

BILAN ANNUEL 2017

OBSERVATOIRE DU MILIEU



ETANG DE BERRE
UNEXPECTED
COSTAL
LAGOON |
L'INATTENDU

Sommaire

RESUME	7
Contexte	9
1 Météorologie et apports	11
1.1 Conditions météorologiques de 2017	11
1.2 Apports par la centrale de Saint-Chamas.....	12
1.2.1 Apports d'eau	12
1.2.2 Apports de limons	12
1.2.3 Apports en azote et phosphore	12
1.3 Apports par les tributaires	13
1.4 Synthèse des apports	15
2 Compartiment « eau »	16
2.1 Température et salinité	16
2.2 Oxygène dissous	18
2.3 Nutriments	20
2.3.1 Azote inorganique : NO ₃ , NO ₂ , NH ₄	20
2.3.2 Phosphore inorganique : PO ₄	22
2.3.3 Azote et Phosphore total.....	22
2.4 Matière en suspension et transparence	25
2.4.1 MES	25
2.4.2 Disque de Secchi.....	27
2.5 Chlorophylle- <i>a</i> / Phytoplancton	28
2.6 Qualité sanitaire (nautisme)	30
2.7 Synthèse.....	31
3 Compartiment « sédiments »	32
3.1 Qualité des sédiments	32
3.2 Macrofaune benthique	32
3.2.1 Résultats du suivi 2017.....	32
3.2.2 Conclusion et caractérisation de la macrofaune dans l'étang.....	35
3.3 Suivi des peuplements de moules	37
3.4 Synthèse.....	39
4 Compartiments « Macrophytes »	40
4.1 Suivi des macrophytes.....	40
4.2 Focus sur les herbiers de zostères	44
4.2.1 Généralités sur les herbiers de zostères.....	44
4.2.2 Cartographie des herbiers : méthodes	45
4.2.3 Cartographie des herbiers : résultats et remarques	46
4.3 Synthèse.....	48

5	Informations complémentaires	49
5.1	Acquisition de données complémentaires	49
5.1.1	Echanges entre Berre-Rove-Bolmon en 2017.....	49
5.1.2	Palourdes	51
5.1.3	Données satellites	51
5.2	Projets de recherche et thèses en cours.....	53
5.2.1	PREDHYPO2	53
5.2.2	Thèse de Guillaume Marchessaux sur <i>Mnemiopsis leidyi</i>	54
5.3	Classement de l'état des masses d'eau au titre de la DCE	56
6	Conclusions	59
6.1	Conclusion sur l'état du milieu en 2017.....	59
6.2	Trajectoire écologique.....	59
6.3	Etudes à venir.....	61
7	Annexes.....	62
7.1	Figures complémentaires compartiment « eau ».....	62
	Bibliographie	66

Index des figures

Figure 1 : Carte de l'étang de Berre	10
Figure 2 : Bathymétrie de l'étang de Berre (données compilées)	10
Figure 3 : Ecart par rapport aux normes des températures de 2017. En rouge température supérieure aux normes et en bleu inférieure à la station de Marseille-Marignane (Source Infoclimat).....	11
Figure 4: Précipitations sur la station de Marseille-Marignane en 2017. Cumul mensuel (source Infoclimat).....	11
Figure 5 : Cumul hebdomadaire des apports d'eau (millions de m ³) à l'étang de Berre par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas en 2017 (données EDF).....	12
Figure 6 : Cumul hebdomadaire des apports de limons (tonnes) à l'étang de Berre par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas en 2017 (données EDF).	13
Figure 7 : Apports en eau des principaux tributaires de l'étang de Berre en 2017 (source Banque Hydro).	14
Figure 8 : Débits journaliers (m ³ .s ⁻¹) de l'Arc (bleu) et apports annuels (1.6 m ³) de l'Arc (rouge) de 2005 à 2017 (source Banque Hydro).....	14
Figure 9: Position des stations du suivi physico-chimiques du GIPREB	16
Figure 10 : Evolution de la température et salinité en 2017 : moyenne sur toutes les stations et la profondeur en fonction du temps	17
Figure 11 : Profils verticaux de la température et salinité en 2017, pour toutes les stations, à toutes les dates.	17
Figure 12 : Evolution de la température et salinité de 2013 à 2017, en moyenne verticale, pour chaque station.....	18
Figure 13 : Profils verticaux de l'oxygène (%) en 2017 pour toutes les stations et à toutes les dates.....	19
Figure 14 : Carte des 3 stations de PREDHYPO où les concentrations en oxygène sont suivies en continu.....	20
Figure 15 : Evolution temporelle des concentrations en oxygène dissous dans le bas de la colonne d'eau (environ 30cm au-dessus du fond), au site PI du programme PREDHYPO (6m de profondeur) pour les mois de juin, juillet et aout 2017.....	20
Figure 16 : Concentrations en NO ₃ , NO ₂ et NH ₄ (µM/l) en 2017 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.....	21
Figure 17 : Concentrations en PO ₄ en 2017 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.....	22
Figure 18 : : Concentrations en Azote total (µM/l) en 2017 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.....	23
Figure 19 : : Concentrations en Phosphore total (µM/l) en 2017 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.....	23
Figure 20: Moyenne glissante (7 mois) de la concentration en Azote et Phosphore total (µM/l) en surface et au fond dans l'étang de Berre entre 2007 et 2017. Les écarts-types sont indiqués en pointillés. Les histogrammes bleus représentent les apports mensuels par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas (hm ³)	24
Figure 21 : Ntot versus Ptot (en µmol/L) pour chaque année entre 2002 et 2017 : valeurs maximales sur Juin-Juillet-Aout (méthodologie RSL). Moyenne surface-fond sur toutes les stations. Les cadres correspondent aux seuils DCE.....	25
Figure 22 : Concentration en MES (mg/l) en 2017, en surface (haut) et au fond (bas) pour toutes les stations. Attention les échelles en ordonnées sont différentes.....	26
Figure 23 : Moyenne glissante (7 mois) de la concentration en MES (mg/l) total en surface et au fond dans l'étang de Berre entre 2004 et 2017. Les écarts type sont indiqués en pointillés. Les histogrammes bleus représentent les apports mensuels par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas (hm ³).	27
Figure 24 : Moyenne glissante (7 mois) de la profondeur du disque de Secchi de 2013 à 2017.	28

Figure 25: Concentration en Chlorophylle-a ($\mu\text{g/l}$) en 2017, en surface (haut) et au fond (bas) pour toutes les stations. Attention les échelles en ordonnées sont différentes. Les valeurs seuils de la DCE sont indiquées.....	29
Figure 26: Moyenne glissante (7 mois) de la concentration en Chlorophylle a ($\mu\text{g/l}$) total en surface et au fond dans l'étang de Berre entre 2004 et 2017. Les écarts type sont indiqués en pointillés. Les histogrammes bleus représentent les apports mensuels par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas (hm^3).....	30
Figure 27: Résultat de la qualité bactériologique des eaux de nautisme en 2017 sur l'étang de Berre.....	31
Figure 28: Localisation des sites de prélèvements de la Macrofaune benthique dans l'étang de Berre.....	32
Figure 29 : Benne Orange-Peel pour le prélèvement.....	33
Figure 30: Richesse spécifique (nombre d'espèces) des stations suivies mensuellement du suivi de la macrofaune benthique de l'étang de Berre.....	34
Figure 31 : Abondance moyenne (en trait plein) et minimale et maximale (en pointillés) des stations côtières du suivi de la macrofaune benthique de l'étang de Berre entre décembre 2005.....	34
Figure 32: Richesse spécifique moyenne (en trait plein) et minimale et maximale (en pointillés) des stations côtières du suivi de la macrofaune benthique de l'étang de Berre entre décembre 2005 et 2017.....	35
Figure 33: Abondance (IAM) de <i>Mytilus galloprovincialis</i> en 2017 au niveau des 31 transects étudiés dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre. (Source Gis Posidonie).....	37
Figure 34: Abondance (IAM) d' <i>Arcuatula senhousia</i> en 2017 au niveau des 31 transects étudiés dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre. (Source Gis Posidonie).....	38
Figure 35: Evolution des valeurs d'abondance (IAM) de <i>Mytilus galloprovincialis</i> et <i>Arcuatula senhousia</i> entre 2006 et 2017 au niveau des 31 stations étudiées, dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre. (Source Gis Posidonie).....	38
Figure 36 : Carte des 31 transects littoraux du suivi macrophytes.....	40
Figure 37: Evolution de 1990 à 2017 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2017 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour <i>Ulva</i> spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (Source Gis Posidonie).....	41
Figure 38: Evolution de 1990 à 2017 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et, de 1996 à 2017, de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour <i>Enteromorpha</i> spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (Source Gis Posidonie).....	42
Figure 39: Evolution de 1990 à 2017 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2017 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour <i>Cladophora</i> spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011.(Source Gis Posidonie).....	42
Figure 40: Evolution de 1990 à 2017 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2017 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour <i>Gracilaria</i> spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (Source Gis Posidonie).....	43
Figure 41 : Evolution de 1990 à 2017 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2017 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM des <i>Callithamniae</i> . NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (Source Gis Posidonie).....	43
Figure 42: Herbiers de zostères naines près de l'embouchure de l'Arc.....	44
Figure 43 : Exemple de contourage manuel d'herbiers de zostères à partir de 2 sources d'orthophotographies (+vérités terrains) au niveau de Figuerolles (Martigues).....	45

Figure 44 : Exemple de contournage manuel d'herbiers de zostères à partir de 2 sources d'orthophotographies (+vérités terrains) au niveau de Bouquet (Berre l'Etang)	45
Figure 45: Cartographie des principaux herbiers de zostères en 2017.....	46
Figure 46: Cartographie des herbiers de zostères de l'étang de Berre en 2017 (en rouge), comparativement à 1966 et à l'objectif de recolonisation défini par le conseil scientifique du GIPREB.....	47
Figure 47 : Moyenne horaire des débits mesurés (m ³ /s) dans les fenêtres et bourdigue et la marée mesurée à Fos sur la même période (source : REFMAR-SHOM). Les valeurs positives correspondent à un débit sortant de l'étang de Bolmon	49
Figure 48 : Schéma conceptuel des différents processus d'échanges entre l'étang de Bolmon, l'étang de Berre, et le canal du Rove (tiré de Faure & Meule (2017), [4]).....	50
Figure 49: Images issues du satellite Sentinel 2 pour différentes dates (générées par le GIPREB à partir des données Copernicus Sentinel-2 traitées au niveau 2A par le CNES pour le centre de données THEIA).	53
Figure 50 : Exemple d'une carte en Matière en suspension (mg/l) calculée par le GIPREB le 03-01-2017 sur la base de l'algorithme Nechad2016, à partir des données Sentinel-2-L1C de l'ESA. Le calcul a été réalisé par le logiciel ACOLITE (https://odnature.naturalsciences.be/remsem/software-and-data/acolite). L'utilisation de ces algorithmes nécessite des développements complémentaires.	53
Figure 51 : Photo de <i>Mnemiopsis leidyi</i> (Source : Guillaume Marchessaux)	55
Figure 52 : Impact de blooms de <i>Mnemiopsis leidyi</i> sur des filets de pêche (Source : C.Claeys et S.Befeld)	56
Figure 53 : Diagramme de Schramm (1999), modifié par T.Laugier : état de l'étang de Berre avant 2000, avant 2005, et en 2017. « Espèces climax » correspondent à des espèces de référence comme les zostères, et « macroalgues opportunistes » correspondent à des algues du type ulves.....	60
Figure 54: Moyenne glissante (sur 7 mois) de la concentration en nitrates (NO ₃) dans l'étang de Berre en surface et au fond. Les écart-types sont présentés en pointillés. Les apports par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas sont présentés sous forme d'histogramme.....	62
Figure 55 : Moyenne glissante (sur 7 mois) de la concentration en ammonium (NH ₄) dans l'étang de Berre en surface et au fond. Les écart-types sont présentés en pointillés. Les apports par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas sont présentés sous forme d'histogramme.....	63
Figure 56: Moyenne glissante (sur 7 mois) de la concentration en nitrites (NO ₂) dans l'étang de Berre en surface et au fond. Les écart-types sont présentés en pointillés. Les apports par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas sont présentés sous forme d'histogramme.....	64
Figure 57: Moyenne glissante (sur 7 mois) de la concentration en phosphates (PO ₄) dans l'étang de Berre en surface et au fond. Les écart-types sont présentés en pointillés. Les apports par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas sont présentés sous forme d'histogramme.....	65

RESUME

L'action du syndicat mixte GIPREB s'inscrit dans une démarche de réhabilitation environnementale du milieu aquatique de l'étang de Berre, dans une perspective à terme de retour à un écosystème équilibré de **lagune méditerranéenne profonde**. Le GIPREB a pour objet, entre autre, de suivre l'évolution de l'étang au travers de l'Observatoire du milieu. Le présent rapport décrit les résultats du suivi du milieu 2017 tout en les replaçant dans une trajectoire historique.

L'année 2017 se caractérise par des conditions météorologiques marquées par une faible pluviométrie, dont la première conséquence est que les apports des tributaires naturels de l'étang (ARC, Touloubre et Cadière) sont les plus faibles depuis 2007 (119 millions de m³ d'eau). Cette faible pluviométrie a contribué aux bons résultats de la qualité sanitaire des eaux de l'étang.

Le cumul des apports par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas s'élève, en revanche, à 1 159 millions de m³ d'eau, respectant le quota de 1,2 milliards de m³. Ces apports d'eau sont les plus importants depuis 2013 et supérieurs à la moyenne établie depuis 2005 (912 millions de m³). Les apports de limons sont particulièrement faibles : 23 740 tonnes pour la centrale EDF et 4 187 tonnes pour les rivières, ce qui a contribué à une meilleure transparence de l'eau (3,6 m en moyenne sur le disque de Secchi).

En 2017, l'eutrophisation est la plus faible jamais observée depuis 2000. Les concentrations en chlorophylle *a* sont ainsi les plus faibles depuis la mise en œuvre des nouvelles modalités de rejets d'eau douce par EDF. Selon les seuils de la DCE, le classement indiquerait des valeurs bonnes en général. Ces faibles concentrations ont participé également à la meilleure transparence de l'eau.

L'indice d'abondance moyenne des zostères calculé en 2017 est le plus important depuis 1994. Une cartographie à l'échelle de l'étang de Berre, réalisée en 2017, montre une progression des herbiers passant de 4,4 hectares en 2014 à 17,9 hectares en 2017. Cette dynamique peut s'expliquer entre autre par la meilleure transparence de l'eau et la tendance à de meilleures conditions environnementales depuis quelques années. Cependant, si cette progression est extrêmement positive, l'écart entre la surface actuelle et celle prévue par la DCE (1 500 hectares) reste considérable. De plus, la toujours forte présence des algues opportunistes nitrophiles, telles que les ulves, les cladophores ou les entéromorphes témoignent d'un écosystème toujours eutrophisé.

Si dans le cadre du suivi mensuel du GIPREB, il n'a pas été observé d'épisodes d'anoxies mais seulement quelques épisodes d'hypoxie, les mesures en continu réalisées dans le cadre du projet de recherche PREDHYPO, ont montré quant à elles la présence régulière d'épisodes d'anoxie en particulier au centre de l'étang. Cela participe à la faiblesse de la richesse spécifique de la macrofaune benthique (27 espèces dans l'ensemble des stations). Seule la bordure côtière voit se développer des espèces introduites comme les moules asiatiques et les palourdes japonaises.

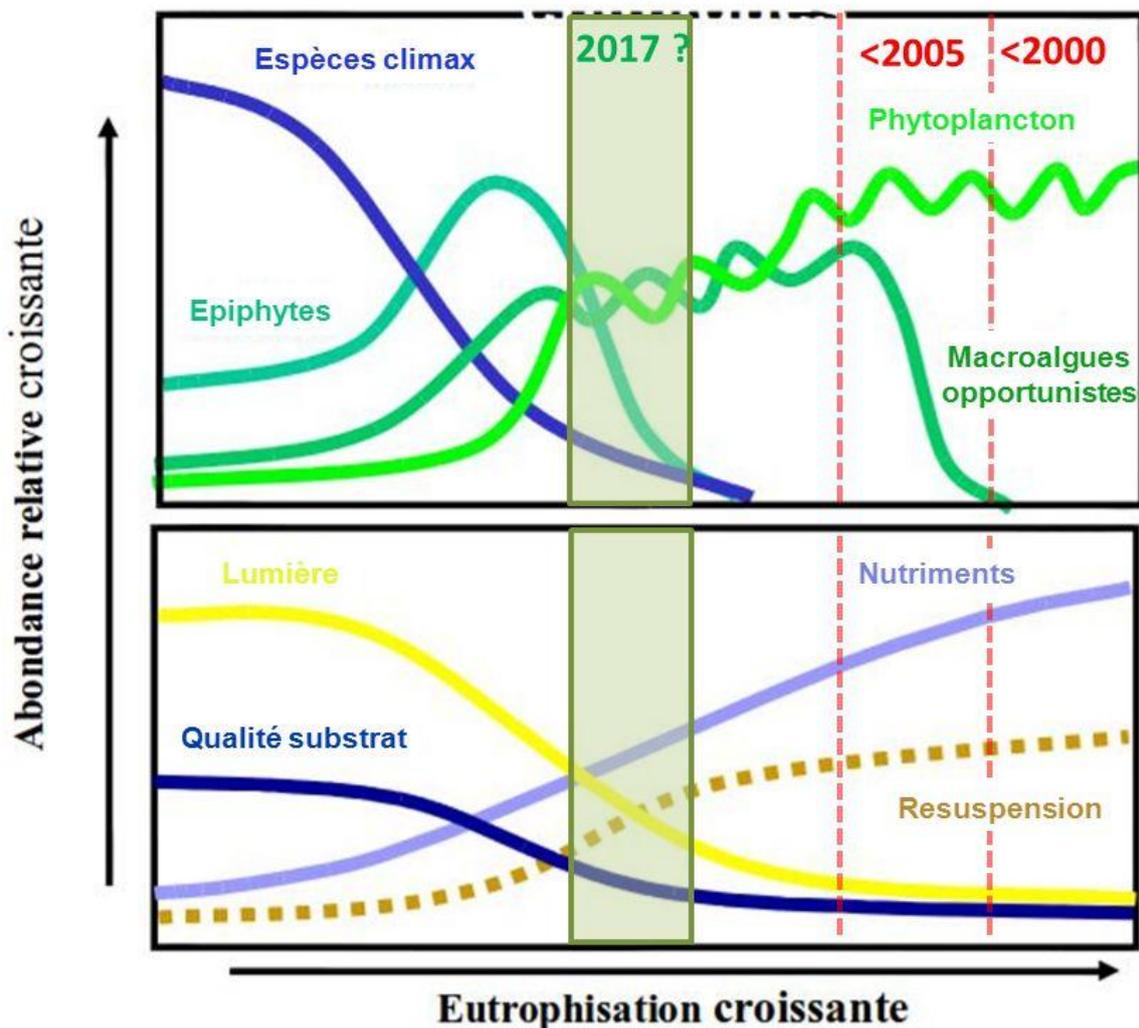


Diagramme de Schramm (1999), modifié par T.Laugier : état de l'étang de Berre avant 2000, avant 2005, et en 2017. « Espèces climax » correspondent à des espèces de référence comme les zostères, et « macroalgues opportunistes » correspondent à des algues du type ulves.

Sur une trajectoire historique (voir figure ci-dessus), la situation de l'étang en 2017 est caractérisée par :

- une diminution de la concentration en nutriments et en phytoplancton,
- le démarrage du développement des herbiers de zostères sur la bordure côtière,
- une augmentation de la clarté de l'eau,
- la présence régulière d'épisodes d'anoxie en particulier au centre de l'étang, et une richesse spécifique faible de la macrofaune benthique,
- la présence persistante des algues opportunistes nitrophiles telles que les ulves, les cladophores ou les entéromorphes,
- Des variations interannuelles de l'écosystème qui sont à présent modulées par les variations climatiques.

L'état 2017 de l'écosystème de l'étang de Berre suggère une tendance à l'amélioration, mais l'étang reste encore dans un état eutrophe et instable : dans quelle direction l'écosystème évoluera-t-il au vu des apports actuels ?

Contexte

L'Observatoire du milieu porté par le GIPREB a vocation à coordonner la production de données relatives à l'étang de Berre. Il s'agit d'une part de « bancariser » les données produites par le GIPREB mais aussi de mettre en place les outils d'exploitation des données produites par l'ensemble des partenaires universitaires, scientifiques et techniques.

Au suivi habituel portant sur les paramètres vivants du milieu et réalisé par la Mission de reconquête depuis 1994 puis enrichi par le GIPREB, s'ajoutent les résultats d'acquisitions ponctuelles, de programmes de recherches, d'expérimentations et d'études portées par des tiers.

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

Il porte sur six compartiments :

1. Le suivi des paramètres hydrologiques apporte la connaissance sur la **qualité de l'eau** en général, en particulier la salinité et les paramètres de l'eutrophisation.
2. Le suivi de la **qualité des sédiments** renseigne sur le niveau de contamination organique et métallique qui subsiste dans la couche superficielle des sédiments, ainsi que sur le stock de nutriments.
3. Le suivi des **macrophytes** et des moulières littorales permet d'appréhender chaque année l'évolution des peuplements d'algues, de phanérogames marines et de moules le long de transects répartis sur le pourtour de l'étang : détermination des espèces accompagnée d'une approche quantitative (recouvrement et abondance).
4. Le suivi **des herbiers de zostères** renseigne sur l'évolution des surfaces couvertes par les herbiers et leur vitalité.
5. Le suivi de la **macrofaune benthique** des substrats meubles renseigne sur le niveau de colonisation des fonds de l'étang, et en particulier de la zone centrale profonde.
6. Le suivi patrimonial de la **qualité sanitaire** des eaux apporte une image globale de la qualité de l'étang vis-à-vis des contaminations microbiologiques.

Ce rapport présente les résultats de l'Observatoire en 2017. Ces données sont tout d'abord décrites afin de caractériser l'état des lieux en 2017, puis elles sont replacées dans un contexte plus large afin d'estimer une trajectoire écologique.



Figure 1 : Carte de l'étang de Berre

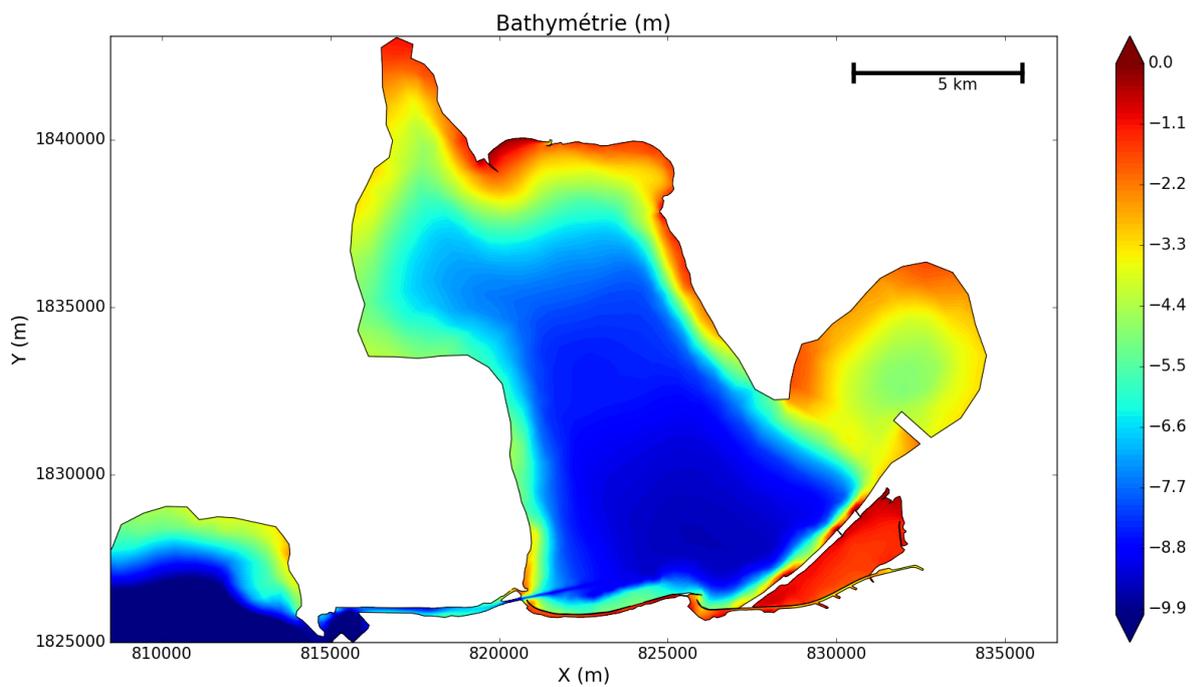


Figure 2 : Bathymétrie de l'étang de Berre (données compilées)

1 Météorologie et apports

1.1 Conditions météorologiques de 2017

L'année 2017 a été marquée par une météorologie très sèche et des températures supérieures aux moyennes habituelles (1980-2010 ; Figure 3).

En 2017, la station de Marseille-Marignane a battu le record national d'ensoleillement avec plus de 3 110 heures de soleil sur l'année. La pluviométrie a été relativement faible (Figure 4), avec 311 mm de pluie annuelle sur la station soit un apport direct par la pluie de 48 millions de m³ en baisse par rapport à la moyenne des 10 dernières années (90 millions de m³). La majorité de ces apports a eu lieu au printemps. La pluviométrie a été quasi nulle pendant la partie estivale (de juin à novembre).



Figure 3 : Ecart par rapport aux normes des températures de 2017. En rouge température supérieure aux normes et en bleu inférieure à la station de Marseille-Marignane (Source Infoclimat).

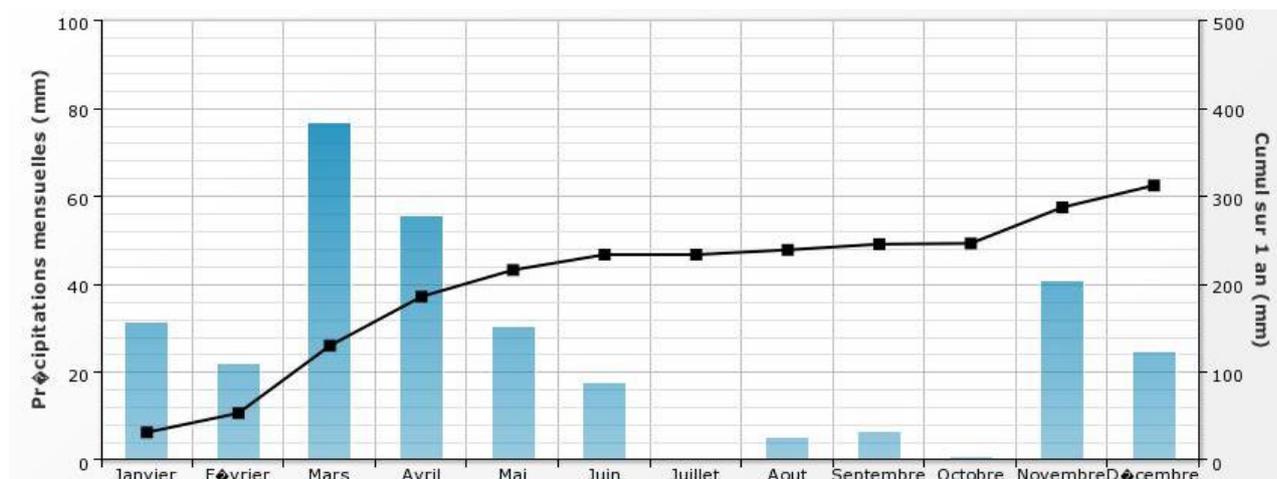


Figure 4: Précipitations sur la station de Marseille-Marignane en 2017. Cumul mensuel (source Infoclimat)

1.2 Apports par la centrale de Saint-Chamas

1.2.1 Apports d'eau

En 2017, le cumul des apports par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas s'établit à **1 159,20** millions de m³ d'eau (Figure 5), soit le plus important depuis 2013 et supérieur à la moyenne depuis les nouvelles modalités de rejets (912 millions de m³). Les apports ont eu lieu principalement en période hivernale (janvier à mars et novembre-décembre) avec une légère reprise des turbinages en mai-juin.

