonnage n'est pas indiqué selon la strate h comme celui du premier niveau. On considère, en fait, par simplification, que la taille de l'échantillon unitaire (coup de benne ; 0,25 m²), le rayon d'activité du bateau autour du "point standard" et le nombre de coups de benne par point sont constants.

Nombre d'échantillons par niveau.

Premier niveau : soit N_h le nombre total de points réalisables dans la strate. On doit avoir :

$$f_{1h} = \frac{n_h \cdot \pi \cdot R^2}{S_h} = \frac{n_h}{N_h} \quad (3)$$

$$\text{Donc : } N_h = \frac{S_h}{\pi \cdot R^2}.$$

La probabilité d'intersection entre deux unités d'échantillonnage a été considérée comme nulle.

Deuxième niveau : le nombre potentiel d'unités d'échantillonnage est : $4 \cdot \pi \cdot R^2$.

Estimateurs.

Pour une strate h donnée, l'estimateur de l'effectif moyen ou de la biomasse moyenne sur 0,25 m², représenté par \bar{x}_h , est :

$$\bar{x}_h = \frac{\sum_{i=1}^{n_h} x_{ih}}{n_h} = \frac{\sum_{i=1}^{n_h} \sum_{j=1}^k x_{ijh}}{k \cdot n_h} \quad (4)$$

x_{ijh} est l'effectif capturé par coup de benne j, réalisé sur le point i de la strate h.

Pour le calcul d'une estimation de la variance associée, on fera appel aux notions d'espérance et de variance conditionnelles. La formulation générale du problème donne (E désigne l'espérance mathématique et V la variance) :

$$V(\Theta) = V_1[E_2(\Theta)] + E_1[V_2(\Theta)] \quad (5)$$

La variance est constituée de deux termes. Le premier se rapporte à la variance entre les unités primaires (variance inter-unités), le second se réfère aux unités secondaires au sein des unités primaires (variance intra-unités).

Le premier terme à droite de l'équation (5), $V_1[E_2(\Theta)]$, est :

$$V_1\left[E_2(\bar{x}_h)\right] = \left(1 - \frac{n_h \cdot \pi \cdot R^2}{S_h}\right) \cdot \frac{s_{1h}^2}{n_h} \quad (6)$$

En considérant que l'échantillonnage au deuxième niveau est aléatoire simple, on obtient :

$$V_2(\bar{x}_h) = \left(1 - \frac{k}{4 \cdot \pi \cdot R^2}\right) \cdot \frac{1}{n_h^2} \cdot \frac{\sum_{i=1}^{n_h} s_{2ih}^2}{k} \quad (7)$$

E_1 de l'équation (5) se présente comme suit :

$$E_1\left[\frac{\sum_{i=1}^{n_h} s_{2ih}^2}{n_h}\right] = \frac{\sum_{i=1}^{N_h} s_{2ih}^2}{N_h} = s_{2h}^2 \quad (8)$$

donc :

$$E_1\left[V_2(\bar{x}_h)\right] = \left(1 - \frac{k}{4 \cdot \pi \cdot R^2}\right) \cdot \frac{s_{2h}^2}{k \cdot n_h} \quad (9)$$

Finalement, la variance de l'estimateur, $V(\bar{x}_h)$, est égale à :

$$V(\bar{x}_h) = \left(1 - \frac{n_h \cdot \pi \cdot R^2}{S_h}\right) \cdot \frac{s_{1h}^2}{n_h} + \left(1 - \frac{k}{4 \cdot \pi \cdot R^2}\right) \cdot \frac{s_{2h}^2}{k \cdot n_h} \quad (10)$$

Pour estimer cette variance à partir de l'échantillon existant, il est nécessaire de disposer d'une estimation non biaisée de s_{1h}^2 et s_{2h}^2 . On peut démontrer qu'un estimateur non biaisé de s_{1h}^2 est donné par :

$$s_{1h}^2 = \left(1 - \frac{k}{4 \cdot \pi \cdot R^2}\right) \cdot \frac{s_{2h}^2}{k} \quad (11)$$