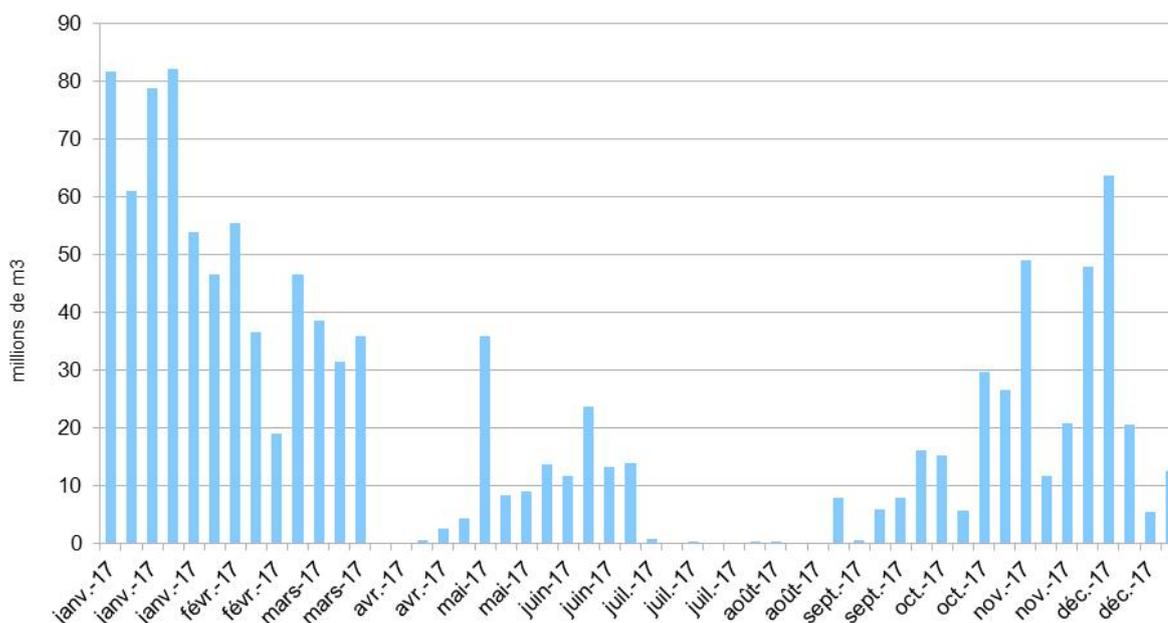


Figure 5 : Cumul hebdomadaire des apports d'eau (millions de m³) à l'étang de Berre par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas en 2017 (données EDF).

1.2.2 Apports de limons

Les apports de limons par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas ont été particulièrement faibles en 2017 avec **23 740 tonnes** (Figure 6). Il s'agit de des rejets les plus faibles depuis l'ouverture de la centrale (1966). La moyenne depuis la mise en place des nouvelles modalités de rejets en 2005 est de 50 864 tonnes.

1.2.3 Apports en azote et phosphore

Sur la base des travaux de Gouze et al (2014) [1], ces apports d'eau représenteraient des apports de 1188 tonnes d'Azote, et de 32 tonnes de Phosphore.

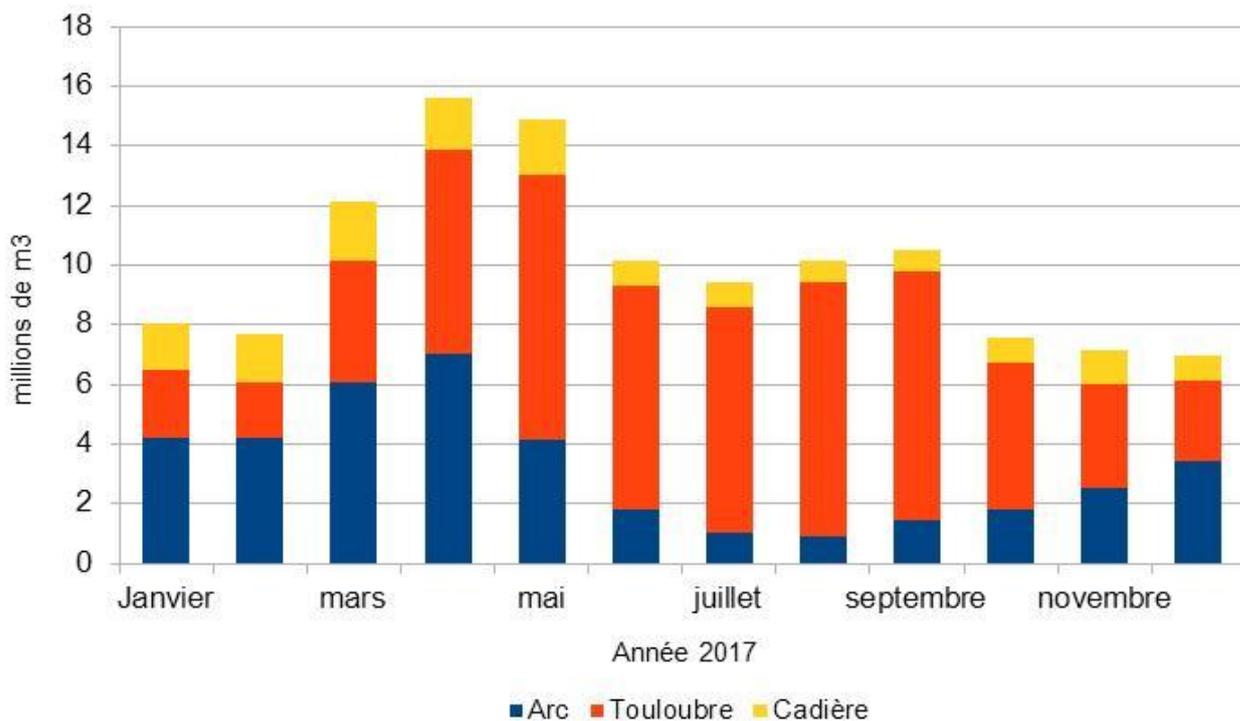


Figure 7 : Apports en eau des principaux tributaires de l'étang de Berre en 2017 (source Banque Hydro).

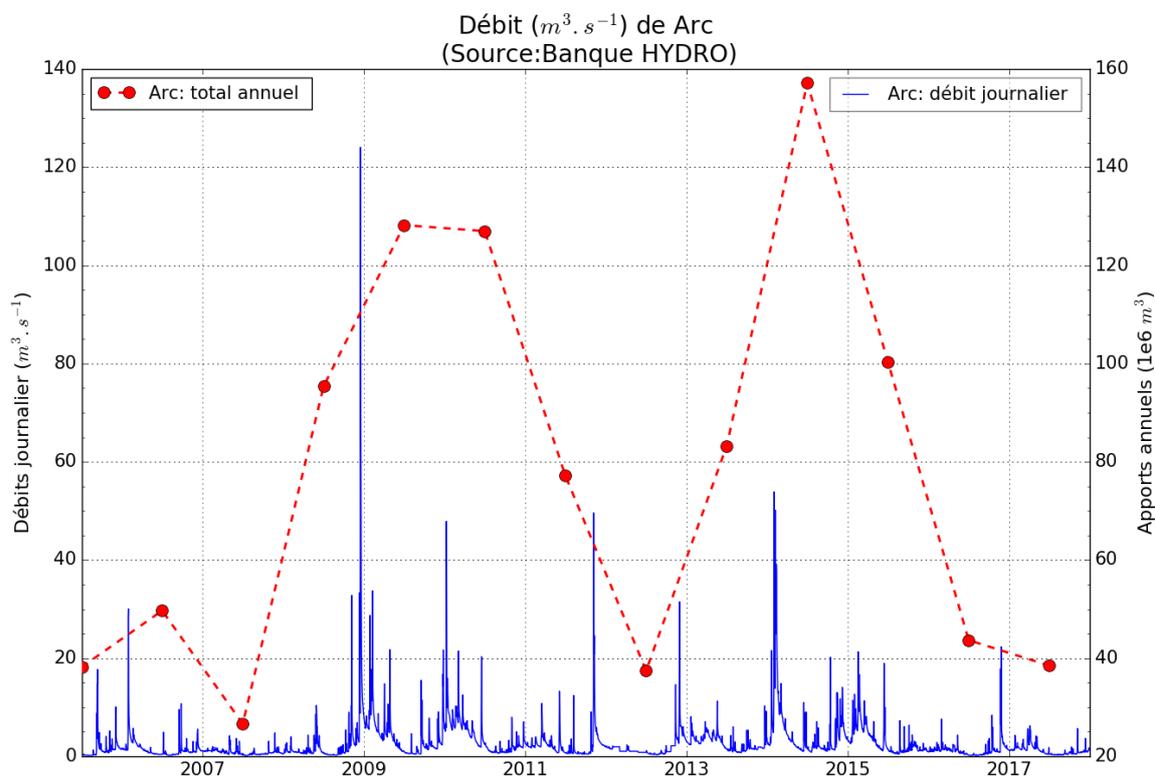


Figure 8 : Débits journaliers ($m^3.s^{-1}$) de l'Arc (bleu) et apports annuels ($1.6 m^3$) de l'Arc (rouge) de 2005 à 2017 (source Banque Hydro).

1.4 Synthèse des apports

Le Tableau 1 synthétise les différents apports en eau, azote total, phosphore total et MES dans l'étang de Berre. Il est important de noter que les mesures de l'Agence de l'Eau dans les tributaires sont des mesures mensuelles ou bimensuelles (pour azote, phosphore et MES) et peuvent ainsi sous-estimer ces apports (problématique des coups d'eau et crues).

Tableau 1 : Synthèse de apports en eaux, Azote total, Phosphore total et MES en 2017. Source : EDF, Banque HYDRO et AERMC.

	Centrale EDF de Saint- Chamas	Arc	Touloubre	Cadière
Apports d'eau (m³)	1159.20 10 ⁶	38.6 10 ⁶	66.9 10 ⁶	14.7 10 ⁶
Apports d'Azote total (tonnes)	1188	30.7	34.9	7.5
Apports de phosphore total (tonnes)	32	10.1	8	1.7
Apports en MES (tonnes)	23740	2311	1755	121

2 Compartiment « eau »

Le suivi hydrologique de l'Observatoire du milieu du GIPREB s'appuie sur un réseau de 10 stations suivies mensuellement (Figure 9). Des mesures physico-chimiques à la sonde multi-paramètres sont réalisées le long de profils verticaux. Des prélèvements d'eau sont réalisés en surface et au fond pour analyser la composition biogéochimique (nutriments, MES et chlorophylle a notamment).

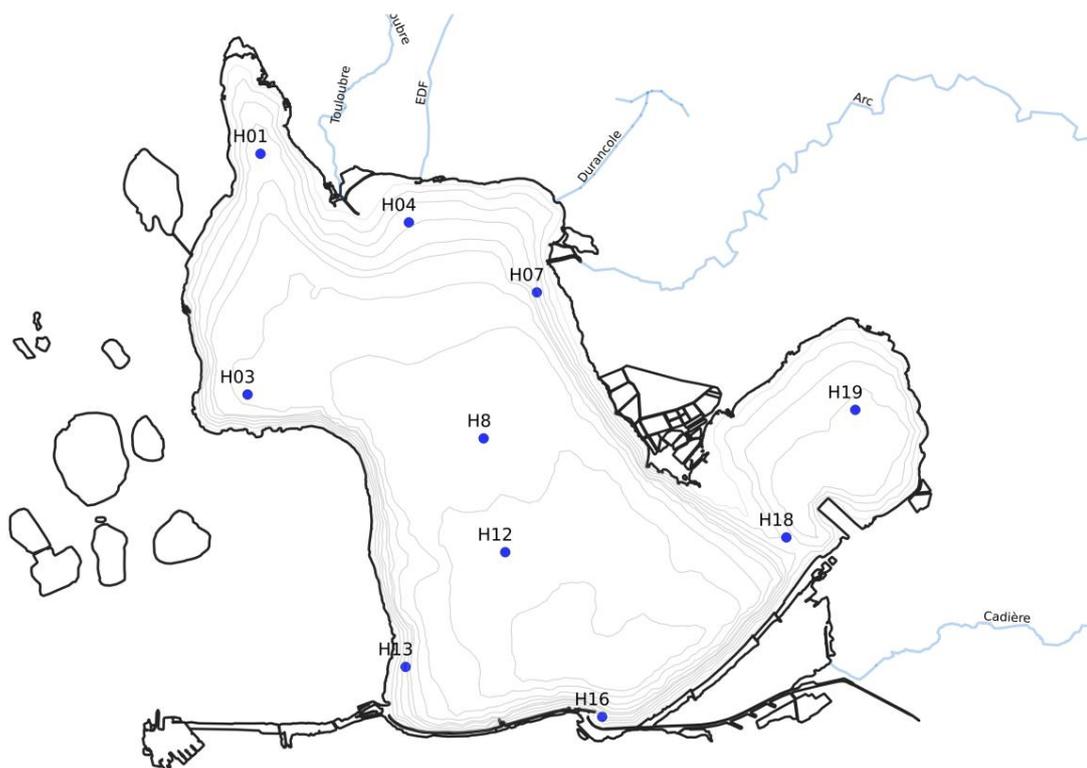


Figure 9: Position des stations du suivi physico-chimiques du GIPREB

2.1 Température et salinité

La température moyenne de l'eau a varié entre 4 et 22°C lors des mesures effectuées en 2017 (Figure 10 et Figure 11). La salinité moyenne pour ces mêmes mesures en 2017 est comprise entre 18 et 28.

Les températures sont assez homogènes sur la verticale, contrairement à la salinité qui peut montrer des variations importantes entre le fond et la surface (jusqu'à plus de 10).

La situation la plus régulière correspond à une stratification haline entre des eaux saumâtres (environ 20 de salinité) et des eaux plus marines (environ 30 à 35). Cependant, lors d'apports d'eau massifs par EDF ou les tributaires, il se produit des dessalures importantes de la couche de surface. Ces dessalures stratifient alors la colonne d'eau en trois couches aux densités différentes.

La Figure 12 présente l'évolution de ces deux paramètres depuis 2013.

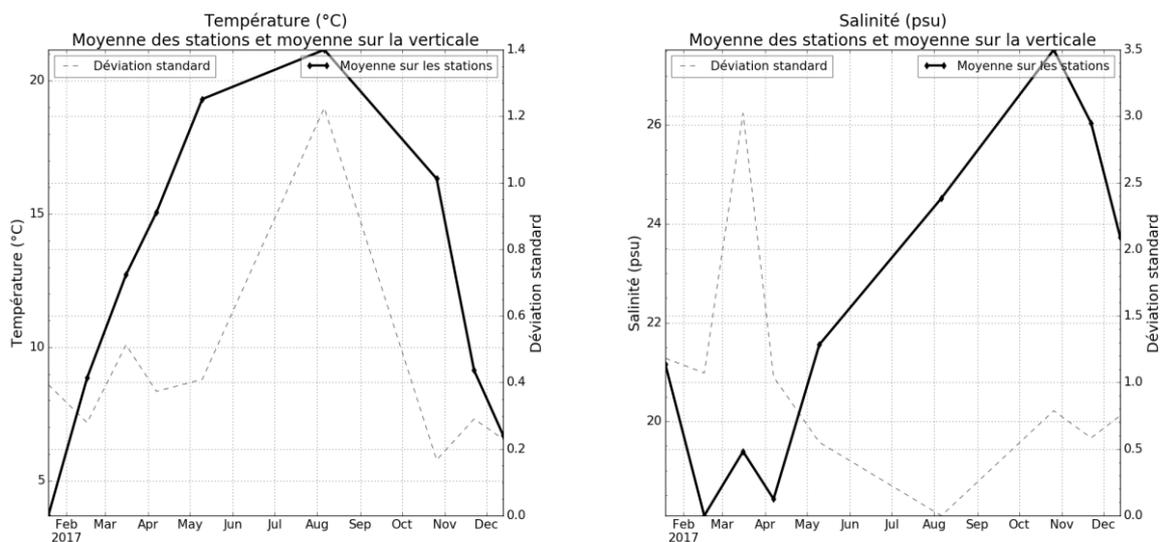


Figure 10 : Evolution de la température et salinité en 2017 : moyenne sur toutes les stations et la profondeur en fonction du temps

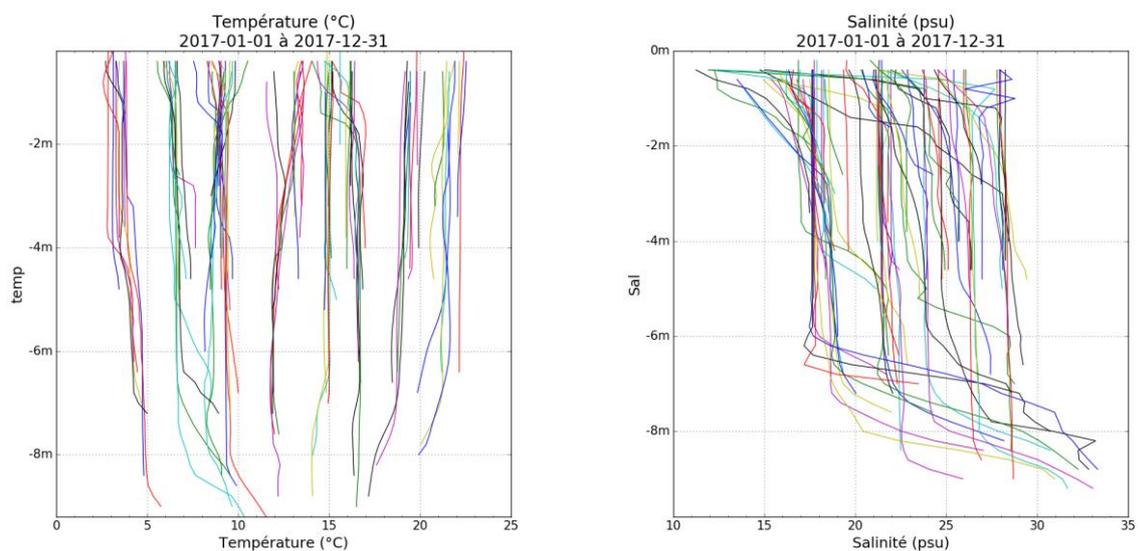


Figure 11 : Profils verticaux de la température et salinité en 2017, pour toutes les stations, à toutes les dates.

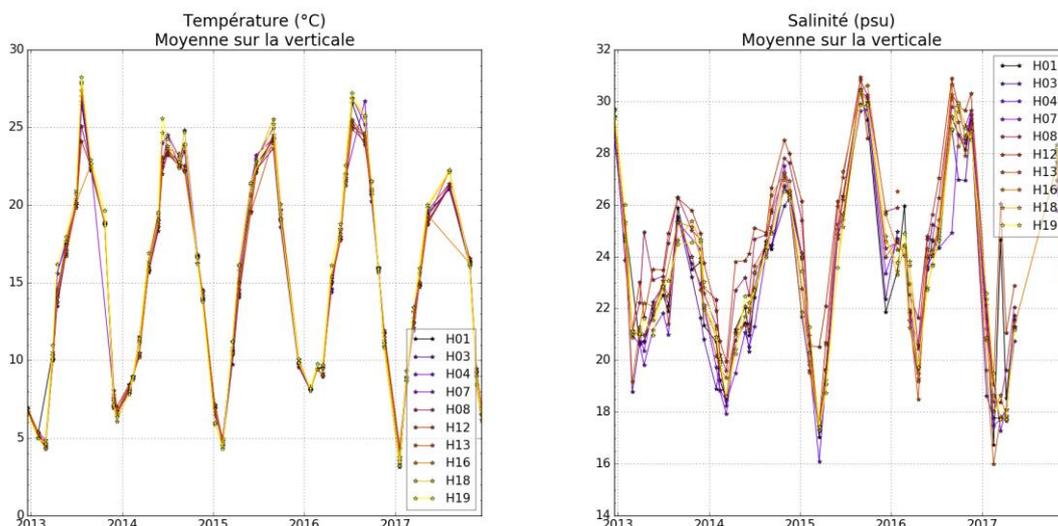


Figure 12 : Evolution de la température et salinité de 2013 à 2017, en moyenne verticale, pour chaque station

2.2 Oxygène dissous

Dans le cadre du suivi du GIPREB, il n'a pas été observé en 2017 d'épisodes d'anoxie, seulement quelques épisodes d'hypoxie (< 50 % d'oxygène dissous : Figure 13).

Cependant, des mesures en continu effectuées dans le cadre du projet de recherche PREDHYPO ont permis de mieux caractériser les concentrations en oxygène dans l'étang à trois stations différentes (voir carte Figure 14). Ces données ont, entre autre, montré la présence régulière d'épisodes d'anoxie de courte durée en particulier au centre de l'étang (PI et PA).

Sylvain Rigaud, responsable scientifique du programme PREDHYPO, explique que: « *durant l'année 2017, le bilan du suivi des concentrations en oxygène dissous dans le bas de la colonne d'eau de l'étang de Berre sur trois sites situés à 3.5 m, 6.0 m et 8.5 m montrent d'extrêmes variations en fonction de la profondeur et du temps. Les concentrations moyennes annuelles montrent des déficits en oxygène marqués sur les trois sites et qui tendent à croître avec la profondeur, passant en moyenne de 79 % à 3.5 m, 62 % à 6.0 m et 52 % à 8.5 m (exprimées en % de saturation en oxygène, 100 % correspondant à une eau à l'équilibre avec l'atmosphère). Ces concentrations correspondent à des conditions hypoxiques (< 63 $\mu\text{mol/L}$, valeur seuil ayant un impact sur les écosystèmes aquatiques) environ 10 % du temps à 3.5 m et entre 23 et 29 % du temps plus en profondeur. Les conditions anoxiques (absence complète d'oxygène) prévalaient < 2 % du temps à 3.5 m de profondeur contre environ 14 % à 6.0 m et 8.5 m. Ces phénomènes de désoxygénation sont essentiellement marqués durant les périodes estivales et sont uniquement interrompus lors de forts coups de vent.* ».

Tableau 2: Concentration en oxygène dissous (en μM et en % de saturation), ainsi que les temps relatifs en hypoxies et anoxie au cours de l'année 2017 pour les trois stations suivis dans le cadre du programme PREDHYPO. (Données fournies par S. Rigaud). Voir carte des stations Figure 14.

	O2 (μM)	O2 (%sat)	Temps sous hypoxie	Temps sous anoxie
PO (3.5 m)	228 \pm 95	79 \pm 29	8.9 %	1.7 %
PI (6.0 m)	179 \pm 118	62 \pm 37	23 %	14 %
PA (8.5 m)	155 \pm 118	52 \pm 37	29 %	13 %

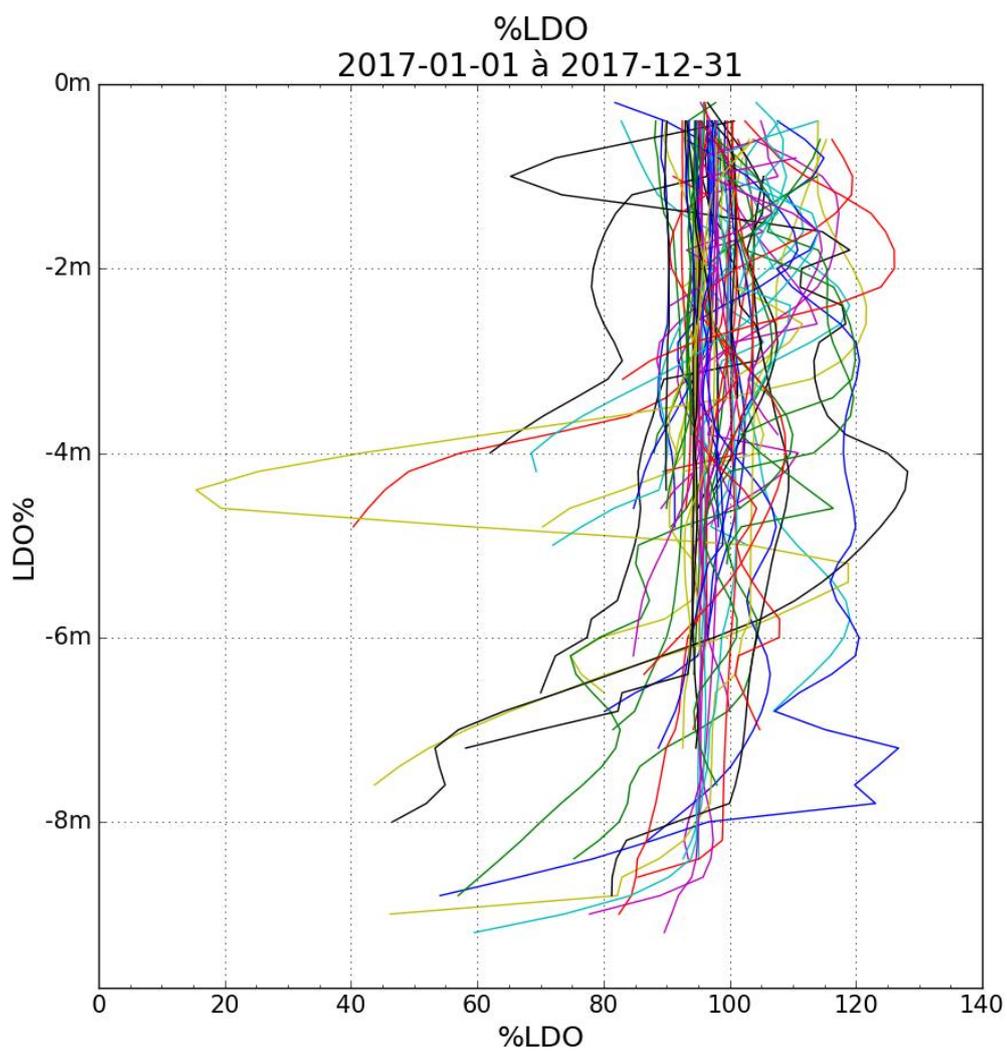


Figure 13 : Profils verticaux de l'oxygène (%) en 2017 pour toutes les stations et à toutes les dates.