Finalement, l'expression de la variance de l'estimateur, $V(\bar{x}_h)$, s'écrit :

$$\boxed{V(\bar{x}_h) = \left(1 - \frac{n_h \cdot \pi \cdot R^2}{S_h}\right) \cdot \frac{s_{1h}^2}{n_h} + \frac{n_h \cdot \pi \cdot R^2}{S_h} \cdot \left(1 - \frac{k}{4 \cdot \pi \cdot R^2}\right) \cdot \frac{s_{2h}^2}{k \cdot n_h}} \quad (12)$$

avec :

$$s_{1h}^2 = \frac{\sum_{i=1}^{n_h} (x_{ih} - \bar{x}_h)^2}{n_h - 1} \quad (13)$$

$$s_{2h}^2 = \frac{\sum_{i=1}^{n_h} \sum_{j=1}^k (x_{ijh} - \bar{x}_{ih})^2}{n_h \cdot (k-1)} \quad (14)$$

L'estimateur "effectif (ou biomasse) total (e) sur la strate h", désigné par T_h , est donné par :

$$T_h = 4 \cdot S_h \cdot \bar{x}_h \quad (15)$$

La variance correspondante, $V(T)$, est égale à :

$$V(T_h) = 16 \cdot S_h^2 \cdot V(\bar{x}_h) \quad (16)$$

Annexe 3. Effectif (millions d'individus) et biomasse (tonnes) totaux par strate

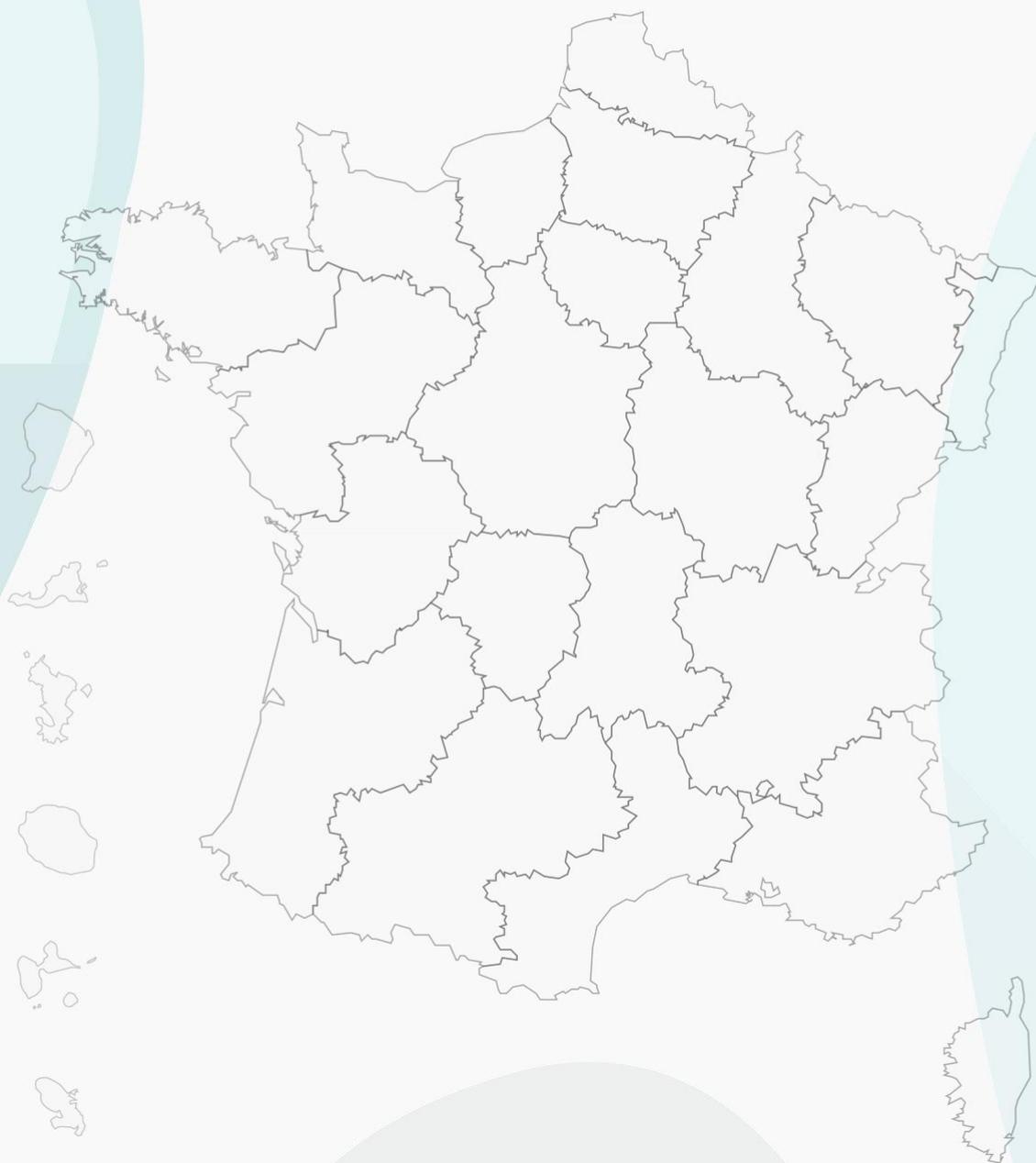
	Nom	ID	Profondeur (m)	Effectif (millions d'individus)		Biomasse (tonnes)	
				Totale	σ	Totale	σ
Bord Superficie < 1 km ²	Rognac Bord	RB	0-2	0	0	0	0
	Aéroport Bord	AB	0-2	1,90	1,47	14,10	11,35
	Vaine nord-est Bord	VB	0-2	0	0	0	0
	Merveille est Bord	MB	0-2	0	0	0	0
	Sud-ouest Bord	SB	0-2	38,65	33,32	278,35	238,75
	Nord-ouest Bord	NB	0-2	12,72	7,67	47,22	29,37
	Bouquet Bord	BB	0-2	36,58	18,59	233,10	108,48
	Jaï Bord	JB	0-2	7,87	2,81	110,02	38,86
	Délimonage Bord	DB	0-2	5,70	2,45	8,45	2,94
Bord Superficie > 1 km ²	Pointe Berre Bord	PB	0-2	4,80	2,95	27,45	20,50
	Anse Saint-Chamas Bord	CB	0-2	36,20	22,26	99,96	70,48
Profond Superficie < 5 km ²	Jaï Profond	JP	2-5	1,75	0,66	21,97	13,63
	Sud-ouest Profond	SP	2-5	332,66	305,56	1 909,56	1 854,71
	Bouquet Profond	BP	2-5	21,41	5,47	31,35	7,43
	Nord-ouest Profond	NP	2-5	42,13	20,36	88,22	56,22
	Vaine sud Profond	VP	2-5	3,69	3,28	25,54	25,30
Profond Superficie > 5 km ²	Anse Saint-Chamas Profond	CP	2-5	0,93	0,52	0,20	0,11
	Merveille Profond	MP	2-5	2,95	1,27	1,34	0,63
	Pointe Berre Profond	PP	2-5	2,14	1,26	6,79	5,00
				Totale	σ	Totale	σ
				552,07	75,02	2 903,62	432,68