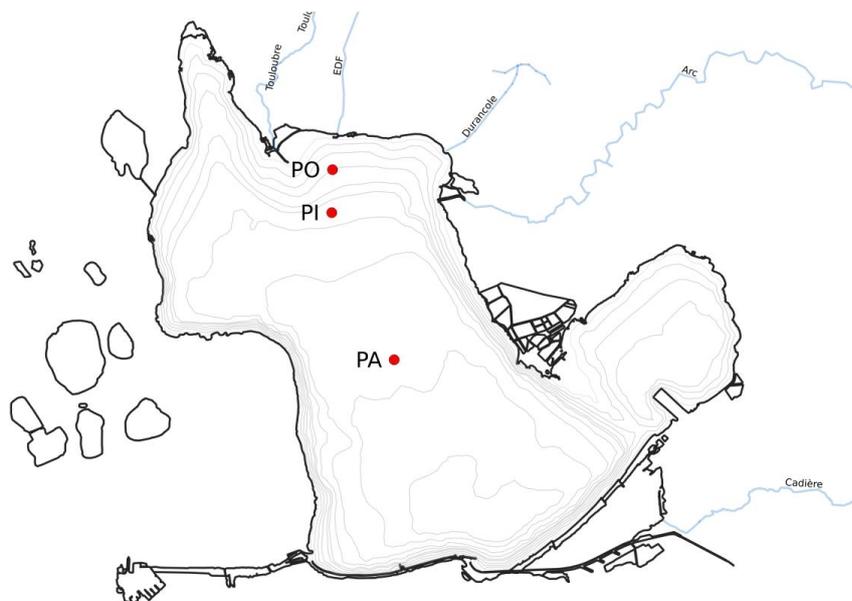


Figure 14 : Carte des 3 stations de PREDHYPO où les concentrations en oxygène sont suivies en continu.

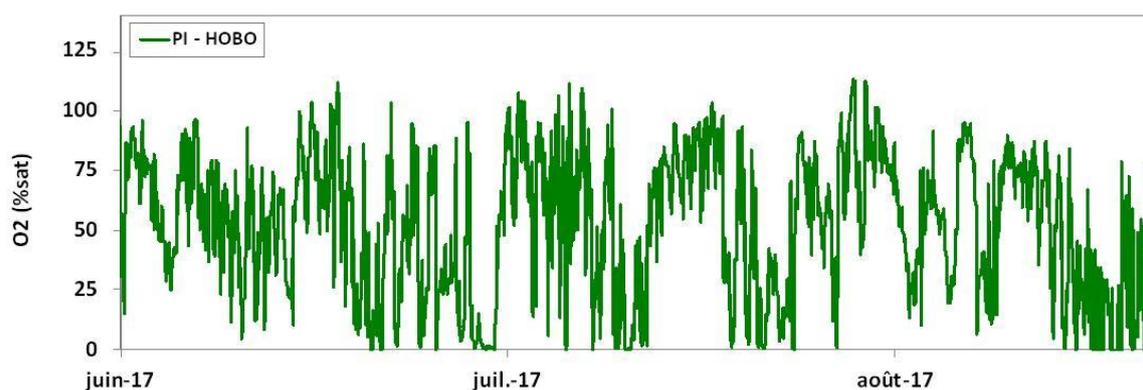


Figure 15 : Evolution temporelle des concentrations en oxygène dissous dans le bas de la colonne d'eau (environ 30cm au-dessus du fond), au site PI du programme PREDHYPO (6m de profondeur) pour les mois de juin, juillet et août 2017.

2.3 Nutriments

2.3.1 Azote inorganique : NO₃, NO₂, NH₄

L'azote inorganique dissous prend la forme de composés directement assimilables par le phytoplancton et participe donc à l'eutrophisation des milieux.

En 2017, au cours de la période hivernale, on observe des concentrations élevées en nitrates et dans une moindre mesure en nitrites (Figure 16). L'ammonium reste à des niveaux faibles. L'été, la concentration en azote inorganique est très faible en raison de la forte consommation par les organismes photosynthétiques en particulier le phytoplancton. Ces variations sont des variations saisonnières classiques.

La dynamique pluriannuelle (Figure 54 à Figure 56) montre pour l'ammonium une tendance régulière à la diminution depuis 2009. Concernant les nitrates, cette tendance existe également mais apparaît moins nettement.

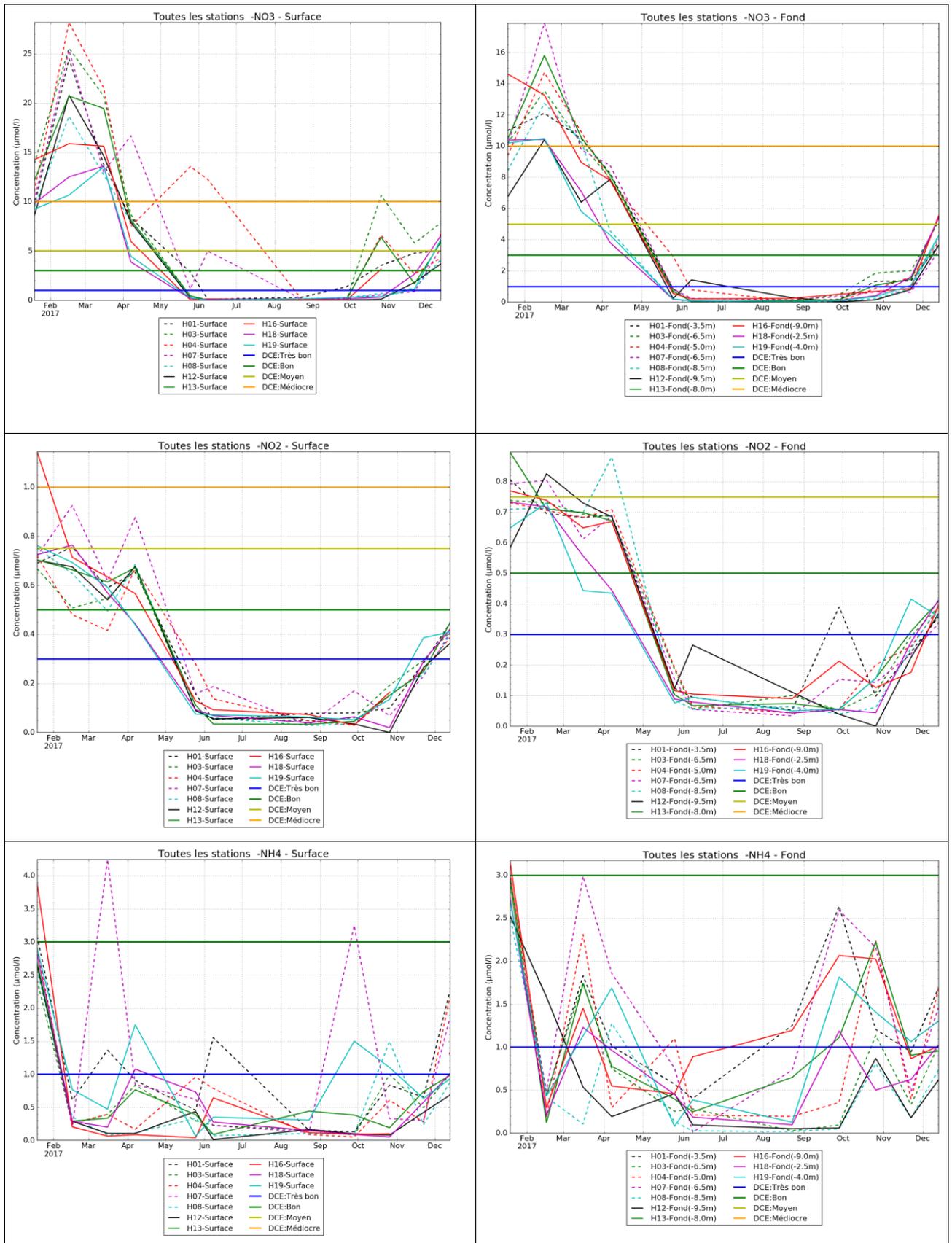


Figure 16 : Concentrations en NO₃, NO₂ et NH₄ ($\mu\text{mol/l}$) en 2017 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

2.3.2 Phosphore inorganique : PO4

Les concentrations en phosphate sont relativement faibles dans l'étang de Berre en 2017 (Figure 17). On observe de faibles variations saisonnières, notamment au fond en lien avec des re-largages de PO4 par les sédiments lors des épisodes d'anoxies. Les concentrations restent très bonnes voire bonnes selon les critères de la DCE. L'évolution temporelle montre que 2017 est une des années les plus faibles en termes de concentrations en phosphate (Figure 57).

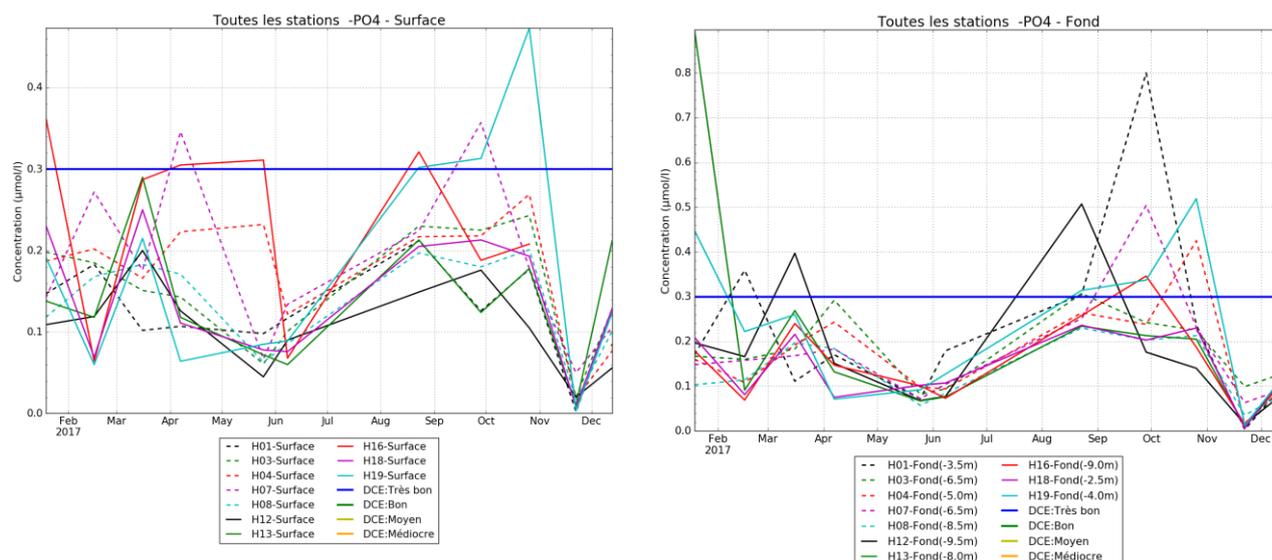


Figure 17 : Concentrations en PO4 en 2017 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

2.3.3 Azote et Phosphore total

Les concentrations en azote et phosphore total sont faibles en 2017 (Figure 12, 13 et 14). On observe de plus fortes valeurs en surface pour l'Azote total à la station H16 (débouché du Canal du Rove à la Mède), probablement en lien avec des rejets plus importants des stations d'épuration qui se rejettent dans le canal du Rove.

Au niveau de la dynamique pluriannuelle, les concentrations en Azote total observées durant l'année 2017 sont plus faibles par rapport aux années précédentes. Pour le Phosphore Total, les concentrations mesurées en 2017 sont faibles, sans toutefois retrouver les minimas observés en 2007, lors d'une année de faibles apports pluviométriques mais aussi de faibles apports par la centrale hydroélectrique.

D'après le réseau RSL, les ratios Nt/Pt sont importants pour caractériser le caractère eutrophe d'une masse d'eau. Depuis environ 2012, ce ratio est stabilisé entre 25 et 70. La Figure 21 présente pour chaque année l'Azote total versus le Phosphore total, ainsi que les seuils DCE (issus du réseau RSL). On constate ainsi que les années 2016 et 2017 montrent les valeurs les plus faibles correspondant à un très bon état.

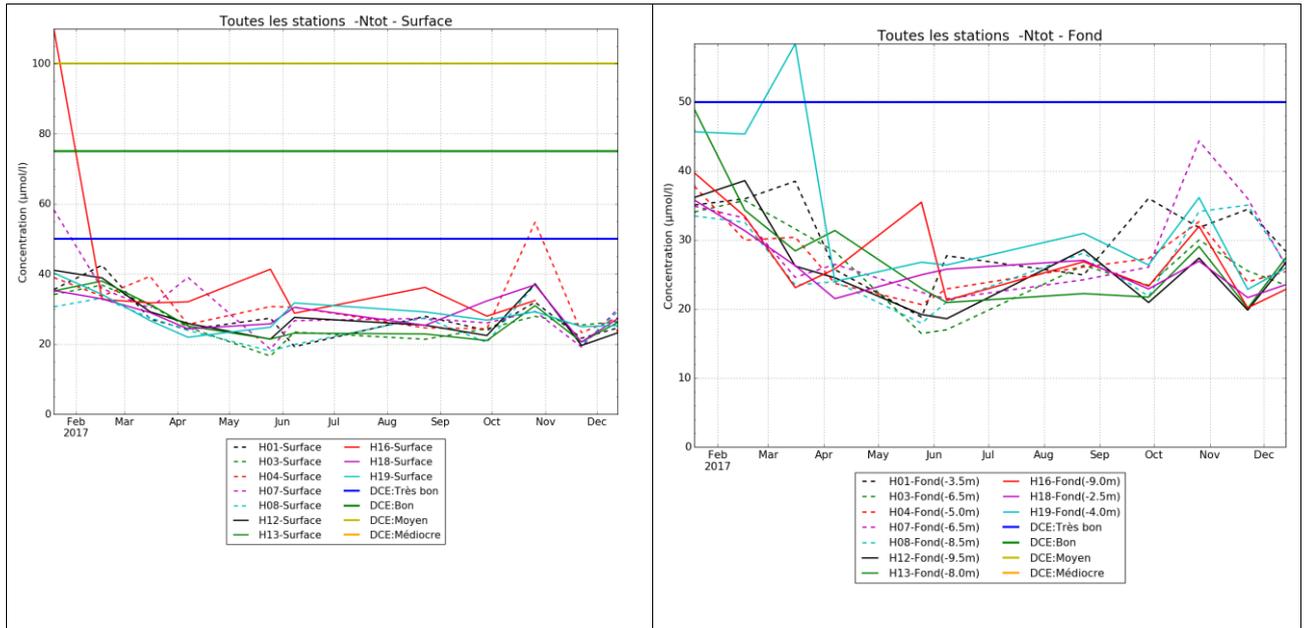


Figure 18 : : Concentrations en Azote total ($\mu\text{M/l}$) en 2017 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

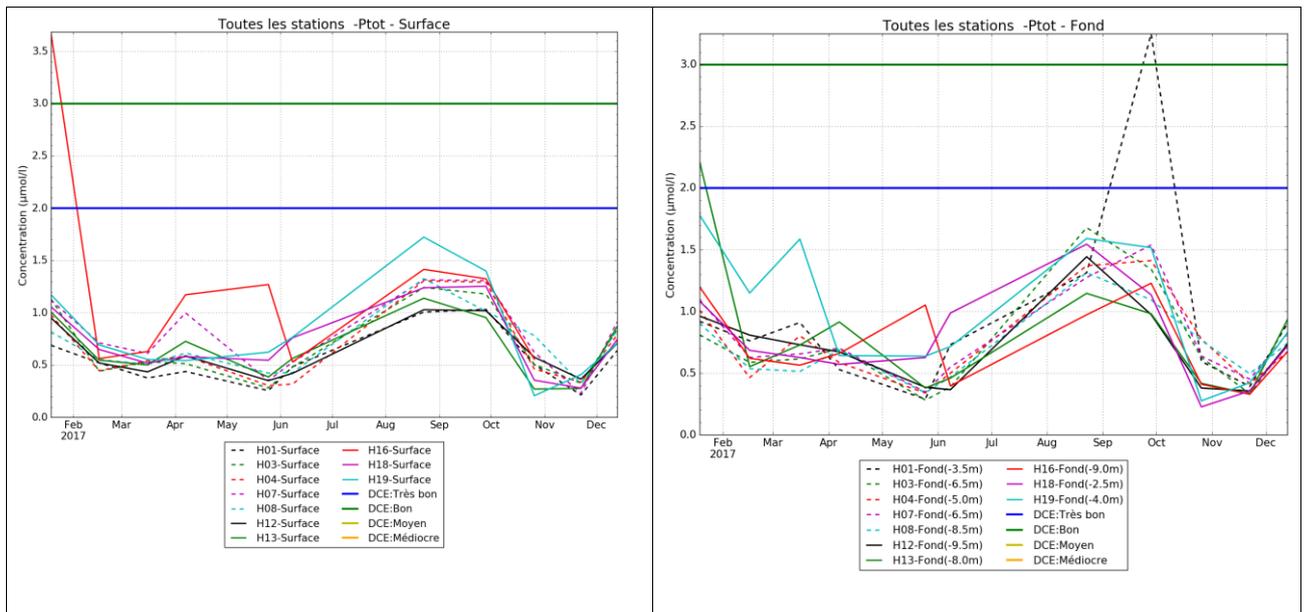


Figure 19 : : Concentrations en Phosphore total ($\mu\text{M/l}$) en 2017 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

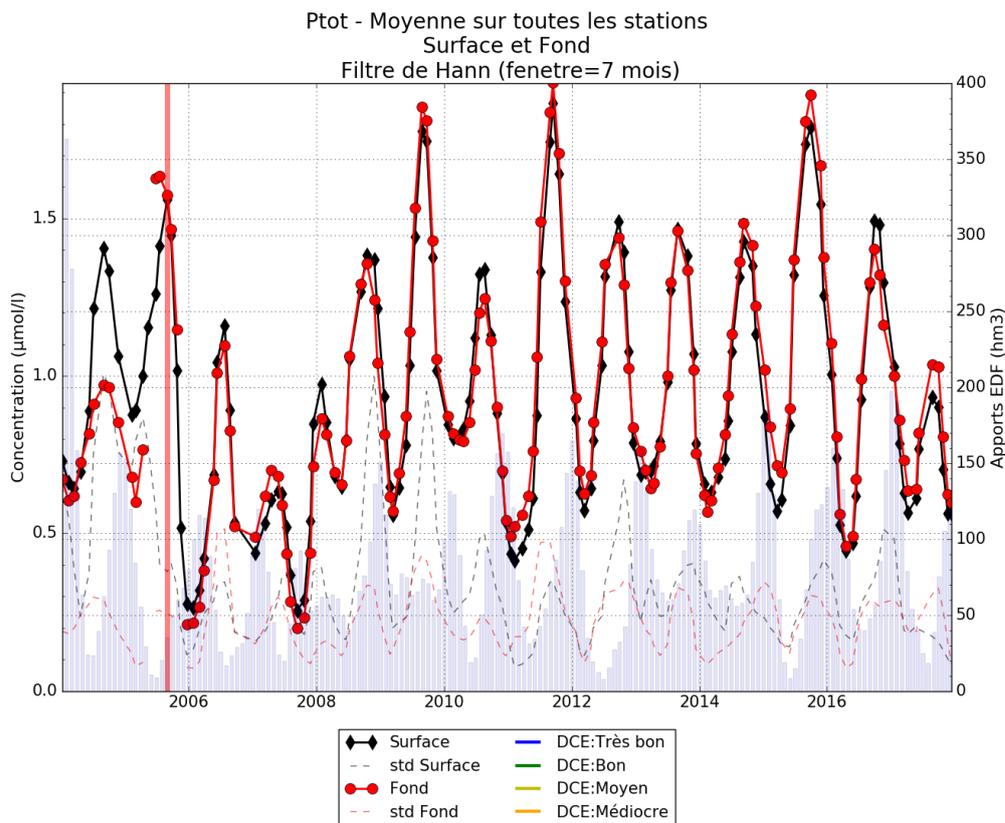
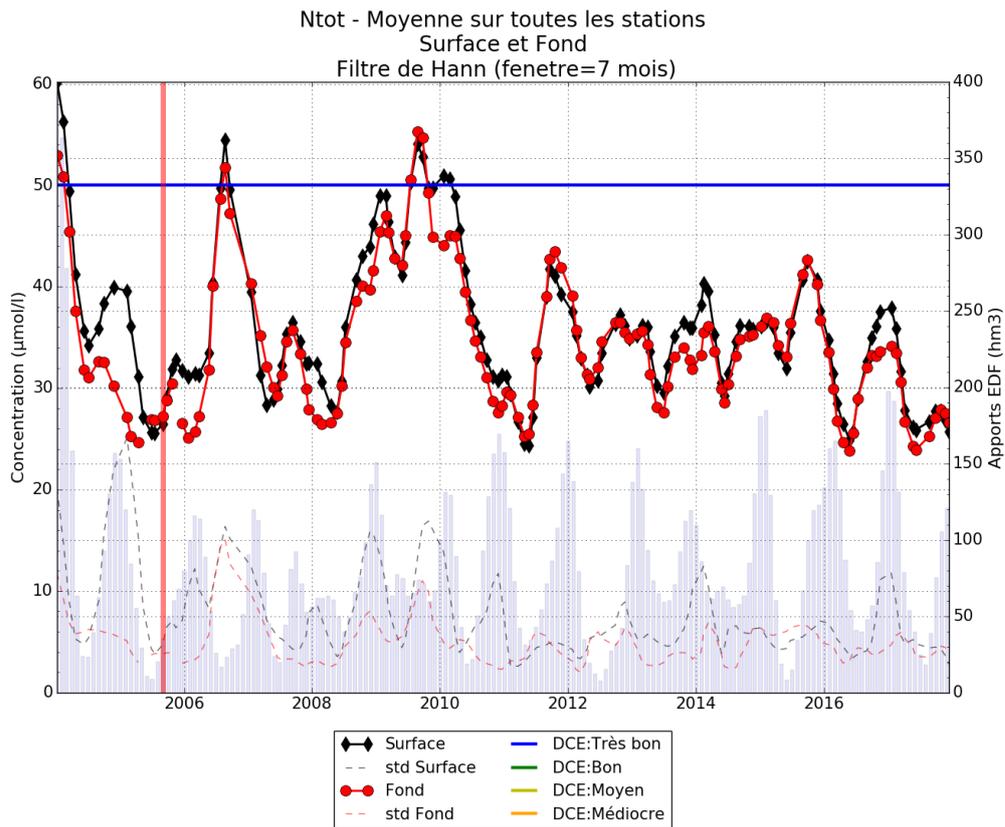


Figure 20: Moyenne glissante (7 mois) de la concentration en Azote et Phosphore total ($\mu\text{M/l}$) en surface et au fond dans l'étang de Berre entre 2007 et 2017. Les écarts-types sont indiqués en pointillés. Les histogrammes bleus représentent les apports mensuels par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas (hm^3)

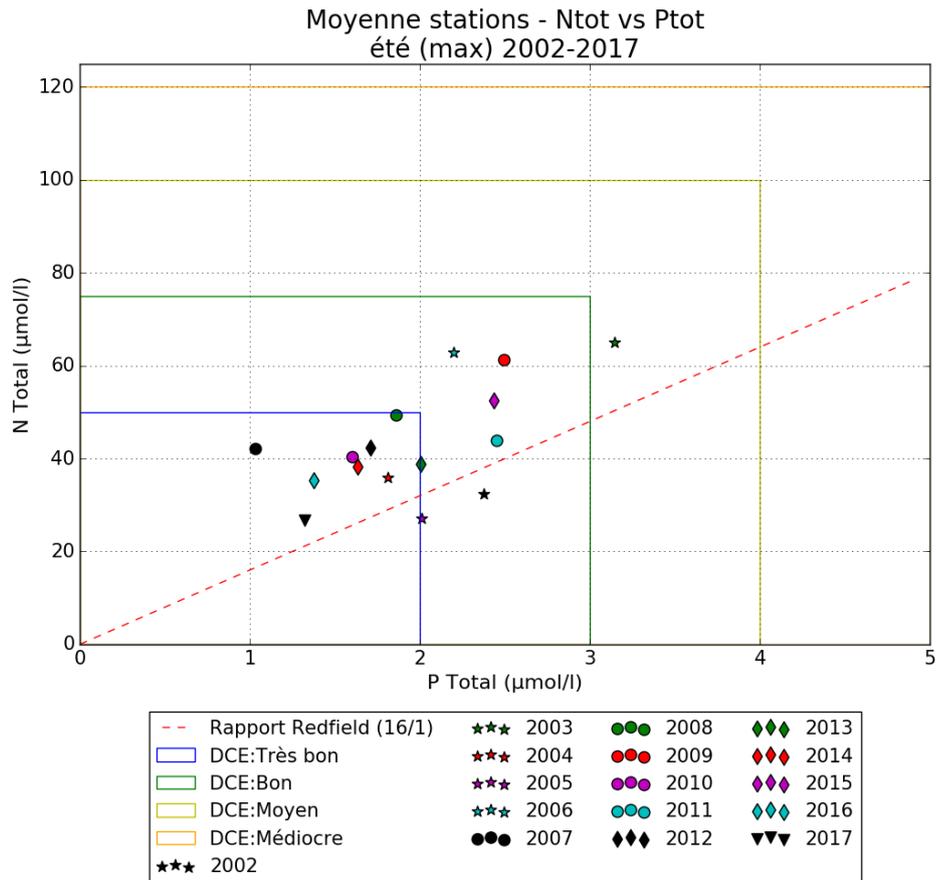


Figure 21 : Ntot versus Ptot (en $\mu\text{mol/L}$) pour chaque année entre 2002 et 2017 : valeurs maximales sur Juin-Juillet-Aout (méthodologie RSL). Moyenne surface-fond sur toutes les stations. Les cadres correspondent aux seuils DCE.

2.4 Matière en suspension et transparence

2.4.1 MES

Les matières en suspension dans la colonne d'eau résultent des apports de limons de la centrale EDF, des tributaires naturels, du ruissellement, des remises en suspension, et enfin par l'ensemble des particules présentes dans l'eau, comme le phytoplancton. De fortes concentrations en MES vont impacter la transparence de l'eau et donc la disponibilité de la lumière pour les espèces photosynthétiques, notamment les zostères.

En 2017, malgré un pic en profondeur de MES en début d'année (Figure 22), on observe des valeurs dans la continuité des années précédentes depuis 2012 avec une baisse des concentrations de MES qui a débuté en 2011 (Figure 23).

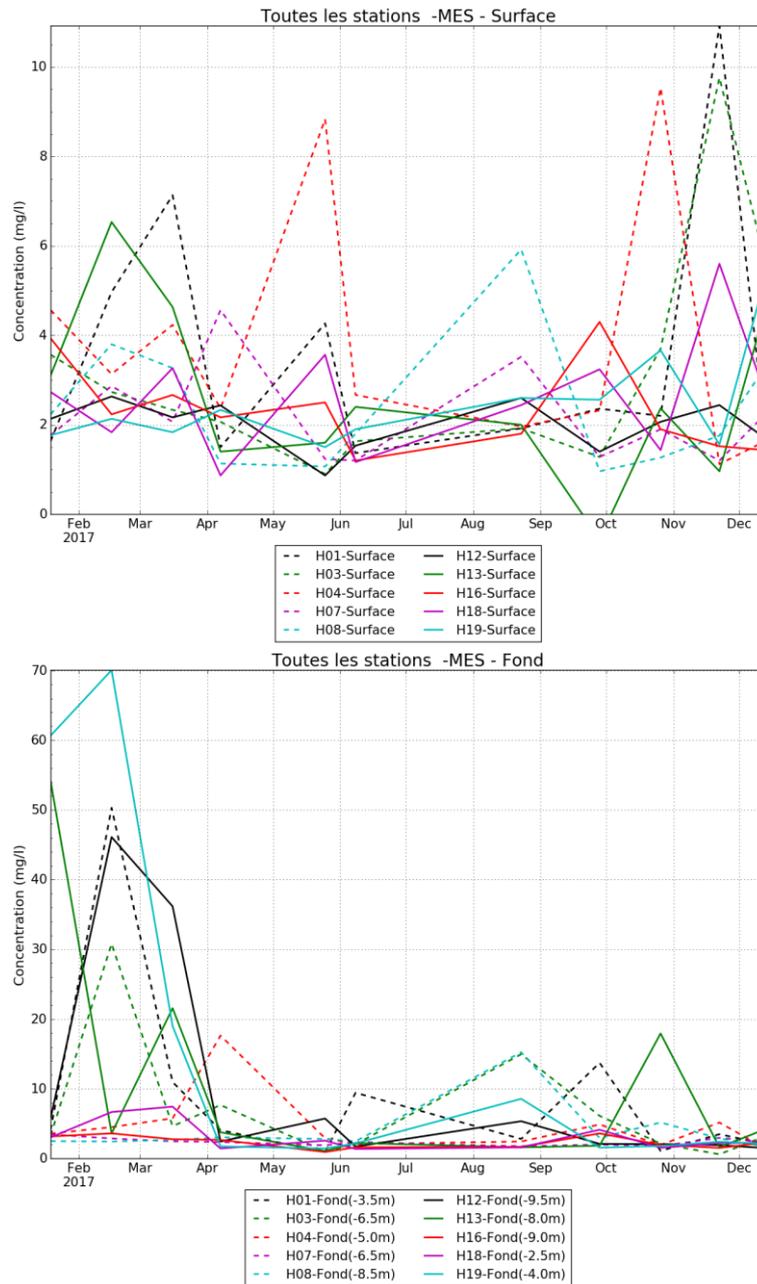


Figure 22 : Concentration en MES (mg/l) en 2017, en surface (haut) et au fond (bas) pour toutes les stations. Attention les échelles en ordonnées sont différentes.