Annexe 4. Effectif (millions d'individus) et biomasse (tonnes) totaux par strate sur les palourdes supérieures à 30 mm et inférieures à 17 mm

	Nom	ID	PALOURDES SUPERIEURES A 30 MM				PALOURDES INFERIEURES A 17 MM			
			Effectif (10 ⁶)		Biomasse (tonnes)		Effectif (10 ⁶)		Biomasse (tonnes)	
			Totale	σ	Totale	σ	Totale	σ	Totale	σ
Bord Superficie < 1 km ²	Rognac Bord	RB	0	0	0	0	0	0	0	0
	Aéroport Bord	AB	1,38	0,95	11,63	8,14	0	0	0	0
	Vaine nord-est Bord	VB	0	0	0	0	0	0	0	0
	Merveille est Bord	MB	0	0	0	0	0	0	0	0
	Sud-ouest Bord	SB	22,06	18,12	213,62	171,49	1,51	0,84	0,66	0,35
	Nord-ouest Bord	NB	1,87	2,29	18,40	23,64	2,00	1,69	1,46	1,32
	Bouquet Bord	BB	18,80	10,76	182,17	104,64	5,61	4,14	2,96	2,26
	Jaï Bord	JB	7,25	2,68	108,17	38,12	0,28	0,35	0,11	0,15
	Délimonage Bord	DB	0,46	0,48	5,29	5,11	4,77	2,15	1,76	0,78
Bord Superficie > 1 km ²	Pointe Berre Bord	PB	1,87	1,40	16,71	12,48	0,40	0,54	0,25	0,43
	Anse Saint-Chamas Bord	CB	2,86	2,14	26,27	20,78	13,28	6,70	5,89	3,72
Profond Superficie < 5 km ²	Jaï Profond	JP	1,17	1,22	20,91	22,20	0,19	0,60	0,09	0,27
	Sud-ouest Profond	SP	129,78	119,83	1 183,53	1 096,72	42,46	23,86	8,81	5,72
	Bouquet Profond	BP	0,74	0,91	6,81	8,29	10,80	3,26	6,25	1,99
	Nord-ouest Profond	NP	2,15	2,14	20,01	19,67	20,67	7,75	8,22	3,37
	Vaine sud Profond	VP	2,14	2,07	19,54	18,92	0,39	0,57	0,07	0,11
Profond Superficie > 5 km ²	Anse Saint-Chamas Profond	CP	0	0	0	0	0,93	1,58	0,20	0,33
	Merveille Profond	MP	0	0	0	0	2,95	2,24	1,34	1,03
	Pointe Berre Profond	PP	0,53	1,61	4,62	13,93	0,53	1,61	0,06	0,18
			Totale	σ	Totale	σ	Totale	σ	Totale	σ
			193,05	29,63	1 837,69	270,42	106,78	10,52	38,13	2,97