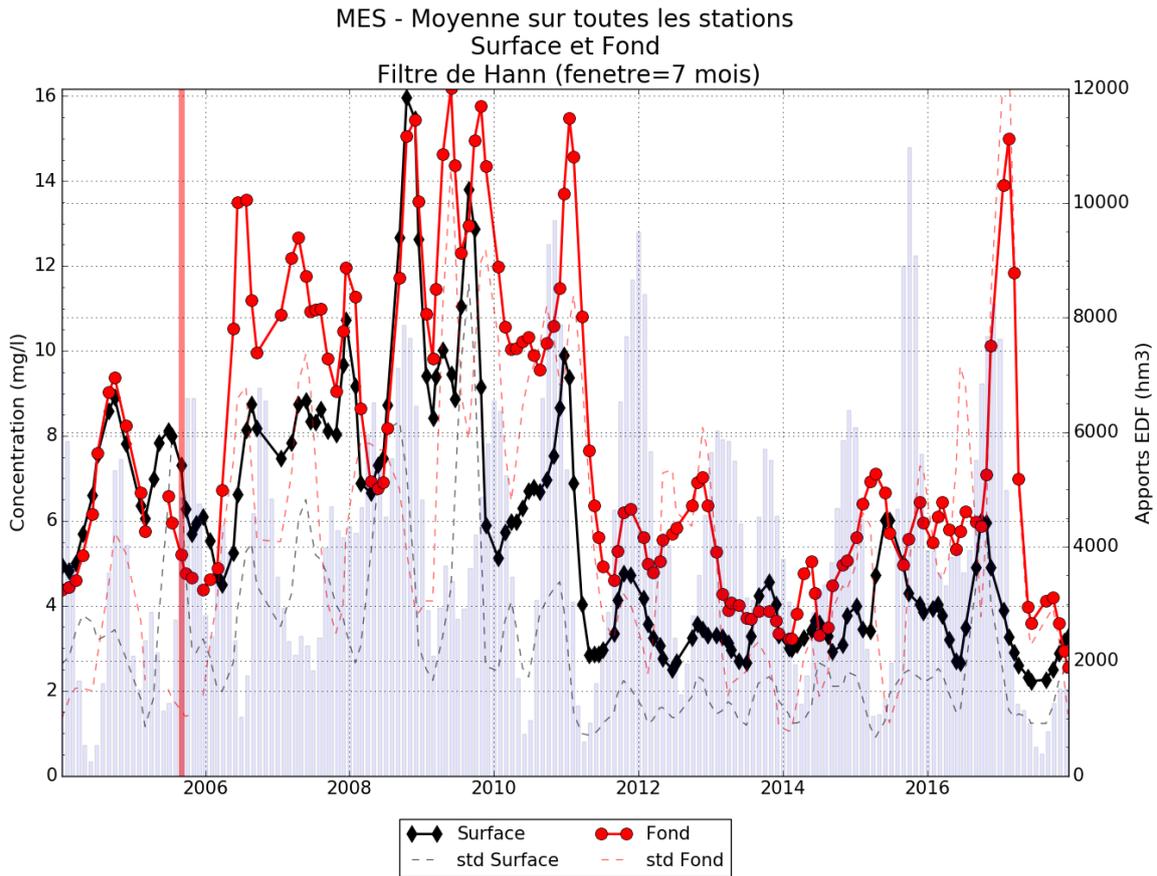


Figure 23 : Moyenne glissante (7 mois) de la concentration en MES (mg/l) total en surface et au fond dans l'étang de Berre entre 2004 et 2017. Les écarts type sont indiqués en pointillés. Les histogrammes bleus représentent les apports mensuels par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas (hm³).

2.4.2 Disque de Secchi

Le disque de Secchi est un outil de mesure de la transparence de l'eau. La méthode consiste à mesurer la profondeur de disparition d'un disque blanc.

Au cours des années précédentes (2006-2016), la profondeur moyenne de disparition du Secchi ne dépassait pas 2,8 m. En 2017, les valeurs de transparence ont été particulièrement élevées avec une moyenne de 3,6 m (Figure 24).

On constate de fortes disparités spatiales. Les transparences les plus élevées sont généralement observées au sud, entre l'étang de Vaïne et le débouché de Caronte ainsi que sur la côte est. Cependant, en 2017, on note que ces disparités entre les stations sont moins élevées que les années précédentes.

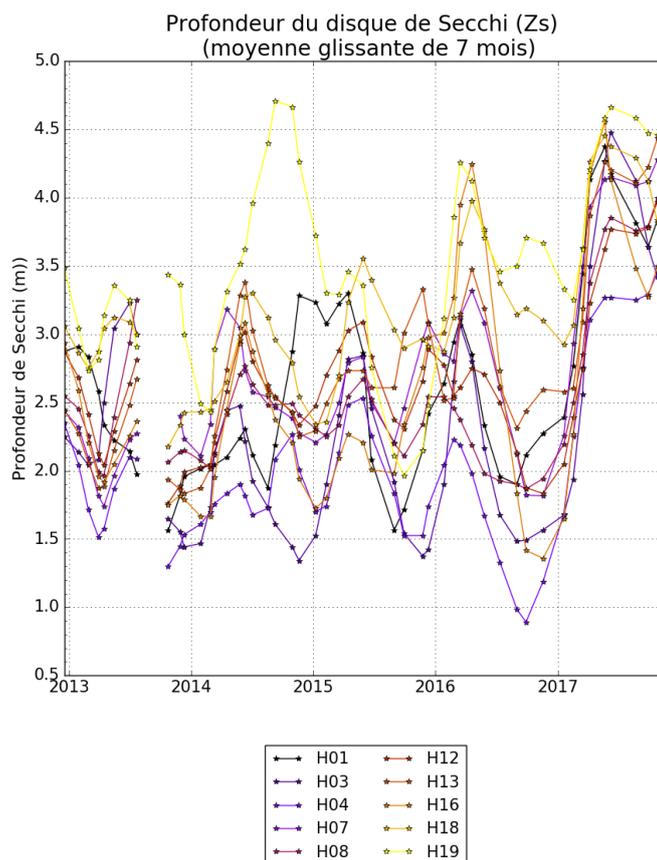


Figure 24 : Moyenne glissante (7 mois) de la profondeur du disque de Secchi de 2013 à 2017.

2.5 Chlorophylle-*a* / Phytoplancton

En 2017, les concentrations de chlorophylle *a* ont été particulièrement faibles sans variation saisonnière très marquée (Figure 25), à part un minimum au mois de Mai (sauf pour la station H16 qui présentent souvent les valeurs maximales). En moyenne sur toutes les stations en 2017, les valeurs de surface sont comprises entre 1 et 5.5 $\mu\text{g/l}$, et celles du fond entre 1.8 et 8 $\mu\text{g/l}$. Le seuil DCE pour les un bon état écologique est 7 $\mu\text{g/l}$ (pour les valeurs estivales).

Au niveau de la dynamique pluriannuelle, les concentrations en chlorophylle *a* observées durant l'année 2017 sont les plus faibles depuis la mise en œuvre des nouvelles modalités de rejets d'eau douce par EDF (Figure 26).

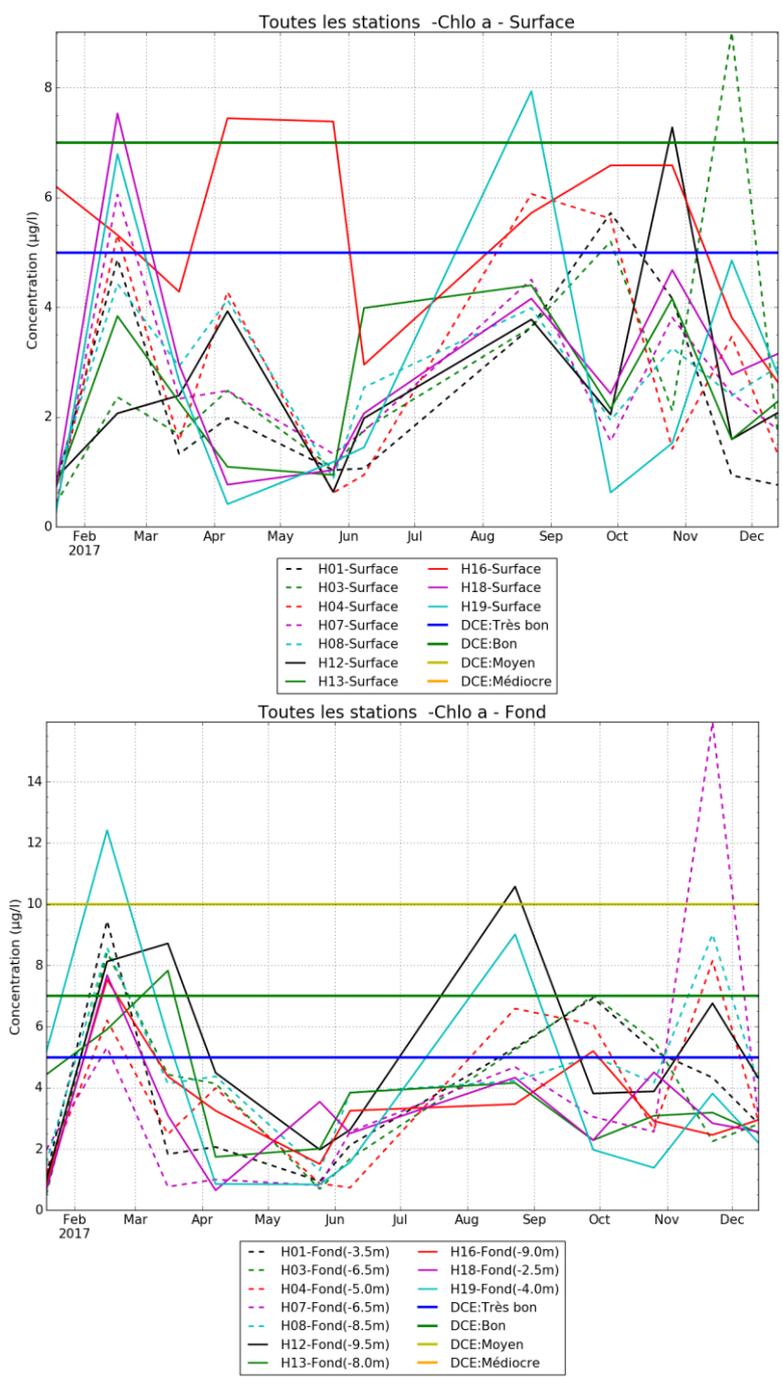


Figure 25: Concentration en Chlorophylle-a ($\mu\text{g/l}$) en 2017, en surface (haut) et au fond (bas) pour toutes les stations. Attention les échelles en ordonnées sont différentes. Les valeurs seuils de la DCE sont indiquées.

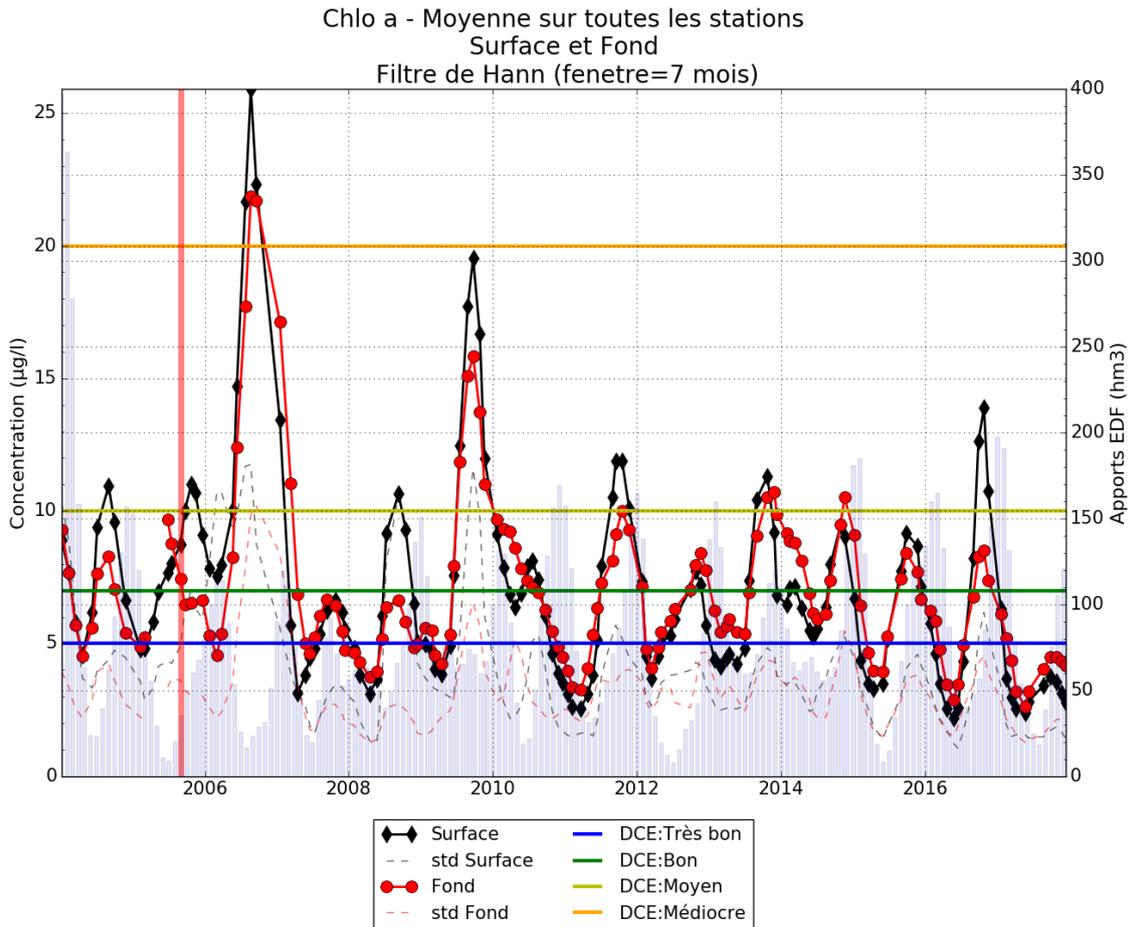


Figure 26: Moyenne glissante (7 mois) de la concentration en Chlorophylle *a* ($\mu\text{g/l}$) total en surface et au fond dans l'étang de Berre entre 2004 et 2017. Les écarts type sont indiqués en pointillés. Les histogrammes bleus représentent les apports mensuels par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas (hm^3).

2.6 Qualité sanitaire (nautisme)

Un suivi de la qualité sanitaire des eaux de nautisme est réalisé. Il s'appuie sur des prélèvements mensuels sur 10 stations sur le plan d'eau (les mêmes que celles du suivi hydrologique) et sur 12 stations situées au niveau des mises à l'eau des clubs nautiques de l'étang de Berre.

La qualité sanitaire est très satisfaisante avec près de 95 % de résultats « bons » et seulement deux résultats mauvais en 2017 soit moins de 1 % (Figure 18). Les dégradations de la qualité sanitaire s'observent notamment dans l'étang de l'Olivier et dans le canal du Rove (bases nautiques de la Mède et de Jonquières) surtout après des épisodes orageux.

La faible pluviométrie de l'année 2017 a certainement contribué à ces excellents résultats.

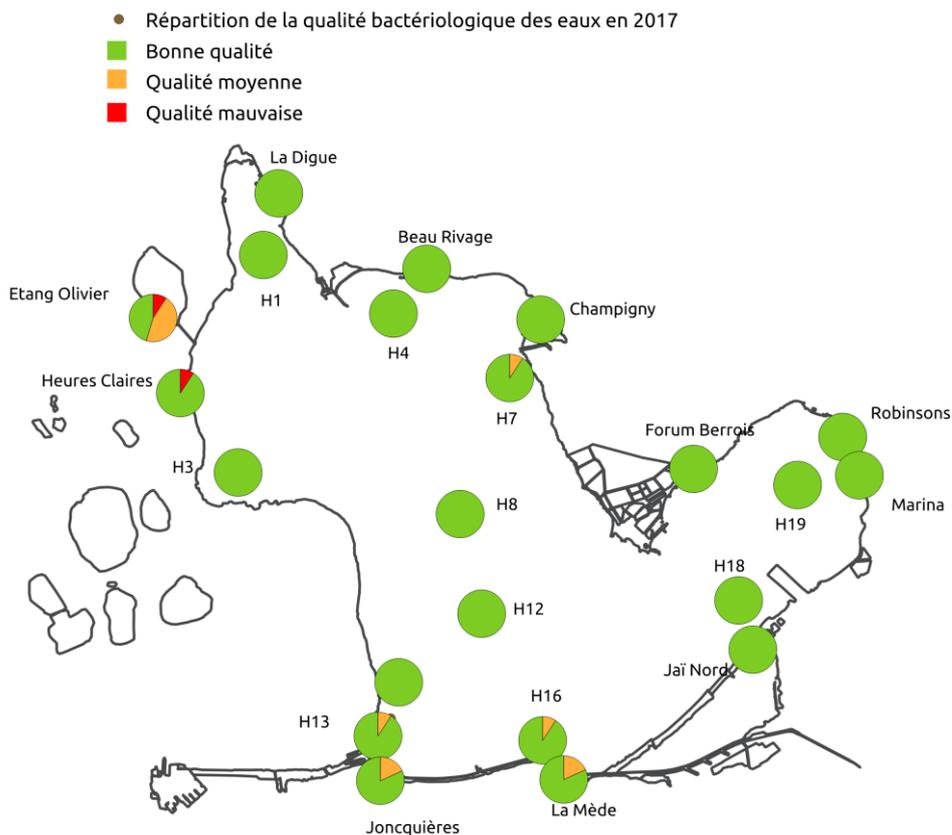


Figure 27: Résultat de la qualité bactériologique des eaux de nautisme en 2017 sur l'étang de Berre.

2.7 Synthèse

En 2017, l'eutrophisation dans l'étang de Berre est la plus faible jamais observée depuis 2000 au niveau de la masse d'eau. Une explication potentielle est la pluviométrie faible.

Cette baisse de l'eutrophisation se caractérise par des concentrations en chlorophylle *a* particulièrement faibles et une meilleure transparence de l'eau (mesurée par le disque de Secchi).

Par rapport aux critères de la DCE pour le compartiment « eau », les mesures effectuées dans le cadre de l'Observatoire du milieu en 2017 témoigneraient d'une qualité bonne du point de vue physico-chimique. Il persiste néanmoins des épisodes d'hypoxies voire d'anoxies dans les zones les plus profondes, même si ceux-ci sont moins longs que par le passé.

3 Compartiment « sédiments »

3.1 Qualité des sédiments

Les campagnes d'analyse de la contamination des sédiments superficiels (jusqu'à 5cm environ) sont réalisées à une fréquence de 5 ans.

Les derniers prélèvements ont été réalisés en 2016 et les résultats sont ainsi présentés dans le rapport de l'Observatoire 2016.

3.2 Macrofaune benthique

3.2.1 Résultats du suivi 2017

Le suivi de la macrofaune benthique de substrat meuble s'appuie sur un réseau de 13 stations suivies soit mensuellement pour trois stations (B3-5m, B4-9m et B6-9m), soit bi-annuellement pour les stations plus littorales (Figure 28). Sur chacune des stations, 4 réplicats de prélèvement sont effectués à l'aide d'une benne de type orange-peel (Figure 29). Les prélèvements sont ensuite tamisés à 1mm et le refus de tamis est analysé pour identifier les espèces présentes.

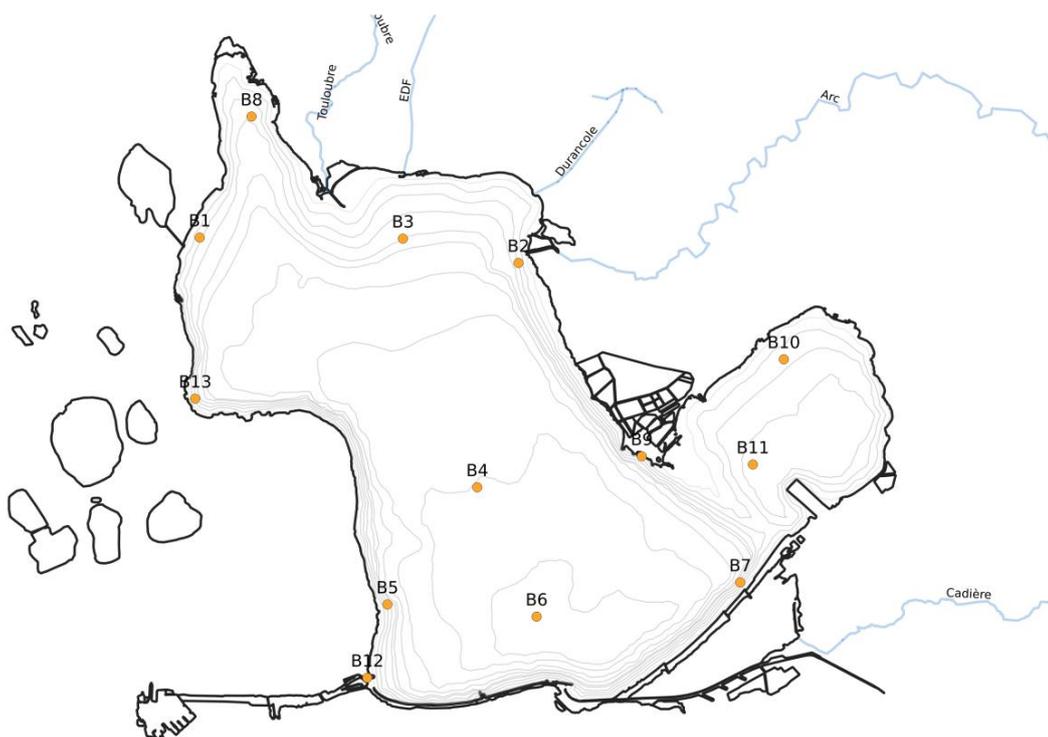


Figure 28: Localisation des sites de prélèvements de la Macrofaune benthique dans l'étang de Berre.

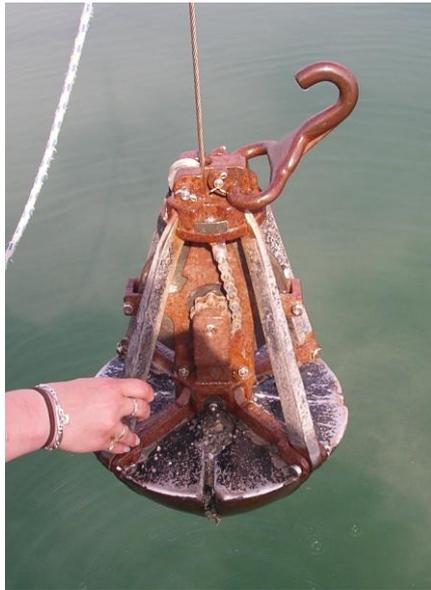


Figure 29 : Benne Orange-Peel pour le prélèvement

En 2017, **sur les trois stations suivies mensuellement**, on dénombre au total 26 espèces différentes de macrofaune benthique. Les espèces les plus représentées sont les *Arcuatula senhousia*, une espèce de moules introduites, les vers de vases (*Nereis succinea*) ainsi que les autres espèces de moules (*Brachydontes marioni* et *Mytilus galloprovincialis*). La Figure 30 présente l'évolution depuis 2006 de la richesse spécifique à ces trois stations.

Pour la station la plus centrale et profonde (B4, 9m de fond), la richesse spécifique est très faible (entre 0 et 6) et les espèces présentes sont indicatrices de milieu eutrophisé comme *Capitella capitata* ou *Corbula gibba*. Ces espèces présentent des cycles de vie courts et peuvent facilement réapparaître après un épisode de mortalité. Cette station centrale est en effet la plus impactée par les épisodes d'hypoxie/anoxie.

Dans la station profonde du sud de l'étang (B6, 9m), la diversité est plus grande et des espèces plus marines sont observées comme *Tharyx marioni* ou le crustacé *Melita palmata*. Bien que profonde, cette station est sous l'influence des entrées d'eaux marines entraînant de meilleures conditions d'oxygénation.

Le point au nord (B3) est moins profond (5 m), engendrant une diversité et une abondance plus importantes. On y observe des espèces supportant facilement les épisodes de dessalure comme le crustacé *Echinogammarus stocki*.

Dans l'ensemble, les richesses spécifiques des stations mensuelles restent faibles (18 espèces en septembre 2017 à B3 au maximum) et le classement de l'indicateur M-AMBI (indicateur de référence de la DCE) catégorise ces peuplements entre mauvais et médiocre (voir paragraphe ci-après).

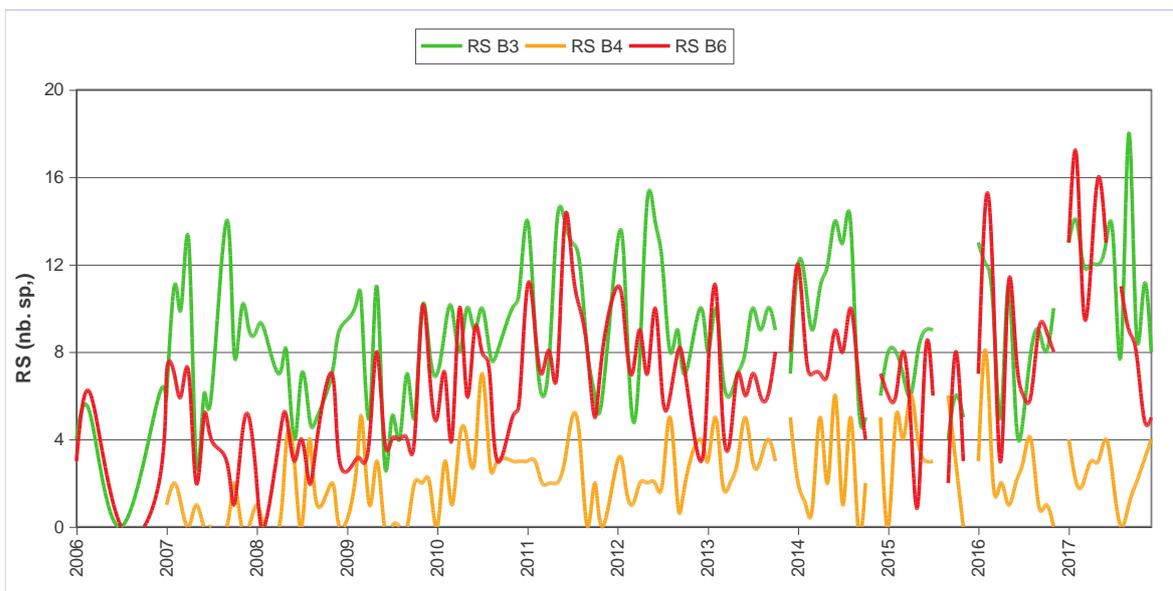


Figure 30: Richesse spécifique (nombre d'espèces) des stations suivies mensuellement du suivi de la macrofaune benthique de l'étang de Berre.

Les stations côtières (suivies bi-annuellement) peuvent subir de manière ponctuelle des conditions d'oxygénation dégradées. Cependant, des épisodes de mortalités importantes tels qu'observés en 2006 ne se sont pas reproduits depuis. Sur l'ensemble des stations en 2017, **on observe 27 espèces au total.**

Comme pour les stations suivies mensuellement, les espèces les plus représentées dans les stations côtières sont la moule *Arcuatula senhousia*, les vers de vases (*Nereis succinea*) ainsi que les autres espèces de moules (*Brachydontes marioni* et *Mytilus galloprovincialis*). Cependant, on y retrouve aussi de plus en plus de palourdes (*Ruditapes philippinarum*) et des coques (*Cerastoderma glaucum*).

Suite à une plus grande stabilité des conditions oxiques, associée à une stabilisation de la salinité depuis 2006 (réduction des rejets EDF), on observe une tendance à l'augmentation de la richesse spécifique moyenne passant de 6 à plus de 14 en 2017 (Figure 32). L'abondance moyenne ne suit pas de tendance marquée (Figure 31), et présente de fortes fluctuations. En 2017, l'abondance moyenne est de 4099 ind/m² (abondance normale).

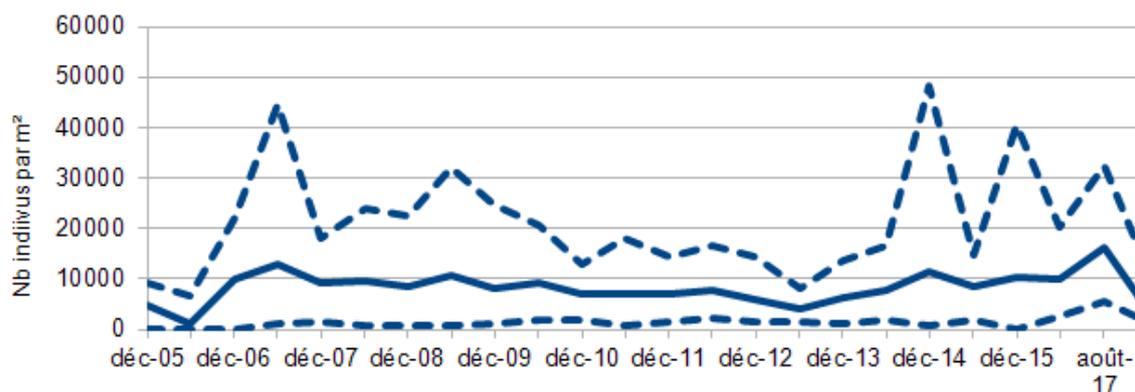


Figure 31 : Abondance moyenne (en trait plein) et minimale et maximale (en pointillés) des stations côtières du suivi de la macrofaune benthique de l'étang de Berre entre décembre 2005.

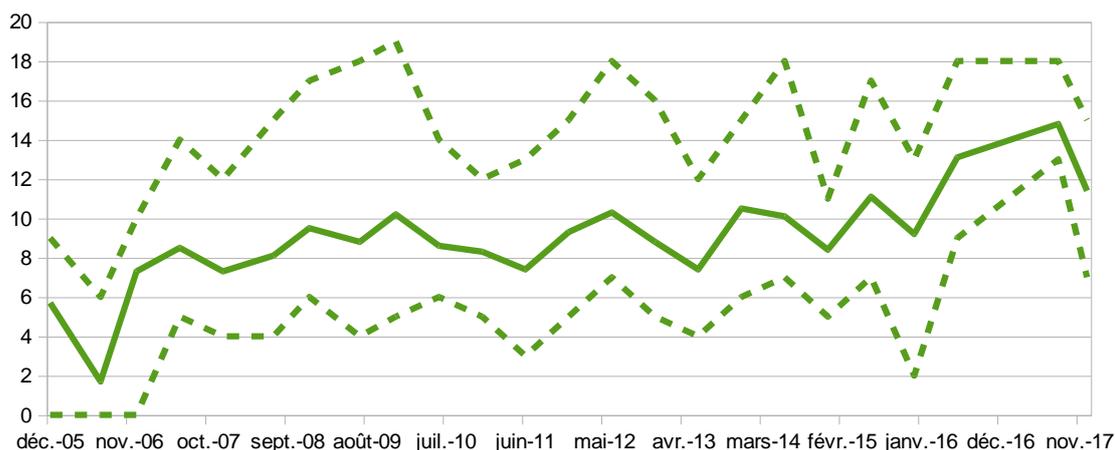


Figure 32: Richesse spécifique moyenne (en trait plein) et minimale et maximale (en pointillés) des stations côtières du suivi de la macrofaune benthique de l'étang de Berre entre décembre 2005 et 2017.

3.2.2 Conclusion et caractérisation de la macrofaune dans l'étang

Les espèces de la macrofaune benthique de substrat meuble présentes dans l'étang de Berre appartiennent majoritairement à la **biocénose Lagunaire Eurytherme Euryhaline (LEE)**, avec des espèces caractéristiques des milieux riches en matière organique. Cet assemblage est essentiellement présent sur la bordure côtière et s'appauvrit vers le large, avec l'augmentation de la profondeur.

Le peuplement global de la macrofaune benthique de l'étang de Berre reste caractérisé par une richesse spécifique faible. **Si on applique l'indice M-AMBI utilisé dans le cadre de la DCE, les peuplements profonds sont classés de mauvais à moyen** (Tableau 4). Appliqué aux seules stations côtières (Tableau 3), cet indice permettrait un classement en moyen. Si cela reste toujours déclassant au titre de la DCE, cet indice indique néanmoins une augmentation de la diversité des peuplements. Ces améliorations restent néanmoins faibles et souvent liées aux développements d'espèces introduites comme *Arcuatula senhousia* (moule asiatique), ou *Ruditapes philipinarum* (palourdes japonaises).

Il est ainsi intéressant de comparer les valeurs de richesse spécifique de l'étang de Berre avec celles d'autres lagunes méditerranéennes : les données DCE 2015 montrent une richesse spécifique de 62 espèces pour une station à Leucate, et de 37 espèces pour une station à Thau. En 2015, cette valeur DCE à Berre est de 11, et la valeur maximale pour toutes les stations de l'étang de Berre sur l'ensemble du suivi du GIPREB est de 18 espèces.

Le fonctionnement du compartiment benthique et la capacité de recolonisation des fonds par les espèces lagunaires est très dépendant de l'existence de zones refuges permettant la survie des espèces à proximité. Ces zones refuges existent dans l'étang de Berre, notamment les petits fonds littoraux ou encore le fond du chenal reliant Martigues au port de la Pointe. En effet, des investigations en plongée, dans le prolongement de ce chenal, dans l'étang de Berre, ont permis de montrer la présence d'espèces typiquement marines comme des grandes nacres (*Pinna nobilis*) ou des oursins (*Paracentrotus lividus*). Cette présence témoigne de la présence de sources, au sein même de l'étang, d'espèces marines à même de pouvoir assurer une dissémination dans le reste de l'étang. Cependant, les anoxies profondes, l'eutrophisation et les variations de salinité sont encore trop impactantes pour permettre à ces espèces ou d'autres une recolonisation plus importantes des fonds de l'étang de Berre.

Tableau 3 : Indicateurs M-AMBI pour les stations côtières de l'étang de Berre entre juillet 2006 et décembre 2017

Stations	juil-06	déc-06	juin-07	déc-07	juil-08	déc-08	juil-09	déc-09	juin-10	déc-10	juin-11	déc-11	juin-12	déc-12	juin-13	déc-13	juin-14	juin-15	déc-15	juin-16	juin-17	Déc-17
B1	0.12	0.28	0.28	0.25	0.31	0.3	0.39	0.4	0.34	0.35	0.35	0.38	0.38	0.35	0.13	0.35	0.38	0.38	0.31	0.37	0.48	0.36
B2	0	0.27	0.18	0.25	0.22	0.31	0.23	0.31	0.3	0.3	0.29	0.36	0.39	0.39	0.38	0.39	0.37	0.40	0.31	0.47	0.51	0.54
B5	0.12	0.31	0.34	0.3	0.33	0.39	0.42	0.45	0.42	0.37	0.38	0.46	0.39	0.42	0.41	0.43	0.39	0.41	0.38	0.5	0.51	0.41
B7	0	0.21	0.2	0.17	0.23	0.25	0.21	0.26	0.25	0.32	0.23	0.32	0.37	0.39	0.31	0.38	0.32	0.42	0.29	0.52	0.44	0.46
B8	0	0.15	0.12	0.14	0.18	0.18	0.18	0.2	0.29	0.21	0.19	0.19	0.32	0.33	0.32	0.24	0.28	0.00	0.00	0.16	0.3	0.13
B9	0	0.22	0.31	0.32	0.31	0.29	0.41	0.3	0.38	0.39	0.33	0.41	0.41	0.36	0.36	0.40	0.37	0.41	0.37	0.48	0.54	0.45
B10	0.12	0.25	0.28	0.24	0.15	0.23	0.37	0.27	0.32	0.34	0.11	0.37	0.25	0.32	0.21	0.38	0.26	0.39	0.29	0.42	0.46	0.37
B11	0	0.19	0.18	0.26	0.17	0.23	0.25	0.27	0.29	0.28	0.18	0.24	0.32	0.31	0.26	0.28	0.29	0.30	0.23	0.36	0.41	0.32
B12	0.24	0	0.36	0.35	0.39	0.4	0.46	0.47	0.41	0.4	0.43	0.39	0.44	0.48	0.36	0.39	0.47	0.43	0.34	0.51	0.5	0.42
B13	0.27	0.22	0.29	0.22	0.19	0.28	0.32	0.33	0.16	0.1	0.04	0.31	0.18	0.16	0.17	0.29	0.33	0.43	0.33	0.5	0.47	0.29

Tableau 4 : Indicateurs M-AMBI pour les stations mensuelles de l'étang de Berre entre 2012 et 2017

Année	2012			2013			2014			2015			2016			2017		
	B3	B4	B6															
1	0.43	0.13	0.33	0.34	0.08	0.19	0.36	0.02	0.31	0.27	0	0.23	0.35	0.02	0.28	0.38	0.07	0.42
2	0.33	0	0.29	0.41	0.2	0.36	0.32	0.00	0.25	0.24	0.18	0.12	0.31	0.27	0.39	0.4	0	0.45
3	0.25	0	0.26	0.28	0.03	0.24	0.32	0.00	0.22	0.29	0.07	0.23	0.32	0.00	0.33	0.37	0	0.38
4	0.37	0.03	0.3	0.23	0.04	0.16	0.35	0.17	0.22	0.13	0.13	0.04	0.13	0.08	0.15	0.27	0.05	0.37
5	0.4	0	0.34	0.25	0.07	0.27	0.33	0.00	0.28	0.16	0.12	0	0.34	0.00	0.41	0.38	0.03	0.46
6	0.4	0	0.37	0.31	0.16	0.24	0.39	0.24	0.32	0.22	0.08	0.26	0.12	0.07	0.23	0.32	0.12	0.38
7	0.39	0	0.16	0.38	0.09	0.32	0.41	0.00	0.31	0.28	0.04	0.24	0.12	0.07	0.24	0.41	0	0.37
8	0.34	0.15	0.19	0.4	0.06	0.2	0.41	0.19	0.33	0.19	0.24	0.00	0.35	0.2	0.23	0.31	0	0.39
9	0.36	0	0.28	0.4	0.13	0.26	0.29	0.00	0.29	0.25	0.07	0.32	0.29	0.00	0.35	0.41	0	0.34
10	0.26	0	0.22	0.34	0.08	0.30	0.27	0.00	0.20	0.23	0	0.05	0.31	0.00	0.27	0.24	0	0.34
11													0.33	0.00	0.3	0.31	0.05	0.06
12	0.36	0.14	0.09	0.35	0.14	0.28	0.28	0.00	0.28							0.27	0.12	0.19

M-AMBI < 0,2	Mauvais
0,2 < M-AMBI < 0,4	médiocre
0,4 < M-AMBI < 0,63	Moyen
0,63 < M-AMBI < 0,8	Bon
M-AMBI > 0,8	Très Bon

3.3 Suivi des peuplements de moules

La répartition des moules *Mytilus galloprovincialis* et *Arcuatula senhousia* a été analysée à l'échelle de l'étang de Berre le long des mêmes transects littoraux utilisés pour le suivi des macrophytes. En 2017, les deux espèces ont été observées sur les 31 transects. Les Figure 33 et Figure 34 décrivent les Indices d'Abondance Moyenne (IAM).

De manière générale, *Mytilus galloprovincialis* est dominante sur 28 des 31 transects. Les abondances maximales de *Mytilus galloprovincialis* sont observées principalement au sud de Martigues, à proximité de l'embouchure de l'Arc et dans l'étang de Vaine alors que l'espèce introduite *Arcuatula senhousia* est plus abondante sur les côtes au nord de Martigues et dans l'anse de Saint-Chamas.

Sur le plan interannuel, on observe sur la Figure 35 une stabilité des peuplements de l'espèce introduite *Arcuatula senhousia*, alors que depuis 2006, l'abondance de *Mytilus galloprovincialis* augmente, probablement sous l'effet des nouvelles conditions de salinité dans l'étang de Berre.

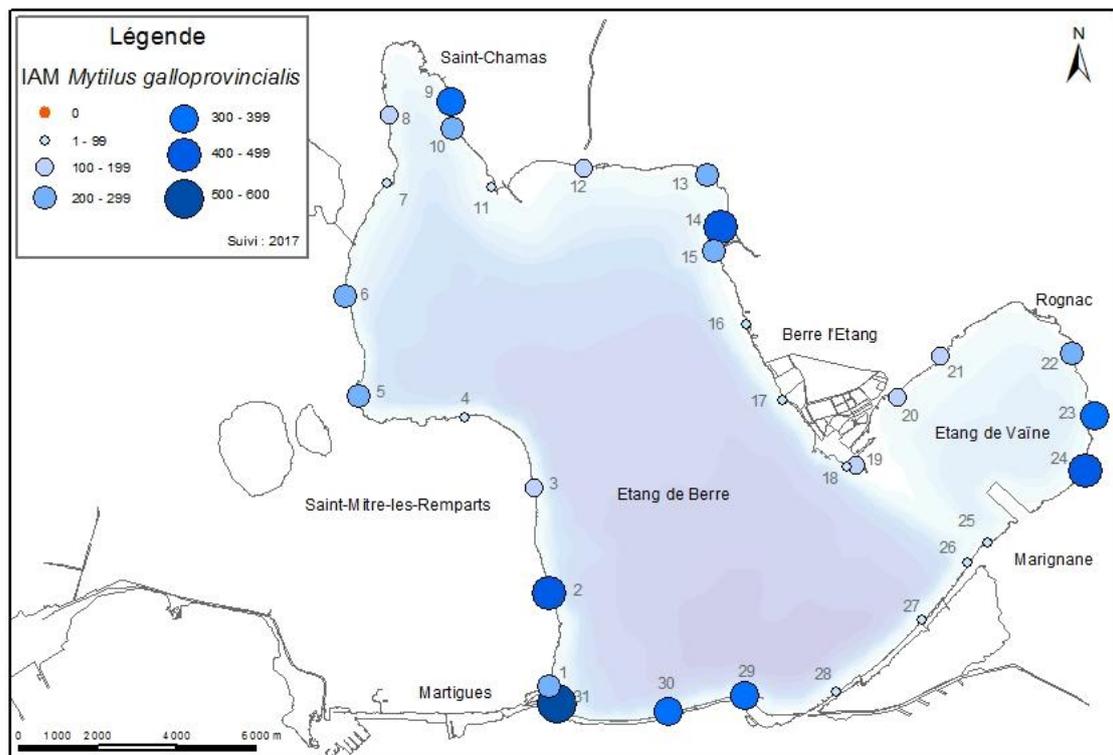


Figure 33: Abondance (IAM) de *Mytilus galloprovincialis* en 2017 au niveau des 31 transects étudiés dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre. (Source Gis Posidonie).

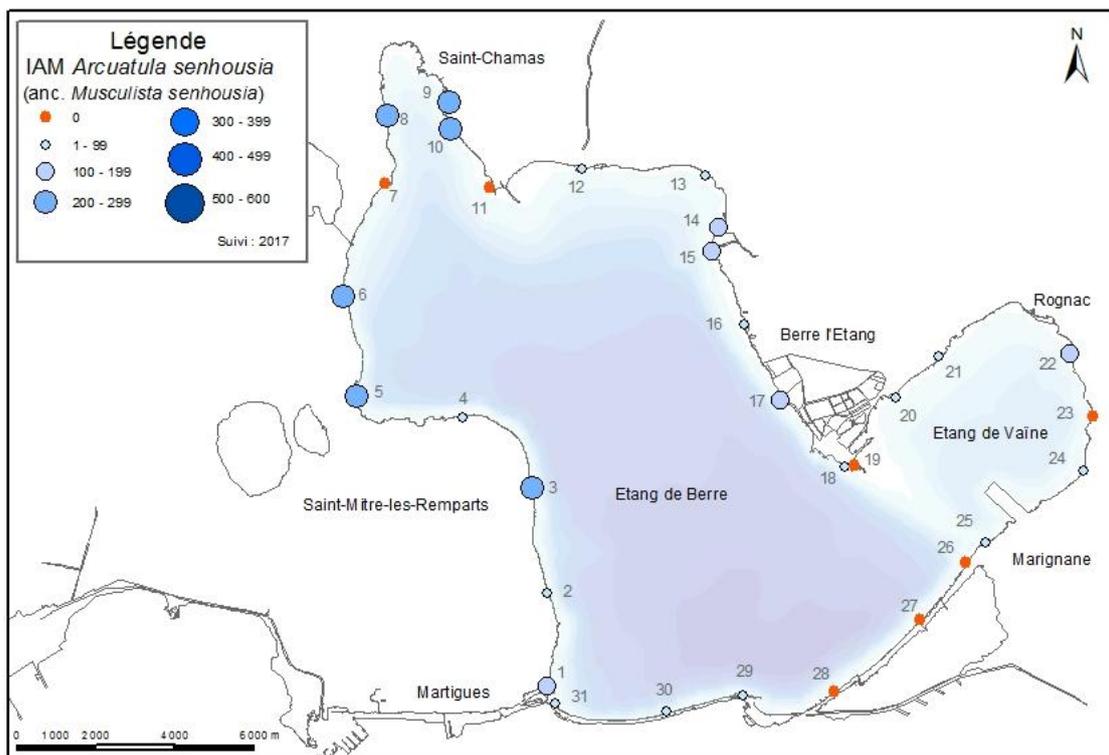


Figure 34: Abondance (IAM) d'*Arcuatula senhousia* en 2017 au niveau des 31 transects étudiés dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre. (Source Gis Posidonie).

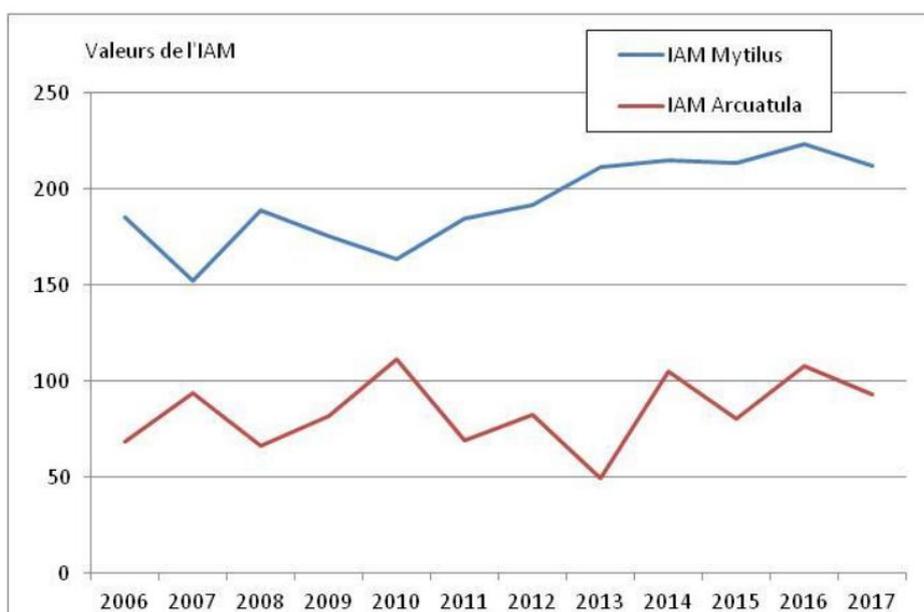


Figure 35: Evolution des valeurs d'abondance (IAM) de *Mytilus galloprovincialis* et *Arcuatula senhousia* entre 2006 et 2017 au niveau des 31 stations étudiées, dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre. (Source Gis Posidonie)

3.4 Synthèse

La macrofaune benthique montre toujours un peuplement très pauvre et dégradé en zone profonde. Sur la bordure côtière, on constate une amélioration certainement liée à des conditions de salinité plus favorables et à des épisodes d'anoxie plus rares et plus courts. Ces conditions ont notamment favorisé l'installation et le développement des espèces introduites comme *Arcuatula senhousia*, ou *Ruditapes philipanarum*. De plus, le peuplement des moules *Mytilus galloprovincialis* augmente en abondance depuis 2006.

Le Tableau 5 décrit différentes surfaces bathymétriques dans l'étang de Berre et montre ainsi que la zone profonde (plus de 7 m de profondeur) représente 48 % de la surface de l'étang (voir aussi la carte Figure 2). La bordure côtière (profondeur inférieure à 2m) quant à elle ne représente que 6.8 %. **Ces considérations montrent que malgré des améliorations notables sur cette bordure côtière, l'état de la macrofaune benthique reste encore très dégradé sur la majeure partie des fonds de l'étang.**

Les explorations en plongée sous-marine ont cependant révélé la présence d'une zone refuge, à proximité de Martigues, sous l'influence directe et quasi permanente des eaux marines et abritant des espèces de grand intérêt (dont des grandes nacres). Cette zone pourrait ainsi être une source, au sein même de l'étang, d'espèces marines à même de pouvoir assurer une dissémination dans le reste de l'étang, si les conditions le permettaient.

Tableau 5 : Surface des différentes surfaces bathymétriques (voir aussi la carte Figure 2)

Zones	profondeur	surface (ha)	%
bordure côtière	Entre 0 et 2 m	1040	6.76
Zone littorale intermédiaire	Entre 2 et 5 m	3680	23.74
Zone intermédiaire profonde	Entre 5 et 7 m	3240	20.9
Zone profonde	plus de 7 m	7540	48.6

4 Compartiments « Macrophytes »

4.1 Suivi des macrophytes

Le suivi des macrophytes s'appuie sur 31 transects littoraux de 100 m de long (Figure 36). Il est réalisé en plongée sous-marine annuellement au mois de juin (période de plus forte végétation). Un indice d'abondance moyen (IAM) est calculé pour chacune des espèces de macrophytes présentes (Astruch *et al.*, 2017 [1]).

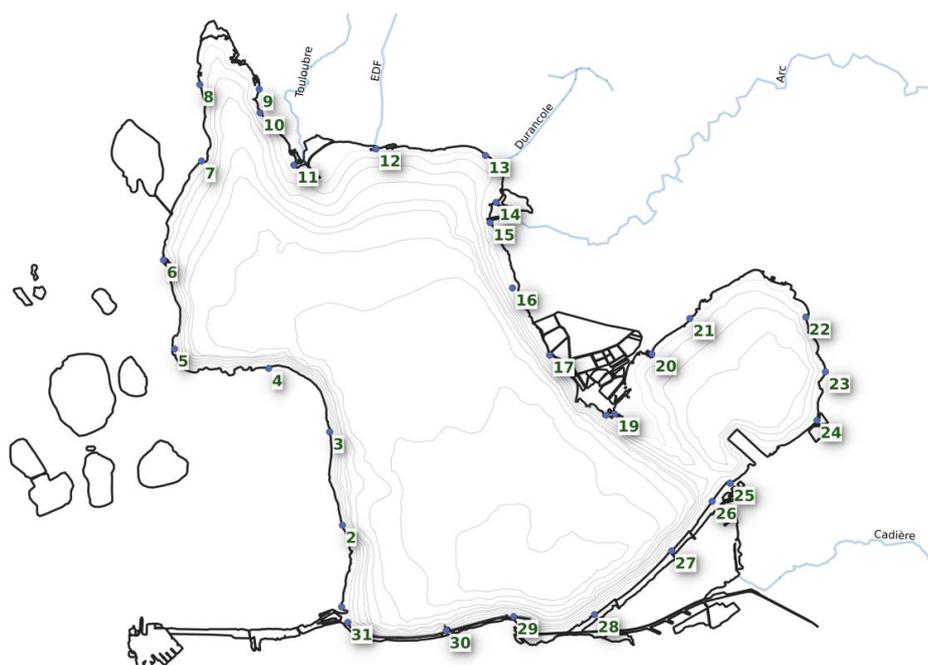


Figure 36 : Carte des 31 transects littoraux du suivi macrophytes.

Globalement, l'année 2017 se caractérise par la présence de tous les groupes de macrophytes (hors magnoliophytes, représentées par *Zostera noltei* et *Ruppia cirrhosa* en 2017) sur quasiment tout le pourtour de l'étang. En effet, 27 des 31 stations abritent au minimum 4 catégories de macrophytes. Cette diversité taxonomique moyenne croissante confirme l'augmentation de la salinité moyenne de l'étang, ou du moins une meilleure stabilité des conditions hydrologiques.

Le nombre de stations où est signalée *Zostera noltei* continue d'augmenter depuis 2008, passant de 1 en 2008, à 13 en 2017. Les valeurs d'IAM augmentent depuis 2007, pour atteindre en 2017 la valeur la plus élevée depuis le début du suivi, soit 20.8. La fréquence d'observation est la plus élevée jamais mesurée depuis 1996. L'espèce progresse dans l'étang de Vaïne et le long de la côte nord de l'étang de Berre (voir chapitre 4.2). De même, alors que *Ruppia cirrhosa* semblait avoir quasiment disparue depuis 2005, quelques plantules sont à nouveau observées en 2016 et les tâches s'agrandissent en 2017.

Les **chlorobiontes** (algues vertes) sont toujours fortement présentes dans l'étang de Berre. Ce groupe est principalement représenté par les ulves (*Ulva spp*, principalement *Ulva rigida*). Les ulves restent omniprésentes sur le pourtour de l'étang de Berre (observée sur 30 des 31 transects en 2017) et leur abondance est toujours élevée (IAM >100) ce qui en fait l'espèce la plus abondante. Cette abondance des ulves, algues nitrophiles, témoignent d'un

étang encore fortement enrichi en azote. Parmi les chlorobiontes, les entéromorphes, principalement représentés par *Ulva clathrata*, voient leur abondance diminuée depuis 2015 alors que dans le même temps, les Cladophores (*Cladophora spp*) augmentent et s'observent sur chaque transect : ces considérations pourraient être liées à une stabilisation de la salinité dans une gamme de 15-25. Ces évolutions temporelles sont décrites par les Figure 37, Figure 38 et Figure 39 .