Annexe 5. Densité moyenne (nombre d'individus / m²) et effectif (millions d'individus) par strate pour les palourdes, les coques et les abras. L'espèce majoritaire de la strate est notée en rouge.

ID	PALOURDES				COQUES				ABRA				
	Densité	σ	Effectif	σ	Densité	σ	Effectif	σ	Densité	σ	Effectif	σ	
RB	0	0	0	0	148.89	84.62	18.65	10.60	0	0	0	0	
AB	9.67	7.47	1.90	1.47	76.67	29.43	15.08	5.79	10.33	8.41	2.03	1.65	
VB	0	0	0	0	33.00	12.92	6.56	2.57	0.00	0.00	0.00	0.00	
Bord - Superficie < 1 km ²	MB	0	0	0	24.80	12.33	5.78	2.87	1.07	1.26	0.25	0.29	
	SB	136.67	117.85	38.65	33.32	40.67	18.91	11.50	5.35	2.00	5.37	0.57	1.52
	NB	35.05	21.14	12.72	7.67	4.00	2.61	1.45	0.95	1.71	2.19	0.62	0.79
	BB	80.15	40.73	36.58	18.59	11.11	5.33	5.07	2.43	4.59	3.57	2.10	1.63
	JB	13.82	4.93	7.87	2.81	0.85	0.59	0.48	0.34	0.61	0.57	0.35	0.32
	DB	7.17	3.08	5.70	2.45	20.92	7.10	16.64	5.65	0	0	0	0
Bord - Superficie > 1 km ²	PB	4.00	2.46	4.80	2.95	9.56	5.91	11.47	7.09	8.78	3.30	10.53	3.96
	CB	23.17	14.24	36.20	22.26	30.58	17.50	47.79	27.35	3.25	2.52	5.08	3.93
	JP	2.00	0.75	1.75	0.66	9.33	4.61	8.17	4.03	2.44	2.03	2.14	1.77
Profond - Superficie < 5 km ²	SP	300.33	275.86	332.66	305.56	21.00	14.58	23.26	16.15	0.83	1.12	0.92	1.24
	BP	9.02	2.31	21.41	5.47	21.10	7.99	50.08	18.96	4.00	1.79	9.49	4.24
	NP	15.16	7.33	42.13	20.36	7.65	1.21	21.26	3.37	3.44	1.08	9.56	2.99
	VP	1.27	1.13	3.69	3.28	56.07	15.39	163.38	44.86	7.73	2.00	22.53	5.84
Profond - Superficie > 5 km ²	CP	0.16	0.09	0.93	0.52	19.89	5.13	116.02	29.93	2.24	1.56	13.06	9.12
	MP	0.43	0.18	2.95	1.27	28.32	3.37	195.50	23.27	1.44	0.93	9.94	6.39
	PP	0.21	0.13	2.14	1.26	28.75	6.90	287.79	69.03	1.44	0.77	14.42	7.68
	Densité	σ	Effectif	σ	Densité	σ	Effectif	σ	Densité	σ	Effectif	σ	
	33.59	73.14	552.07	75.02	31.22	33.90	1 005.91	79.94	2.94	3.01	103.59	6.47	



Pour en savoir plus

<https://etangdeberre.org/>

Contact

Gipreb Syndicat Mixte
Cours Mirabeau
13130 Berre l'étang
04 42 74 15 51
gipreb@gmail.com