Le groupe des **rhodobiontes** (algues rouges) est le plus représenté sur le pourtour de l'étang de Berre, dépassant pour la première fois le groupe des chlorobiontes depuis le début du suivi. Il est en augmentation depuis le début des années 2000, probablement en lien avec l'augmentation de la salinité moyenne. Il est principalement représenté par les gracilaires (*Gracilaria spp.*) et par les Callithamniae (espèce marine) qui domine le peuplement de rhodobiontes. Les rhodobiontes sont particulièrement développées au nord de l'étang et sur la façade est ainsi que dans l'étang de Vaïne. Elles sont plus rares au sud, au niveau du Jaï et du littoral de Martigues. Depuis 2016, l'espèce invasive *Gracilaria vermiculophylla* est observée. En 2017, son abondance par rapport à la gracilaire indigène *Gracilaria gracilis* ne semble pas augmenter. L'évolution de sa présence sera néanmoins suivie attentivement. Les évolutions temporelles sont décrites sur les Figure 40 et Figure 41.

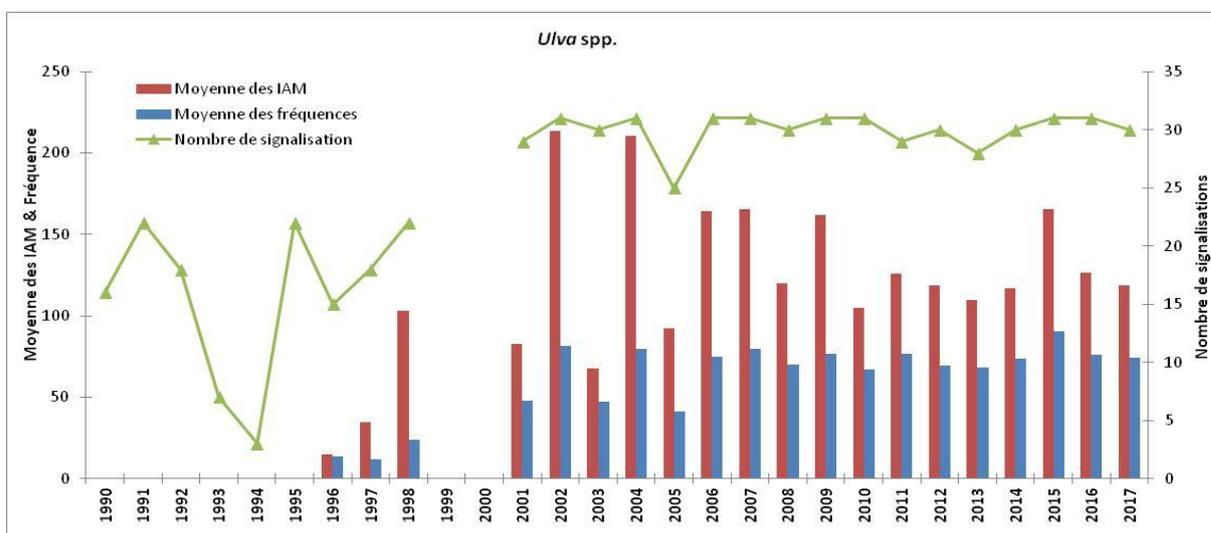


Figure 37: Evolution de 1990 à 2017 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2017 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Ulva spp.* NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (Source Gis Posidonie)

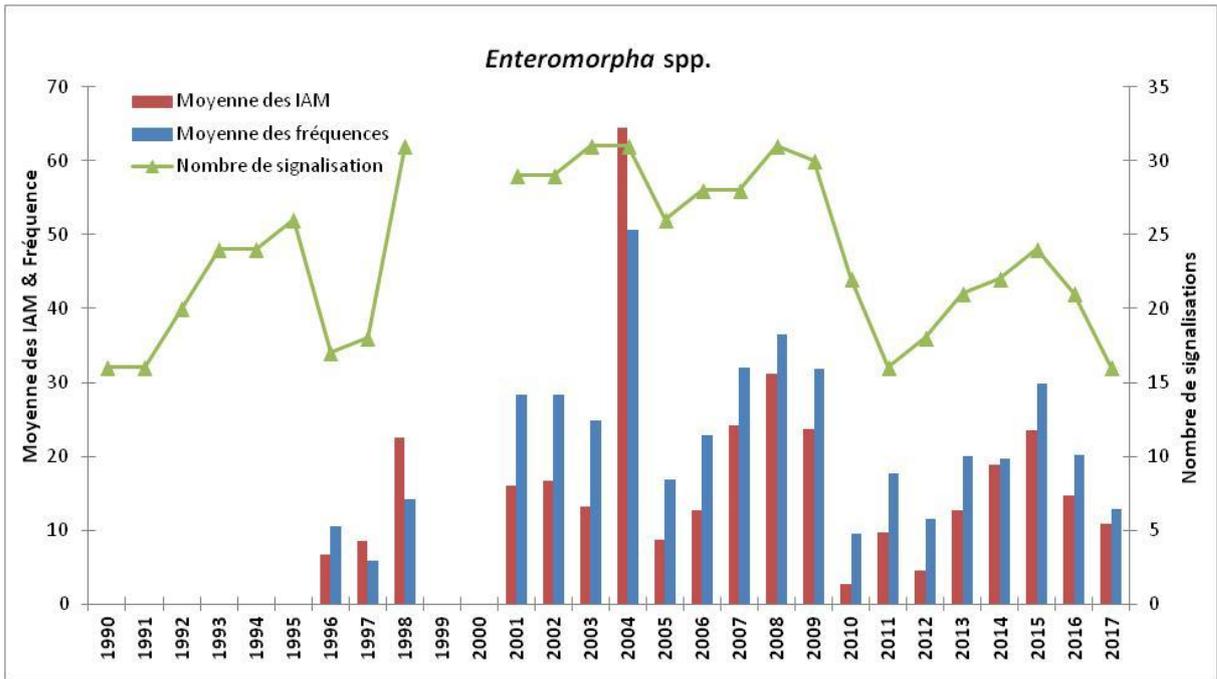


Figure 38: Evolution de 1990 à 2017 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et, de 1996 à 2017, de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Enteromorpha* spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (Source Gis Posidonie)

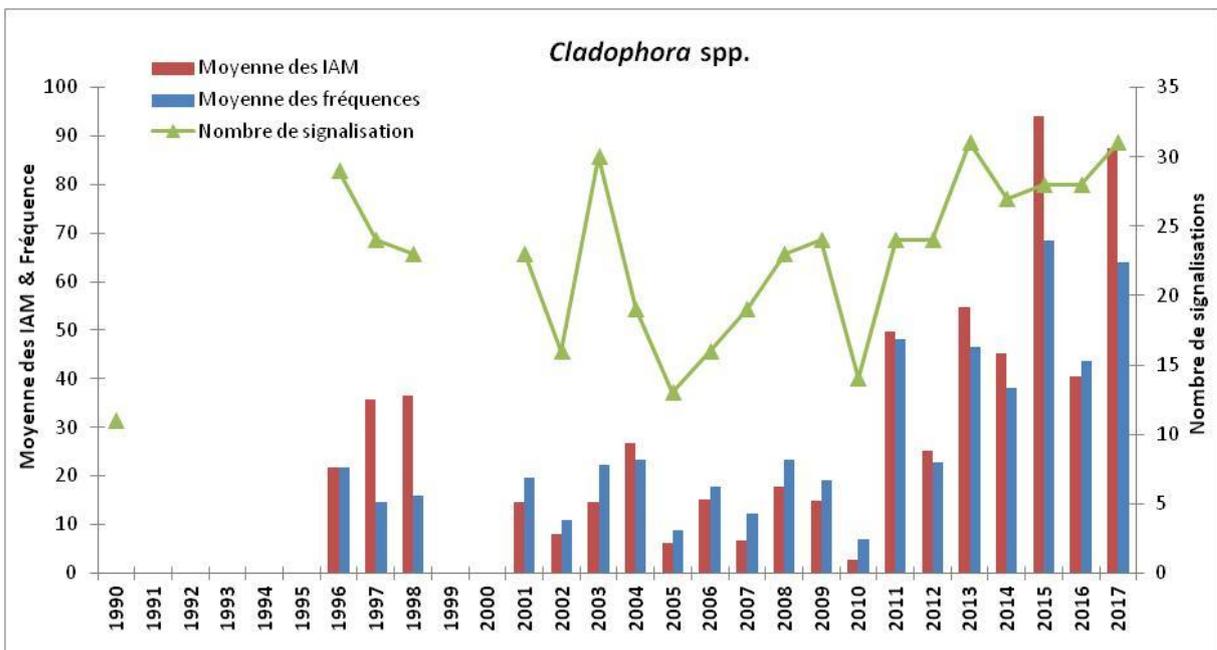


Figure 39: Evolution de 1990 à 2017 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et, de 1996 à 2017, de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Cladophora* spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (Source Gis Posidonie)

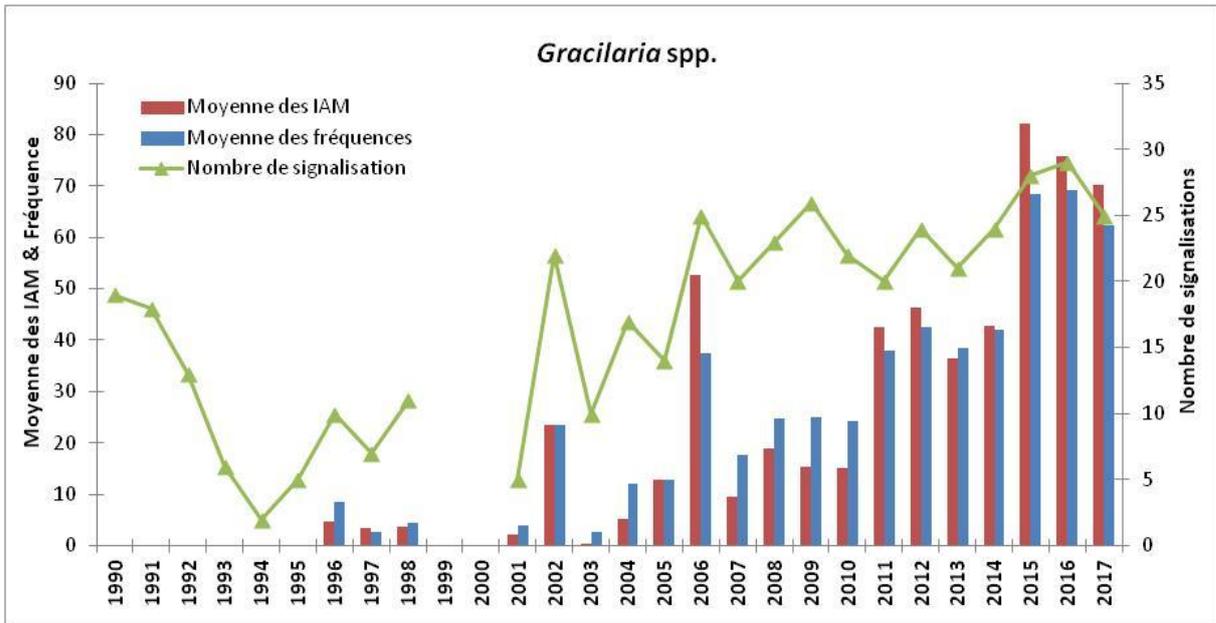


Figure 40: Evolution de 1990 à 2017 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2017 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Gracilaria* spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (Source Gis Posidonie)

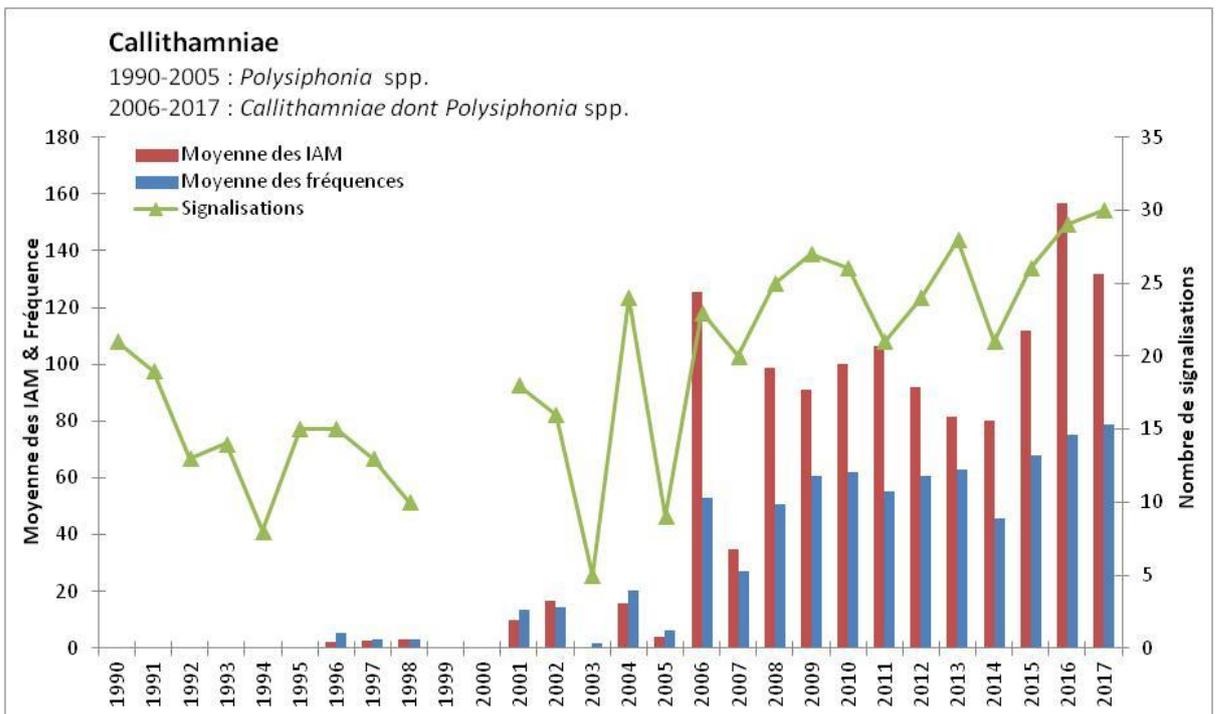


Figure 41: Evolution de 1990 à 2017 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2017 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM des *Callithamniae*. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (Source Gis Posidonie)

4.2 Focus sur les herbiers de zostères

4.2.1 Généralités sur les herbiers de zostères

Les zostères sont des plantes marines (phanérogames marines) qui jouent un rôle majeur dans les écosystèmes lagunaires. On dit que les zostères sont des « ingénieurs d'écosystème », c'est-à-dire que la présence d'un herbier de zostère crée un écosystème à forte valeur ajoutée. En effet, les bénéfices écologiques des herbiers de zostères sont multiples : leurs racines limitent la remise en suspension des sédiments et stockent la matière organique ; leur forte production photosynthétique permet la production d'oxygène dans l'eau ; leurs feuilles abritent une large biodiversité d'épiphytes (organismes vivants sur les feuilles) ; et surtout ces herbiers sont des lieux de reproduction, de nurseries et d'abri pour de nombreuses espèces aquatiques, de poissons notamment. Les herbiers constituent ainsi des « hot-spots » de biodiversité.

A l'échelle d'une lagune leur présence est donc primordiale pour un fonctionnement équilibré. Leur présence en quantité dans un milieu témoigne d'une bonne qualité écologique (faible niveau d'eutrophisation).

Dans l'étang de Berre, on trouve deux espèces de zostères : la zostère naine (*Zostera noltei*, Figure 42) et la zostère marine (*Zostera marina*). La zostère naine possède des feuilles fines (1.5 mm de largeur), jusqu'à 80 cm de haut et peut supporter des dessalures plus importantes. La zostère marine supporte moins les eaux douces, possèdent des feuilles plus larges et plus hautes. Les deux espèces se reproduisent de manière sexuée (production de fleurs et graines) mais la principale voie de développement est la reproduction asexuée par bouturage.



Figure 42: Herbiers de zostères naines près de l'embouchure de l'Arc.

4.2.2 Cartographie des herbiers : méthodes

En 2017, des efforts importants ont été réalisés pour la cartographie des herbiers de zostères, à l'échelle de l'étang de Berre. Plusieurs méthodes ont été utilisées :

- Contourage manuel à partir de différentes sources de données : orthophotographies satellites et aéroportées.
- Cartographie automatisée des herbiers par imagerie hyperspectrale
- Utilisations de *vérités-terrains* en plongée avec utilisation d'un GPS haute précision (80cm). Ces données récoltées *in situ* permettent de valider les différentes cartographiques précédentes.

Le contourage manuel est effectué sur un logiciel de cartographie (QGIS). Un exemple de contourage validé est décrit sur les Figure 43 et Figure 44.

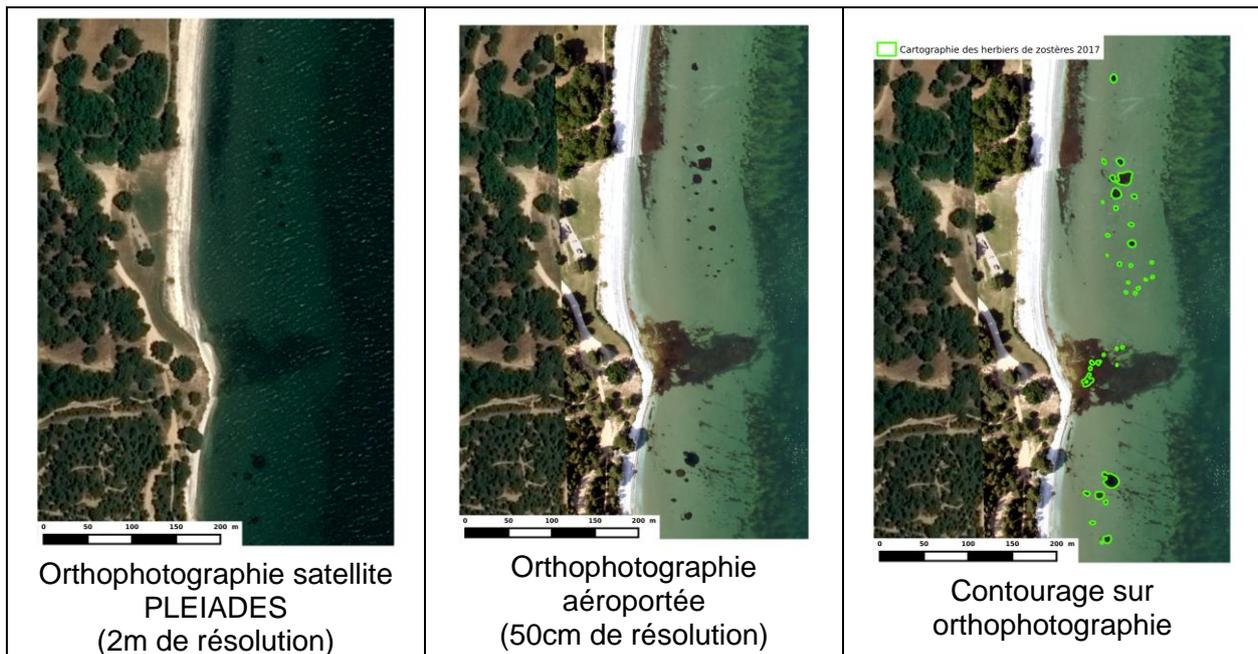


Figure 43 : Exemple de contourage manuel d'herbiers de zostères à partir de 2 sources d'orthophotographies (+vérités terrains) au niveau de Figuerolles (Martigues)

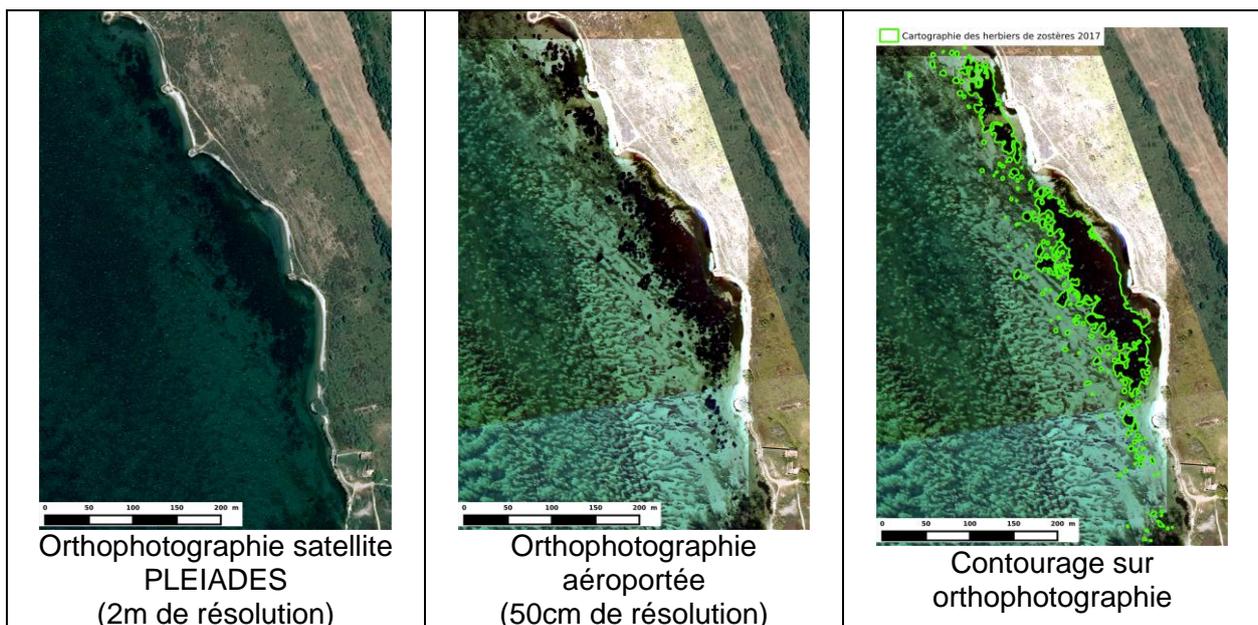


Figure 44 : Exemple de contourage manuel d'herbiers de zostères à partir de 2 sources d'orthophotographies (+vérités terrains) au niveau de Bouquet (Berre l'Etang)

L'utilisation des deux types d'orthophotographies a montré que l'image aéroportée permettait de détourner plus nettement l'ensemble des taches d'herbiers. Pour les herbiers plus étendus comme celui de Bouquet, l'image satellite est cependant satisfaisante.

En 2017, le contournage final est celui basé sur les images aéroportées et validées par les nombreuses « vérités-terrain ». En revanche, l'utilisation d'images satellites de type PLEIADES, moins coûteuses, peut être envisagée afin de réaliser un suivi plus régulier (annuel par exemple) à l'échelle de l'ensemble de l'étang. L'ensemble de ces travaux ont été réalisés dans le cadre d'un stage de Master 2.

Enfin, la méthodologie par imagerie hyperspectrale a nécessité un travail conséquent de recherche et développement en partenariat avec un bureau d'étude. Ce projet est cofinancé par l'Agence de l'Eau (projet retenu dans le cadre de l'appel à projet « Biodiversité 2016 »). Les résultats finaux seront présentés en septembre 2018.

4.2.3 Cartographie des herbiers : résultats et remarques

Des résultats de la cartographie par contournage manuel sur orthophotographies sont présentés sur la Figure 45 pour les principaux herbiers.

Cartographie des principaux herbiers de Zostères

■ Cartographie des herbiers en 2017

- 1 : Pointe de Berre
- 2 : Bassin de délimonage
- 3 : Etang de Vaïne
- 4 : Sud de l'embouchure de l'Arc



Les images du fond proviennent d'images satellites Pleiades



Figure 45: Cartographie des principaux herbiers de zostères en 2017.

Cette cartographie a permis de mettre en évidence une progression des herbiers de zostères dans l'étang de Berre. **Ils colonisent maintenant 17,9 ha contre 4.4 ha en 2014.** Cette progression s'est faite majoritairement à partir des herbiers existants (Pointe de Berre, Arc, bassin de délimonage et étang de Vaïne) par coalescence des tâches existantes, colonisation latérale mais aussi développement en profondeur. Les herbiers descendent jusqu'à 2 m de profondeur et certaines petites taches peuvent être observées plus en profondeur. Un nouvel herbier s'est formé, à partir de coalescence de petite taches, sur la

bordure littorale est (Bouquet) ; de nombreuses nouvelles taches ont également fait leur apparition sur cette même bordure littorale et dans une moindre mesure sur la côte ouest (Ranquet, Figuerolles). Il sera intéressant de suivre le devenir de ces taches pour voir si elles pourront constituer des herbiers dans le futur. Des taches de zostères ne jouent pas un rôle écologique majeur à la différence des herbiers.

Les peuplements sont constitués de zostère naine. Ponctuellement des taches (quelques m²) de *Zostera marina* ont également été observées au cours des différentes prospections de terrain. Cette espèce qui était considérée comme disparue de l'étang de Berre semblerait avoir bénéficié de l'expérience de transplantation réalisée par le GIPREB en 2010. Ce qui n'a pas été le cas pour la zostère naine.

La meilleure transparence de l'eau observée en 2017 devrait avoir permis aux herbiers de zostères de réaliser des réserves énergétiques importantes dans leurs rhizomes. Ces réserves devraient leur permettre un bon début de croissance au printemps 2018 et de mieux résister à des conditions qui seraient moins favorables. En complément, l'augmentation de la surface des herbiers de zostères devrait favoriser de futures colonisations en raison de l'augmentation des boutures disponibles et en constituant une plus grande source de graines si une reproduction sexuée importante a eu lieu en 2017.

La progression des herbiers de zostères est certes relativement importante mais les surfaces couvertes en 2017 restent faibles par rapport aux objectifs du GIPREB (Figure 46) à savoir un herbier continu de 0 à 3 m de fond à l'exception de la partie sud (Jaï) soit un recouvrement de 1 980 ha. La surface en 2017 (17,9 ha) ne représente que 0,9 % de cet objectif. L'écart entre les surfaces actuelles et les objectifs de la DCE (50 % des surfaces potentiellement colonisables par des espèces de référence, environ 1500 ha) reste également considérable pour l'atteinte du bon état écologique.

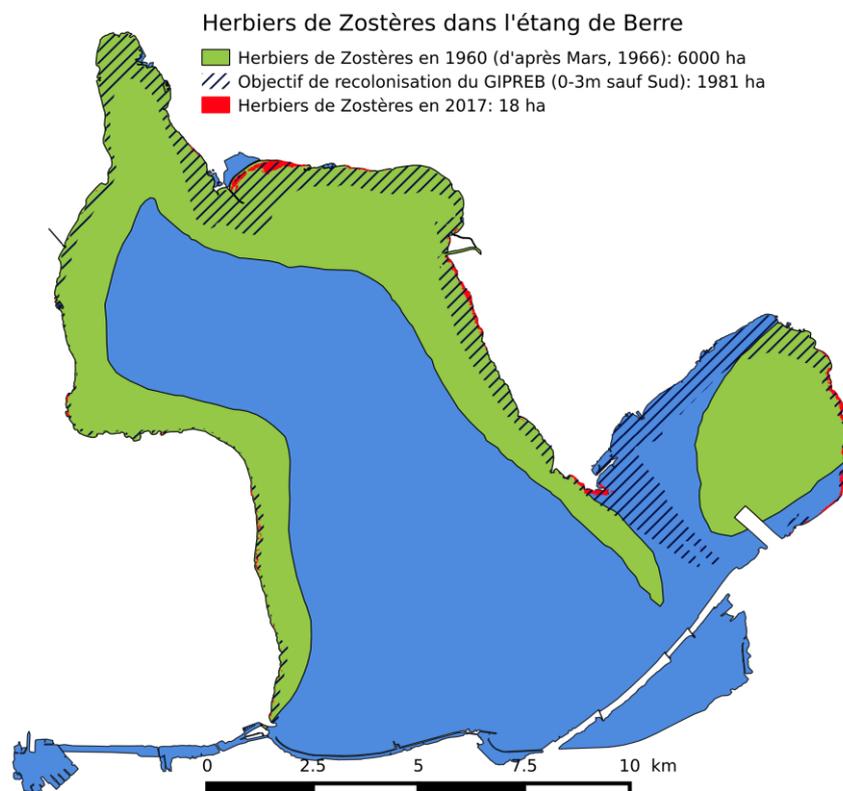


Figure 46: Cartographie des herbiers de zostères de l'étang de Berre en 2017 (en rouge), comparativement à 1966 et à l'objectif de recolonisation défini par le conseil scientifique du GIPREB.

4.3 Synthèse

La diversité taxonomique et les abondances des différents groupes progressent depuis le début du suivi, entre autre grâce à la stabilisation de la salinité et des conditions environnementales. Il est notamment important de signaler le développement des magnoliophytes marines comme les zostères sur le pourtour de l'étang de Berre.

Cependant, la toujours forte présence des algues opportunistes nitrophiles, telles que les ulves, les cladophores ou les entéromorphes témoignent d'un écosystème toujours eutrophisé. Ces macrophytes viennent parfois recouvrir les herbiers de zostères et limiter la disponibilité de la lumière, ce qui peut ralentir leur croissance et donc leur progression.

5 Informations complémentaires

5.1 Acquisition de données complémentaires

5.1.1 Echanges entre Berre-Rove-Bolmon en 2017

Entre le 8 Février et le 8 Mars 2017, le GIPREB a mandaté la société A2E Environnement afin de réaliser des mesures de débits aux interfaces entre l'étang de Bolmon, l'étang de Berre, et le canal du Rove. Trois systèmes de mesures ont ainsi été installés dans les deux fenêtres entre Bolmon et le canal du Rove, et dans la bourdigue de Châteauneuf. Les résultats sont synthétisés sur la Figure 47. Ils montrent la variabilité de ces débits dont l'écoulement est dans les deux sens. Les valeurs moyennes sont résumées dans le Tableau 6.

Tableau 6: Valeurs moyennes des débits entrants et sortants de l'étang de Bolmon entre le 08/02 et 08/03 2017

Ouvrages	Moyenne des débits sortants (m3/s)	Moyenne des débits entrants (m3/s)	Moyenne des débits totaux (m3/s)
Fenetre Esteou	0.23	-0.33	0.12
Fenetre Ouest	0.28	-0.34	0.15
Bourdigue de Chateauneuf	0.18	-0.3	0.11

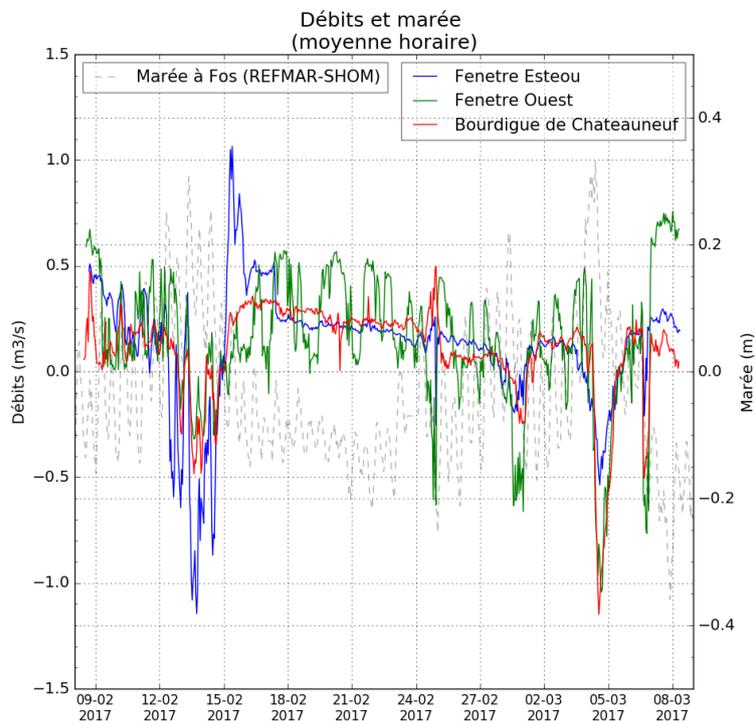


Figure 47 : Moyenne horaire des débits mesurés (m3/s) dans les fenêtres et bourdigue et la marée mesurée à Fos sur la même période (source : REFMAR-SHOM). Les valeurs positives correspondent à un débit sortant de l'étang de Bolmon

En parallèle des mesures de débits, des mesures de hauteurs d'eau dans l'étang de Berre, l'étang du Bolmon et le canal du Rove ont été réalisés en partenariat avec le CEREGE (Samuel Meulé).

Ces mesures ont permis de rédiger un rapport permettant des premiers éclaircissements sur les processus contrôlant les échanges entre ces masses d'eau. La Figure 48 présente une synthèse conceptuelle de ces échanges, extraite du rapport de synthèse Faure & Meule (2017) [4].

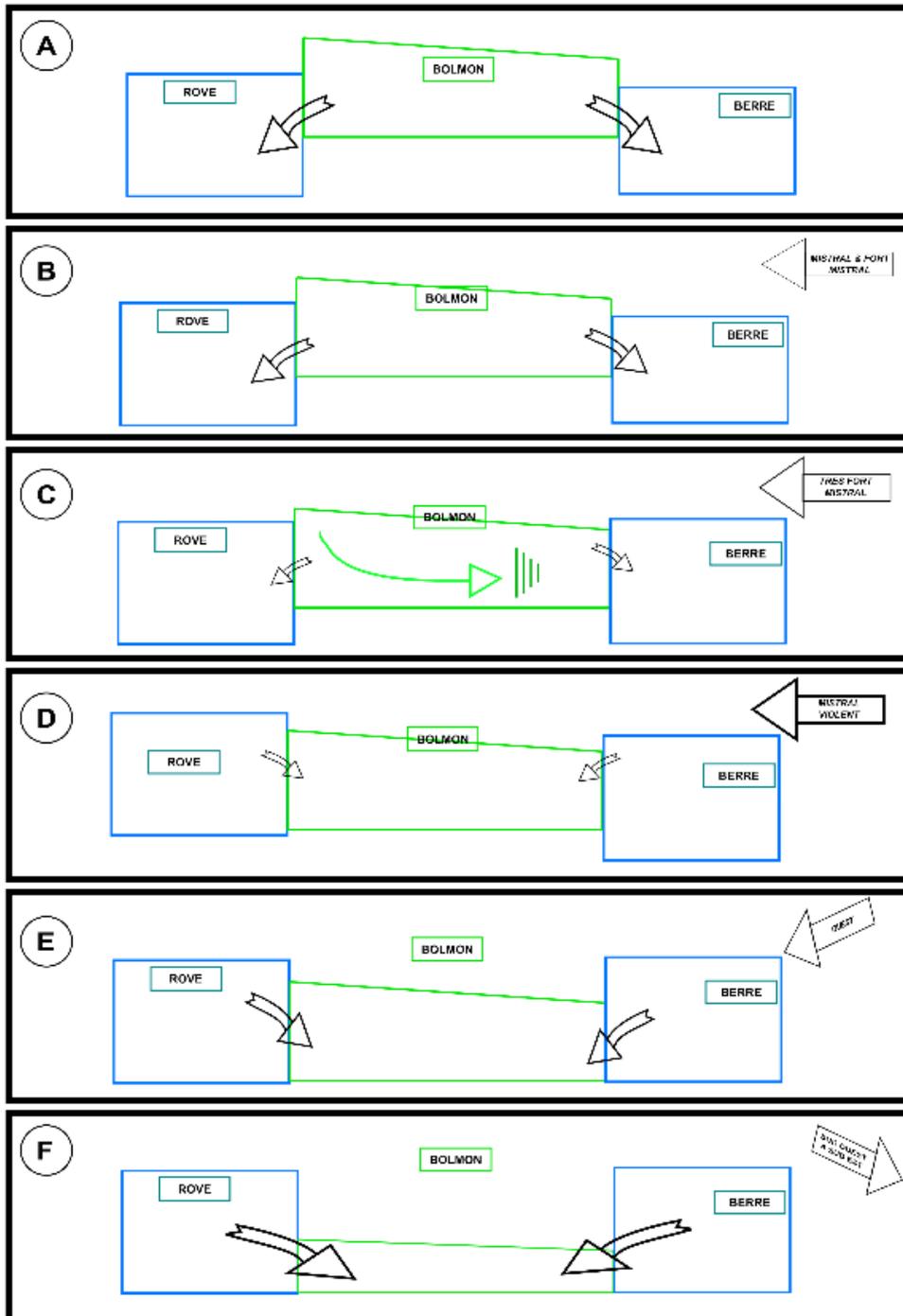


Figure 48 : Schéma conceptuel des différents processus d'échanges entre l'étang de Bolmon, l'étang de Berre, et le canal du Rove (tiré de Faure & Meule (2017), [4])

5.1.2 Palourdes

En 2017, l'étude de classement sanitaire des coquillages fouisseurs dans l'étang de Berre, réalisé dans le cadre d'un partenariat DDTM13/IFREMER/GIPREB a été finalisée : **elle a pu conclure à un état satisfaisant permettant l'ouverture du gisement aux professionnels (ouverture effective le 1^{er} février 2018).**

Le résultat de ce classement est obtenu après un suivi annuel bactériologique et des analyses sur les teneurs en métaux lourds. Ces prélèvements sont effectués dans les conditions de risques maximaux (proximités des rejets et après des orages). Durant cette étude, un ou plusieurs prélèvements montrant des contaminations supérieures aux normes après un orage ont **conduit à classer l'étang de Berre en B pour les coquillages fouisseurs** (épuration obligatoire pour les professionnels).

En parallèle, afin de permettre d'assurer une pêche durable, le GIPREB a conduit une étude sur l'amélioration des connaissances de la biologie et des stocks de palourdes dans l'étang de Berre (stage de Master 2). Les informations apportées ont permis aux services de l'état (DDTM et DIRM) de définir des modalités de pêche (quota, technique...).

Toujours dans un souci de permettre une gestion raisonnée de cette ressource, cette étude va se prolonger dans le temps. Une thèse de doctorat va débuter en 2018 (financement CIFRE, co-encadrement GIPREB-MIO) avec pour but de suivre la ressource, mesurer les effets de la pêche (professionnelle et de loisir), améliorer la connaissance sur la biologie et permettre la construction d'un modèle numérique de gestion.

5.1.3 Données satellites

Au cours de l'année 2017, l'utilisation des données de télédétection satellite a été particulièrement explorée.

La télédétection satellite peut apporter différentes informations au niveau de l'étang de Berre :

- **Des photos en couleur (RGB).** Ces images permettent d'illustrer certains phénomènes comme les lâchers d'eaux limoneuses par la centrale de Saint-Chamas ou la remise en suspension de sédiments par des vents intenses. Dans le cas d'images à très haute résolution, il est possible de cartographier des habitats de l'étang comme les herbiers de zostères.
- **Des données en « couleur de l'eau »,** qui sont calculées par des algorithmes à partir des différentes bandes spectrales d'acquisition des satellites. Ces données sont la concentration de surface en chlorophylle-a (marqueur du phytoplancton dans l'eau) et la concentration en Matière En Suspension (MES). Ces données pourront permettre d'alimenter l'Observatoire du milieu du GIPREB et différents programmes de recherche.

Le double intérêt est l'**aspect spatial** de ces informations, mais aussi l'**aspect temporel**, d'autant plus que les nouvelles générations de satellite ont de très bonnes résolutions et des fréquences élevées d'acquisition.

Parmi les sources de données disponibles et récentes, on peut citer :

- Les données de la constellation « Pleiades », opérée par Airbus Industries. Ces données à très haute résolution sont payantes, et peuvent être acquises en choisissant le jour de l'acquisition.
- Les données des missions SENTINEL 2 et 3, opérées par l'ESA. Les données brutes sont gratuites.

Le GIPREB a fait l'acquisition en Juin 2017 d'une image « Pleiades » pour l'étang de Berre. Cette image a permis d'étudier la faisabilité de cartographier les herbiers de zostères

à partir d'une telle image, et de comparer les résultats avec des images acquises également en juin 2017 mais par avion.

A partir des données de SENTINEL-2, un certain nombre de photos en couleur ont pu être produites par le GIPREB à partir des données Copernicus Sentinel-2 traitées au niveau 2A par le CNES pour le centre de données THEIA. Des exemples de ces images, d'une résolution de 10 m, sont présentés sur la Figure 49 pour différentes dates.

Ces exemples mettent en évidence :

- le panache des eaux issues de la centrale EDF de Saint-Chamas ou de l'Arc, qui sont chargées en matière en suspension
- l'impact du Mistral sur la surface de l'étang de Berre

Les algorithmes permettant de calculer les concentrations en Chlorophylle-a et MES sont encore en cours de développement (calibration et validation) par les chercheurs. Des partenariats sont envisagés entre le GIPREB et différents laboratoires afin d'utiliser les données mesurées *in situ* de l'Observatoire du GIPREB dans le cadre de ces développements. Un exemple d'une carte de MES (ou SPM) est présenté sur la Figure 50 pour la date du 01-03-2017 : c'est une carte illustrative basée sur un algorithme adapté aux zones côtières (Nechad2016), mais qui nécessitera des améliorations pour l'étang de Berre.

Au cours des prochaines années, il deviendrait ainsi possible de disposer de données en Chlorophylle-a et MES avec des résolutions spatiales et temporelles très fines.



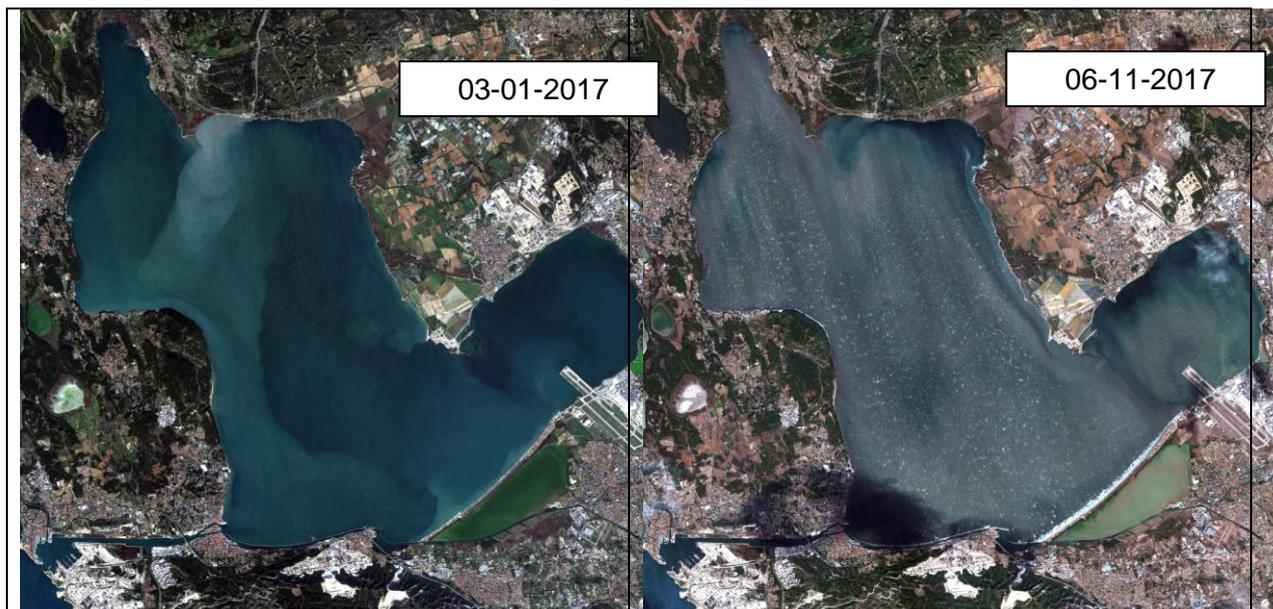


Figure 49: Images issues du satellite Sentinel 2 pour différentes dates (générées par le GIPREB à partir des données Copernicus Sentinel-2 traitées au niveau 2A par le CNES pour le centre de données THEIA).

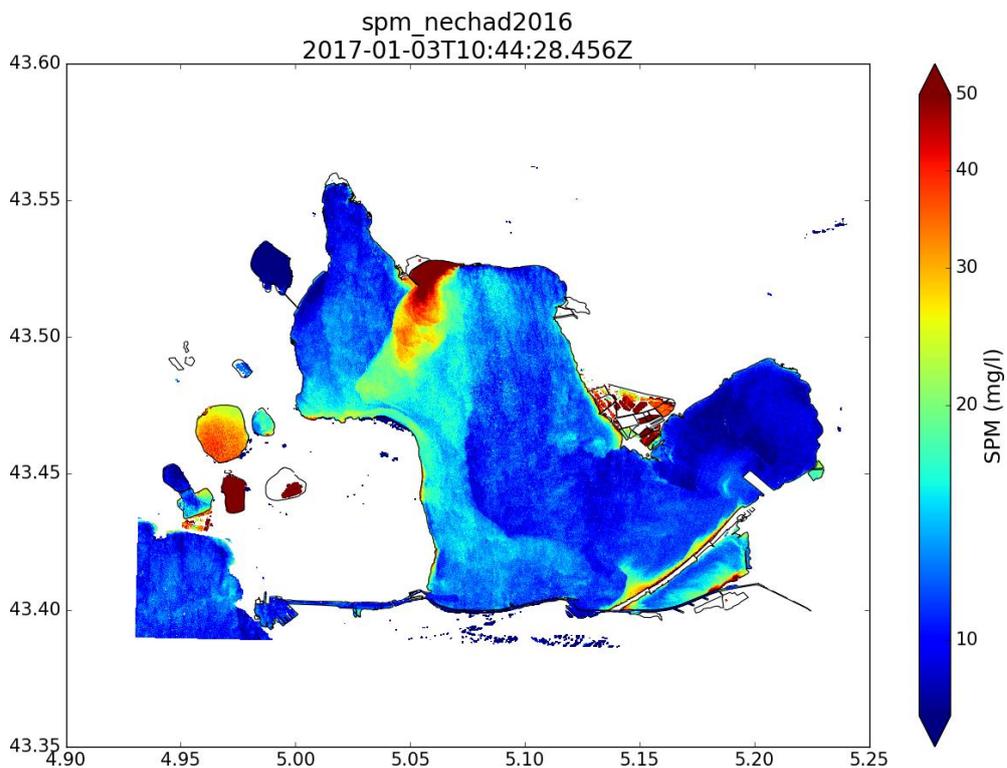


Figure 50 : Exemple d'une carte en Matière en suspension (mg/l) calculée par le GIPREB le 03-01-2017 sur la base de l'algorithme Nechad2016, à partir des données Sentinel-2-L1C de l'ESA. Le calcul a été réalisé par le logiciel ACOLITE (<https://odnature.naturalsciences.be/remsem/software-and-data/acolite>). L'utilisation de ces algorithmes nécessite des développements complémentaires.

5.2 Projets de recherche et thèses en cours

5.2.1 PREDHYPO2

Le projet de recherche PREDHYPO2 est un projet multidisciplinaire dont le titre est le suivant : « étude *in situ* de la variabilité temporelle des conditions de désoxygénation de la

colonne d'eau et des sédiments de l'étang de Berre et de ses conséquences sur le fonctionnement biogéochimique et écologique de la lagune: application à la PREDiction des HYPoxies cÔtières (PREDHYP-O2) ». Il est porté par Sylvain Rigaud de l'Université de Nîmes, en collaboration avec le MIO (Marseille), le CEREGE, l'Université de Bordeaux, le NIVA (Norvège) et le GIPREB.

Les objectifs de PREDHYP-O2 sont :

- d'identifier et mieux comprendre les principaux forçages contrôlant les phénomènes de désoxygénation des eaux de l'étang de Berre
- de caractériser l'impact des variations (à court et long terme) des conditions d'oxygénation/désoxygénation sur les processus chimiques et biologiques de la colonne d'eau et du sédiment.

Les résultats permettront de définir le rôle de chacun des processus physiques, biologiques et chimiques, et de leurs interactions, dans le transfert de l'oxygène et des éléments chimiques (C, N, P, métaux) à l'interface eau - sédiment afin d'en déterminer les conséquences sur le fonctionnement biogéochimique et écologique d'un écosystème soumis à des épisodes d'hypoxie. L'objectif final est d'utiliser ces données pour calibrer et valider un modèle biogéochimique visant à prédire le phénomène d'hypoxie dans l'étang de Berre. Ce modèle, dont la structure sera exportable à d'autres systèmes côtiers, permettra de répondre à des questions en lien direct avec la gestion du milieu :

- quels sont les principaux forçages responsables de l'apparition et du maintien des épisodes hypoxiques dans l'étang de Berre?
- quelles sont les décisions en terme de gestion qui pourraient permettre de limiter/éliminer les conditions hypoxiques dans l'étang de Berre?

PREDHYPO2 se poursuit en 2018 avec la fin des analyses géochimiques et la rédaction des publications scientifiques. Le rapport final de ce projet de recherche devrait être disponible fin 2018.

Dans l'attente de nouveaux financements permettant la poursuite de ce programme de recherche, les mesures en continu d'oxygène dissous, de température et de salinité sur les trois stations se poursuivent en 2018.

5.2.2 Thèse de Guillaume Marchessaux sur *Mnemiopsis leidyi*

Guillaume Marchessaux réalise sa thèse de doctorat au MIO sur *Mnemiopsis leidyi*. Ci-dessous, il présente une synthèse des connaissances actuelles sur cette espèce.

Espèce invasive, le **gélatineux *Mnemiopsis leidyi*** (Figure 51) présent dans les étangs de Berre et de Vaccarès depuis plus de dix ans, perturbe le fragile équilibre écologique de ces lagunes. *Mnemiopsis leidyi* est une espèce de plancton gélatineux non urticante appartenant au phylum des cténaires (Fig. 1). Cette espèce est native des côtes atlantiques américaines (Amérique du Sud, Golfe du Mexique et côte est des Etats-Unis) où elle est observée principalement en zones côtières (i.e. estuaires, lagunes), zones à l'interface entre la mer et le continent, particulièrement influencées par les pressions anthropiques.

Mnemiopsis leidyi est inscrite sur la liste des 50 espèces les plus invasives au monde (IUCN). En effet, transportée par les eaux de ballast de navires marchands, elle a réussi à envahir de nouvelles régions tout particulièrement en Europe. Elle y a été observée à partir de 1980 tout d'abord en Mer Noire, en mer Caspienne, puis elle s'est déplacée grâce aux courants le long de côtes nord méditerranéennes. *M. leidyi* est une espèce dite eurytherme et euryhaline, c'est-à-dire qu'elle s'adapte très bien à de grandes gammes de température (1°C à 32°C) et de salinité (2 à 38). *M. leidyi* peut aussi survivre dans des zones très peu oxygénées. En conditions alimentaires défavorables, *M. leidyi* est capable de s'autodigérer en puisant dans ses réserves et peut ainsi survivre durant des semaines. Grâce à cette plasticité physiologique, *Mnemiopsis leidyi* est capable de « conquérir » des milieux aux caractéristiques parfois très différentes. Espèce hermaphrodite, elle peut pondre en conditions optimales plus de 10 000 œufs par individu par jour. Son cycle de vie simple,

s'effectue en 14 jours en milieu tempéré. *M. leidy* est aussi un prédateur carnivore opportuniste particulièrement vorace. Elle est capable d'ingurgiter une quantité de proies représentant jusqu'à 10 fois son poids humide par jour, et peut s'attaquer aussi bien à de petites proies planctoniques qu'à des proies faisant plusieurs millimètres (larves de poissons, juvéniles d'amphipodes).



Figure 51 : Photo de *Mnemiopsis leidy* (Source : Guillaume Marchessaux)

Une étude interdisciplinaire menée depuis 2015 par Guillaume Marchessaux (MIO & LPED, Aix-Marseille Université), s'intéresse à la compréhension de l'impact écologique et sociologique de la prolifération de *Mnemiopsis leidy* dans les étangs de Berre et de Camargue.

Aucune saisonnalité n'a pu être identifiée dans la présence de *M. leidy* dans les étangs de Berre et de Camargue, cependant, des proliférations plus importantes sont observées de la fin du printemps jusqu'au début de l'hiver. Durant ces périodes-là, la population est composée principalement d'adultes, alors qu'en hiver, ce sont les larves qui dominent. L'étude en laboratoire du cycle de vie de la population de *M. leidy* de l'étang de Berre a montré qu'en période froide, les jeunes individus bloquaient leur croissance pour pouvoir survivre en attendant un réchauffement de l'eau.



Figure 52 : Impact de blooms de *Mnemiopsis leidyi* sur des filets de pêche (Source : C.Claeys et S.Befeld)

Dans les étangs de Berre et du Vaccarès, la prolifération de *Mnemiopsis leidyi* a été identifiée comme un problème pour plusieurs activités humaines. En effet, les pêcheurs professionnels sont les plus affectés : *Mnemiopsis* obstrue et dégrade les filets (Figure 52). De plus, en cas de fort colmatage, cela peut entraîner l'asphyxie des poissons capturés qui deviennent alors pour la plupart invendables. L'impact de l'invasion de *Mnemiopsis leidyi* sur la pêche peut entraîner une perte annuelle de 50 % du chiffre d'affaires. *Mnemiopsis leidyi* n'est pas urticante et n'impose donc pas la fermeture des activités de baignade. Cependant, la présence de fortes concentrations génère toutefois une gêne conséquente pouvant repousser les baigneurs.

La population de *M. leidyi* est nettement établie dans l'étang de Berre. Cette étude interdisciplinaire en océanographie et sociologie permet d'établir un état des lieux de l'impact de l'invasion de *Mnemiopsis leidyi* sur l'environnement de la lagune et sur les activités humaines qui y sont pratiquées. Ainsi, l'objectif final de cette étude sera de proposer des mesures de gestion de cette invasion adaptées à l'environnement de l'étang de Berre.

5.3 Classement de l'état des masses d'eau au titre de la DCE

L'Union européenne s'est engagée dans la voie d'une reconquête de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques en adoptant la Directive cadre sur l'eau, transposée en droit français en 2004. Cette directive impose à tous les Etats membres de maintenir ou de recouvrer un bon état des milieux aquatiques d'ici 2020. Ce bon état englobe l'état écologique et l'état chimique d'une masse d'eau.

Afin d'établir l'état général des masses d'eau, la directive s'appuie sur l'évaluation d'un certain nombre d'éléments de qualité :

- état chimique : les évaluations se font à partir des concentrations mesurées dans l'eau et dans la matière vivante ;
- état écologique : les éléments de qualité suivis sont le phytoplancton, les paramètres physico-chimiques d'appui (essentiellement les nutriments), les macrophytes (espèces de référence et algues opportunistes), la macrofaune benthique associée au substrat meuble.

L'état écologique au titre de la DCE a été mis à jour dans ce document à partir des dernières campagnes DCE dont le maître d'ouvrage est l'Agence de l'Eau. Les données et résultats de ces campagnes sont disponibles dans trois documents :

- Campagne de surveillance DCE 2015, IFREMER, publié en avril 2017 ;
- Mise en œuvre du contrôle de surveillance au titre de la Directive cadre sur l'eau pour l'indicateur benthos/ année 2015, STARESO, publié en octobre 2016

- Campagne de surveillance DCE, Bilan des résultats 2015, Tour du Vallat, agence de l'Eau, Ifremer, Université de Montpellier-UMR MARBEC

Le bon état au sens de la DCE nécessite un classement en très bon ou bon pour l'état écologique et bon pour l'état chimique.

A partir des résultats de cette campagne 2015, et des campagnes précédentes pour les données manquantes, un tableau synthétique a été constitué (Tableau 7). Les deux masses d'eau qui constituent l'étang de Berre (Grand étang et étang de Vaïne) et l'étang de Bolmon ne sont donc pas en bon état au sens de la DCE.

L'état écologique pour chaque masse d'eau est le suivant :

- **Le Grand étang est classé « mauvais »** pour la chimie au regard des résultats acquis dans la matière vivante en 2015 et pour l'état biologique à cause des macrophytes en 2009.
- **L'étang de Vaïne est classé « médiocre »** au regard des macrophytes en 2009, malgré un classement « mauvais » pour les paramètres physico-chimiques (ces derniers ne peuvent pas dégrader la masse d'eau au-delà de l'état moyen).
- **L'étang de Bolmon est classé « mauvais »** pour tous les compartiments en 2015 et 2009, hormis un classement « médiocre » pour la macrofaune benthique.

Tableau 7 : Classement de l'état des masses d'eau au titre de la DCE (données Agence de l'Eau). Rouge : mauvais ; orange : médiocre ; jaune : moyen ; vert : bon ; bleu : très bon.

	Grand étang	Vaine	Bolmon
Etat écologique	2015	2015	2015
Phytoplancton	2015	2015	2015
Macrophytes	2009	2009	2009
Macrofaune benthique	2015	2009	2009
Physico-chimique	2015	2015	2015
Etat chimique	2015		
Chimie eau	2015		
Chimie matière vivante	2015 (4 t op)		
Etat DCE	2015	2015	2015

Une précision concernant l'état chimique du Grand Etang. En 2009, celui-ci était classé mauvais en raison de la présence d'endosulfan dans la matière vivante. En 2012, le classement était bon. En 2015, l'état chimique de l'eau affiche un très bon état ; en revanche, en ce qui concerne la chimie matière vivante, une substance, le 4-ter-octylphénol, composé de synthèse, classée comme perturbateur endocrinien potentiel, dépasse le seuil. Pour information, ce même 4-ter-octylphénol est en dépassement pour toutes les eaux de transition suivies pour le district « Rhône et côtiers méditerranéens » à l'exception du delta du Rhône.

En complément, le rapport de l'IFREMER de 2015 souligne la complexité d'interprétation de ces valeurs et précise : « Il est à noter que ces résultats dépendent du facteur de bioconcentration (BCF) utilisé pour la conversion de la concentration dans la moule en concentration équivalente dans l'eau. Par conséquent, les résultats pour la chimie matière vivante peuvent difficilement être comparés avec ceux des années précédentes, comme les BCF ont été mis à jour pour certaines substances. De plus, en 2015, les limites de quantification ont été modifiées pour certaines substances en lien avec un changement du laboratoire d'analyses pour les contaminants organiques ».

Le Grand étang et l'étang de Bolmon doivent atteindre le bon état écologique en 2027 (dérogation par rapport à l'objectif initial de 2015 du fait du niveau d'eutrophisation). L'étang de Vaine, considéré comme « masse d'eau fortement modifiée », doit atteindre un bon potentiel écologique en 2027, mais l'objectif de bon état chimique doit être atteint comme pour les deux masses d'eau précédentes.

IFREMER conduit actuellement une nouvelle campagne de mesure DCE. La campagne Macrophytes a été réalisée en 2017 et des mesures de contaminants chimiques seront réalisées en 2018. Les données ne sont pas encore disponibles.

6 Conclusions

6.1 Conclusion sur l'état du milieu en 2017

L'année 2017 s'inscrit dans la continuité des années 2015 et 2016 avec une pluviométrie plus faible que la moyenne des 10 dernières années.

Dans ce contexte, **les différents paramètres physico-chimiques de la colonne d'eau confirment une tendance à la diminution de l'eutrophisation** en ce qui concerne le phytoplancton (chlorophylle-a) et les nutriments. Si on se réfère à la DCE ou au suivi RSL, les valeurs de ces paramètres correspondent à des masses d'eau en bon ou très bon état écologique. La concentration en matière en suspension est stabilisée depuis environ 2012, et 2017 est l'année où la clarté de l'eau est la plus importante.

A propos de la problématique de **l'oxygène**, même si les épisodes d'hypoxie voire d'anoxie sont plus courts et moins fréquents qu'auparavant, **ils limitent toujours l'installation de peuplements pérennes et diversifiés de macrofaune benthique dans les zones les plus profondes de l'étang** (supérieures 7 m) qui représentent 48 % de la surface totale. En bordure côtière, les peuplements sont moins contraints par l'oxygène et sont plus diversifiés notamment dans les zones les plus sous influence des eaux marines. Sur la bordure la plus littorale (<3 m) de fond, le développement des palourdes (*Ruditapes philippinarum*) se poursuit. Les moulières sont également en progression.

Concernant le compartiment **macrophyte**, **on observe une progression marquée des magnoliophytes, en particulier la zostère naine**. La cartographie réalisée en 2017 montre une surface couverte par les herbiers de zostère de 18 Ha, en forte augmentation depuis 2014 (4,4 Ha). Cependant, cette surface ramenée aux objectifs de bon Etat tel que défini par la DCE restent très faible (1 % de l'objectif). En parallèle, la structure du peuplement de macrophytes s'améliore : le compartiment végétal est en augmentation dans l'étang à la fois en abondance et en diversité taxonomique. En complément, les espèces présentes sont le signe clair d'une salinité plus élevée de l'étang.

Face à des apports par les rejets EDF qui sont maintenant stabilisés depuis plusieurs années (en apports totaux et variation annuelle), il semble apparaître à présent que la variabilité interannuelle de l'écosystème de l'étang de Berre est directement modulée par la variabilité climatique.

6.2 Trajectoire écologique

Le diagramme de Schramm (Schramm, 1999, [5]) est une représentation schématique des changements relatifs des producteurs primaires (phytoplancton, macrophytes) et des paramètres physico-chimiques dans un gradient d'eutrophisation. C'est un diagramme adapté aux lagunes polyhalines (Le Fur, 2018, [6]).

La Figure 53 présente ce diagramme en y plaçant la situation de l'étang de Berre avant 2000, entre 2000 et 2005, et la situation potentielle en 2017. Dans cette trajectoire écologique, la situation en 2017 est ainsi caractérisée par :

- une diminution de la concentration en nutriments et en phytoplancton,
- le démarrage du développement des herbiers de zostères sur la bordure côtière,
- une augmentation de la clarté de l'eau,
- la présence régulière d'épisodes d'anoxie en particulier au centre de l'étang, et une richesse spécifique faible de la macrofaune benthique,
- la présence persistante des algues opportunistes nitrophiles telles que les ulves, les cladophores ou les entéromorphes,
- Des variations interannuelles de l'écosystème qui sont à présent modulées par les variations climatiques.

Cependant, et comme le note Le Fur (2018, [6]), la notion de trajectoire écologique est complexe: les changements observés au cours d'un processus d'eutrophisation (ou d'oligotrophisation) ne sont pas linéaires et peuvent être soumis à l'hystérésis. De plus, il est très fréquent d'observer des retards dans les réponses des écosystèmes suite à une diminution des apports externes (notion de résilience). En complément, Le Fur (2018) note que l'hystérésis peut également conduire à des restaurations seulement partielles d'un écosystème, suggérant ainsi que des efforts complémentaires de restauration active sont à mener (poursuite de la diminution des apports, ingénierie écologique, réhabilitation).

L'état de l'écosystème de l'étang de Berre en 2017 suggère une tendance à l'amélioration, mais il reste encore dans un état eutrophe et instable : dans quelle direction l'écosystème évoluera-t-il dans l'état actuel des apports ? Cette question reste encore ouverte, et vous en apprendrez plus en lisant notre prochain numéro, parution prévue en 2019 !

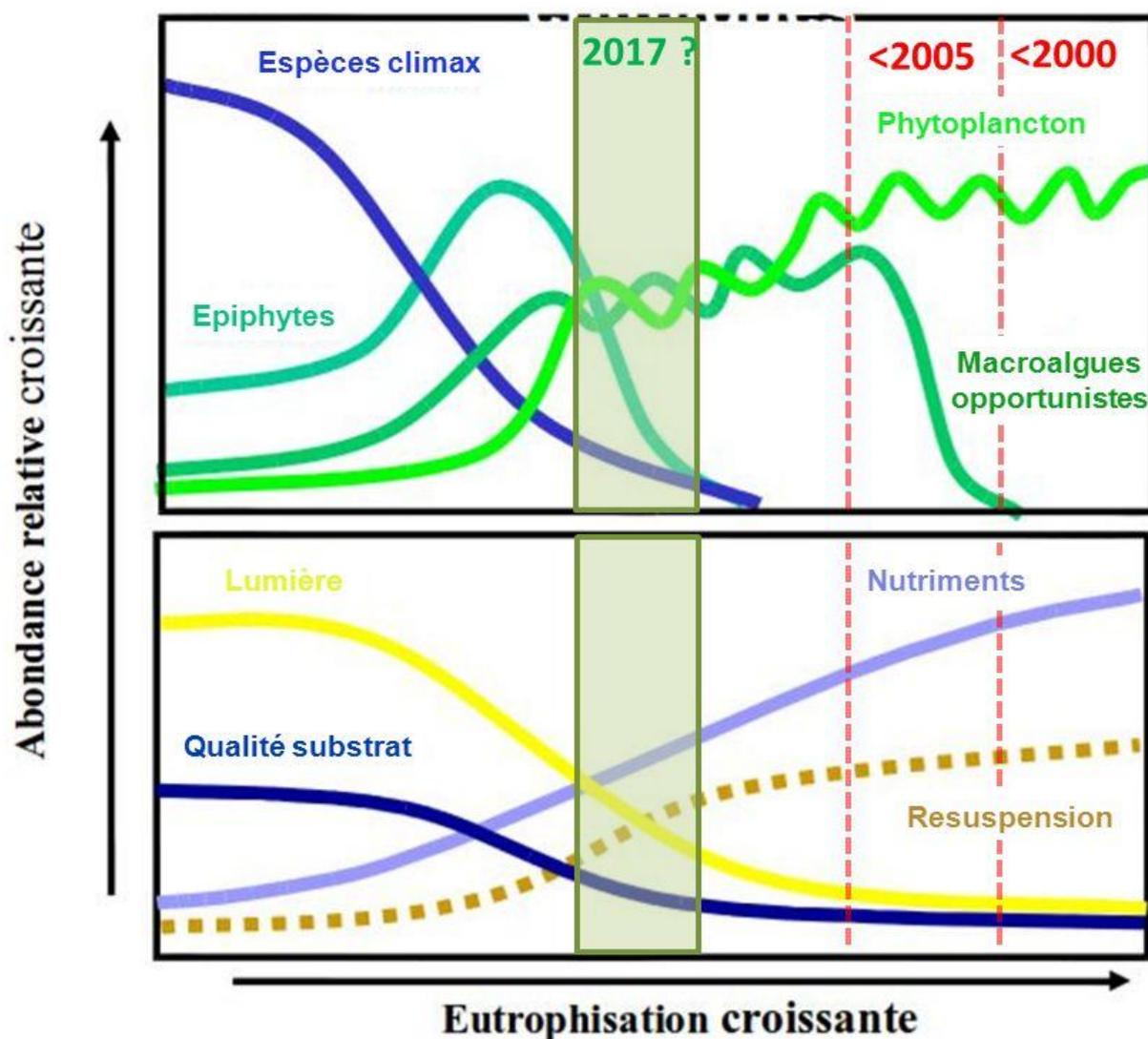


Figure 53 : Diagramme de Schramm (1999), modifié par T.Laugier : état de l'étang de Berre avant 2000, avant 2005, et en 2017. « Espèces climax » correspondent à des espèces de référence comme les zostères, et « macroalgues opportunistes » correspondent à des algues du type ulves.

6.3 Etudes à venir

En 2018, l'observatoire du milieu se poursuit et va se compléter sur certains compartiments. En effet, afin de compléter les critères DCE, il apparaît particulièrement important de s'intéresser aux fonctions et services écosystémiques d'un écosystème.

Au niveau ichtyologique, l'étude sur les pêcheries va se terminer fin 2018 et une étude sur les juvéniles de poissons (JUVABERRE) va débuter. Cette étude vise à étudier la fonctionnalité écosystémique de nurseries de l'étang de Berre et de l'étang de Bolmon, et de proposer si besoin une stratégie opérationnelle de renforcement ou protection de cette fonctionnalité (via de la restauration écologique par exemple).

Une thèse de doctorat va également débuter en 2018 avec pour objectif de réaliser un modèle de gestion de la palourde japonaise dans un but de gestion durable de la ressource. Cette thèse étudiera notamment la biologie de la palourde dans l'étang de Berre (reproduction, croissance, mortalité) ainsi que les liens entre pression de pêche et disponibilité de la ressource.

Enfin, vu le rôle prépondérant des apports en nutriments sur les évolutions de l'écosystème de l'étang de Berre, une mise à jour du bilan des apports (datant de 2005-2006) sera lancée. Ce bilan devra notamment prendre en compte les apports des tributaires naturels (Arc, Touloubre, Cadière et Durançole) y compris en période de crues, les apports de la centrale hydro-électrique et devra aussi distinguer les différentes formes de ces éléments eutrophisants (formes particulaire, dissoute etc.) pour préciser leur rôle dans l'eutrophisation de l'étang. A la demande de l'Agence de l'Eau, ce bilan devrait également être accompagné d'une étude sur la notion de « flux admissibles » (flux de nutriments permettant de maintenir un bon état écologique) à l'aide d'un outil de modélisation.

7 Annexes

7.1 Figures complémentaires compartiment « eau »

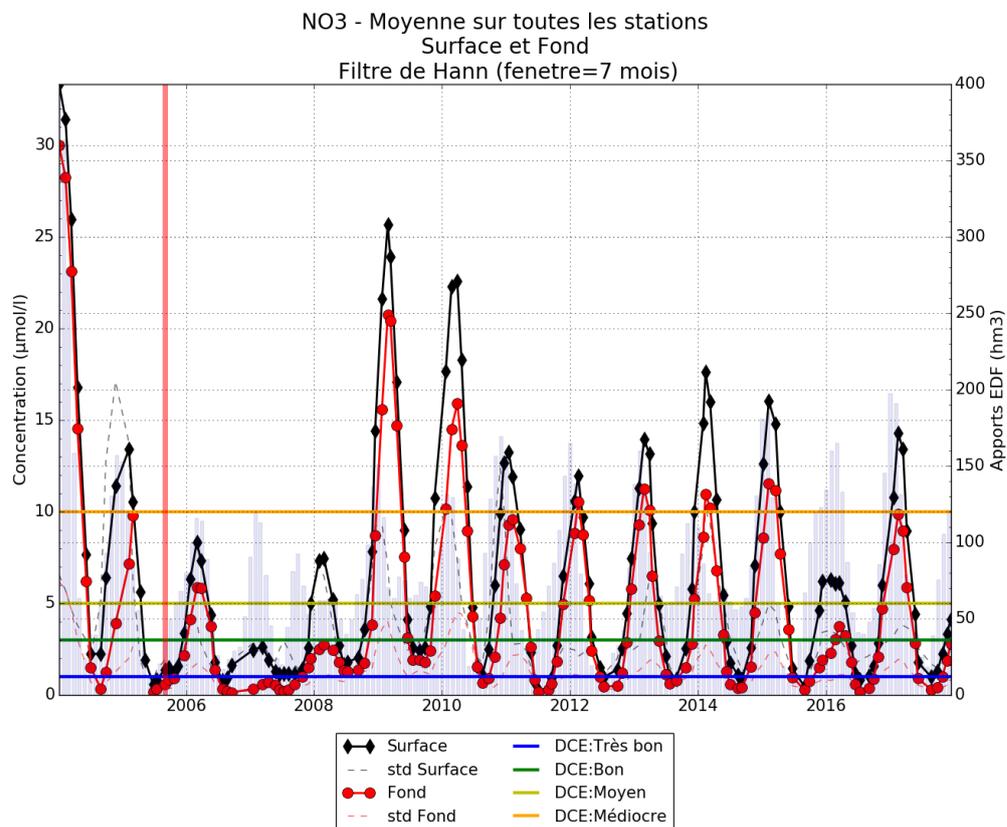


Figure 54: Moyenne glissante (sur 7 mois) de la concentration en nitrates (NO₃) dans l'étang de Berre en surface et au fond. Les écart-types sont présentés en pointillés. Les apports par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas sont présentés sous forme d'histogramme.

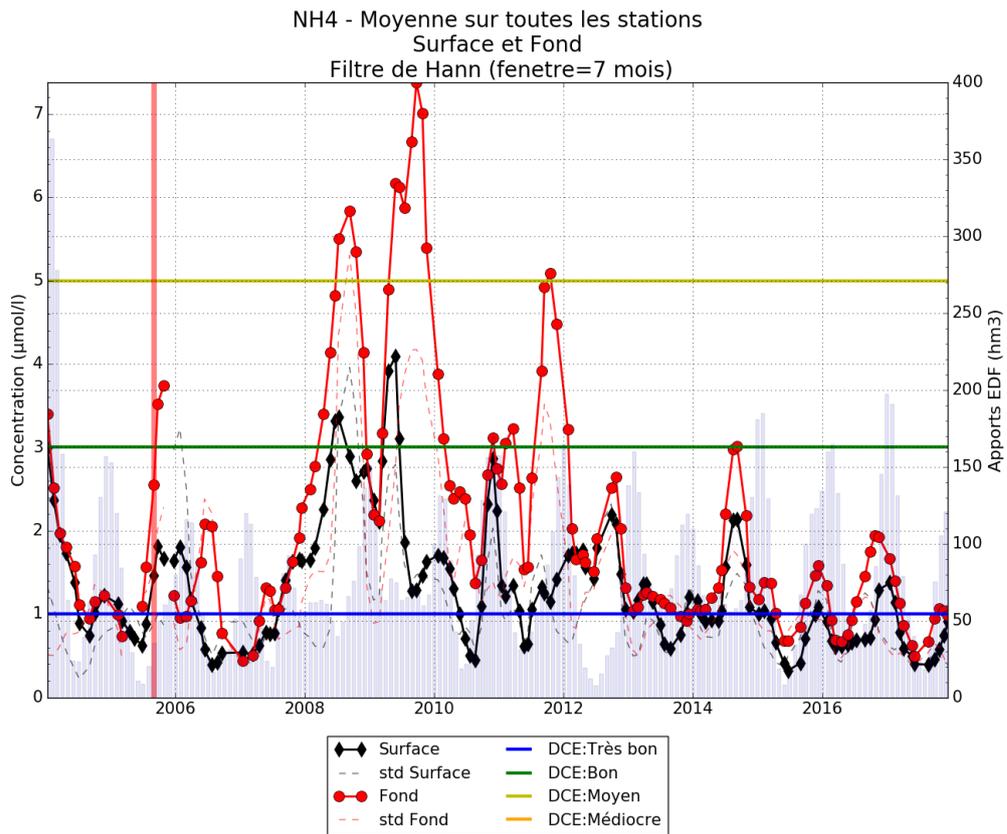


Figure 55 : Moyenne glissante (sur 7 mois) de la concentration en ammonium (NH₄) dans l'étang de Berre en surface et au fond. Les écart-types sont présentés en pointillés. Les apports par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas sont présentés sous forme d'histogramme.

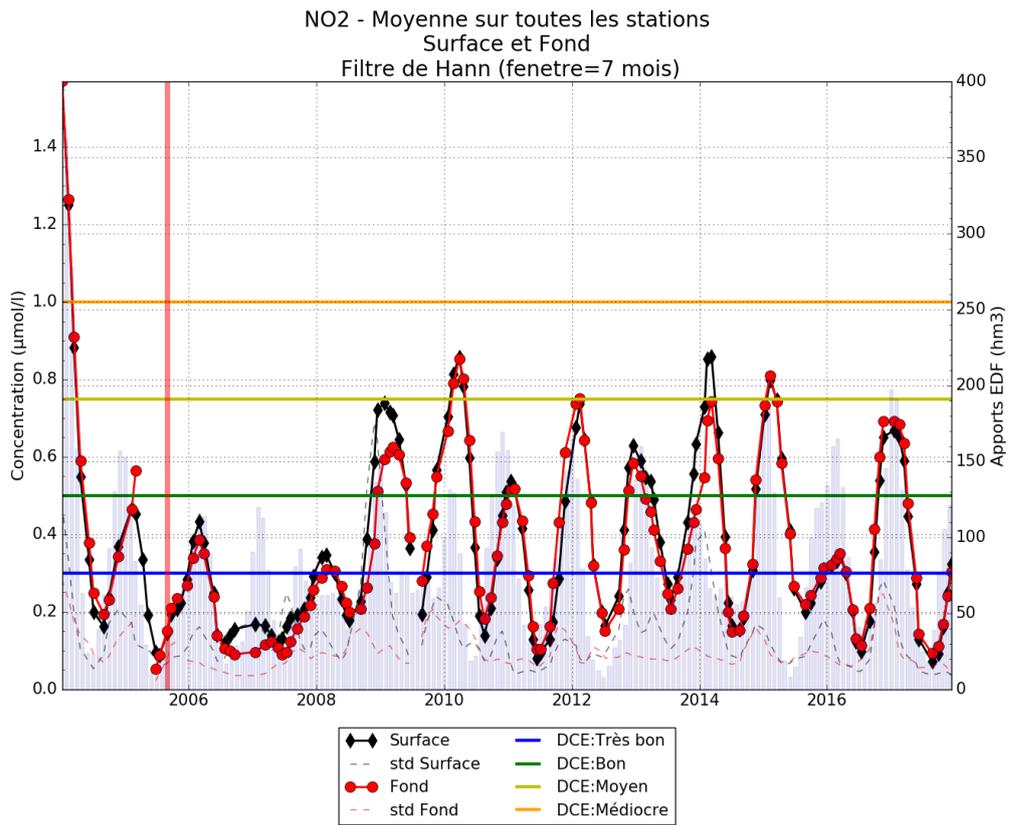


Figure 56: Moyenne glissante (sur 7 mois) de la concentration en nitrites (NO₂) dans l'étang de Berre en surface et au fond. Les écart-types sont présentés en pointillés. Les apports par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas sont présentés sous forme d'histogramme.

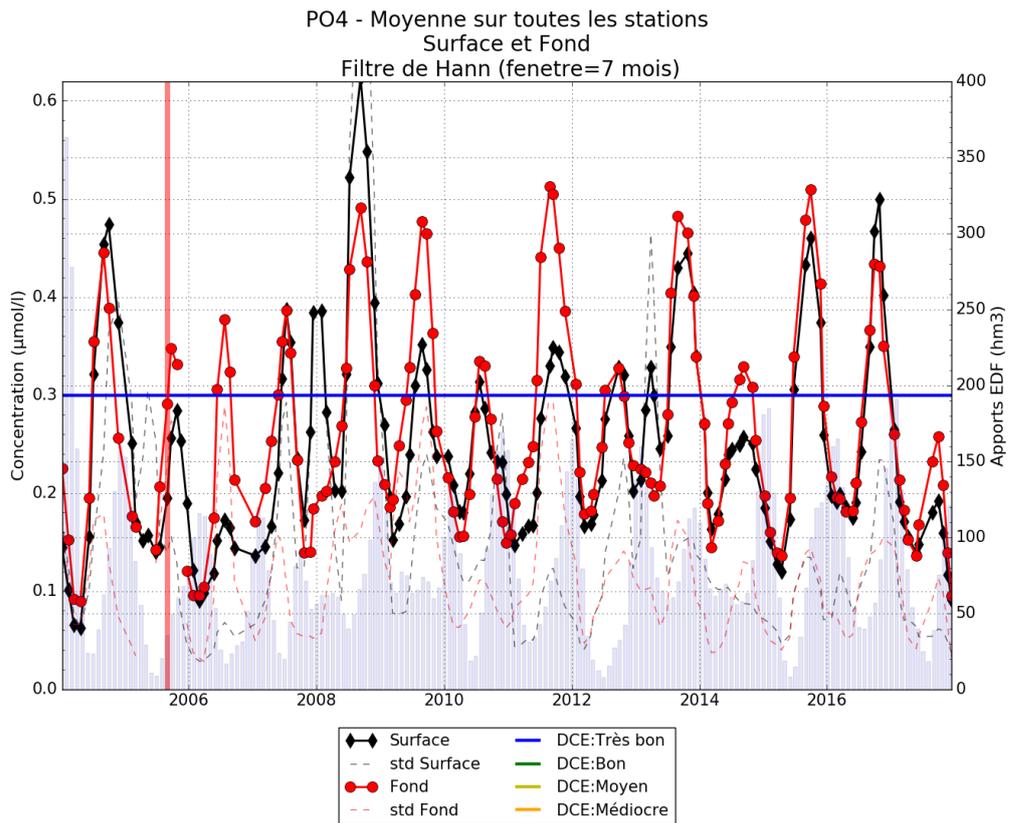


Figure 57: Moyenne glissante (sur 7 mois) de la concentration en phosphates (PO₄) dans l'étang de Berre en surface et au fond. Les écart-types sont présentés en pointillés. Les apports par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas sont présentés sous forme d'histogramme.

Bibliographie

- [1] Gouze E, MARTIN L., GOSSE P., RAIMBAULT P., BERNARDARA P. (2014) Qualité de l'eau de la Durance à St Chamas - Les apports en nutriments et en matières en suspension de la centrale hydro- électrique à l'étang de Berre. La Houille Blanche, n° 3, 2014, p. 64-76.
- [2] Gouze E., Raimbault P., Garcia N., Bernard G., Picon P. (2008). Nutrient and suspended matter discharge by tributaries into the Berre Lagoon (France): The contribution of flood events to the matter budget. C. R. Geoscience 340.
- [3] ASTRUCH P., MONTAGNE G., MASSINELLI L., 2017. 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 2017. Contrat GIS Posidonie/GIPREB. GIS Posidonie publ., Marseille, Fr., 49 pp
- [4] Faure, V., Meulé, S. (2017) Compréhension des échanges entre les masses d'eaux de l'étang de Bolmon, de l'étang de Berre et du canal du Rove. Rapport GIPREB/CEREGE, V0.3, 15/12/2017.
- [5] Schramm, W., 1999. Factors influencing seaweed responses to eutrophication: some results from EU-project EUMAC. Journal of applied Phycology 11: 69–78
- [6] Le Fur I. (2018) Rôle des macrophytes dans la restauration des milieux lagunaires : successions écologiques. Thèse de doctorat de l'Université de Montpellier. 224 pp.



ETANG DE BERRE
UNEXPECTED
| COSTAL
LAGOON |
L'INATTENDU



Cours Mirabeau
13130 Berre-l'Etang
Tel. 04 42 74 15 51
e-mail : gipreb@gipreb.fr
www.etangdeberre.org