

ÉTANG DE BERRE

**OBSERVATOIRE
DU MILIEU**

BILAN ANNUEL 2019



ETANG DE BERRE
UNEXPECTED
| COASTAL
LAGOON |
L'INATTENDU

SOMMAIRE

RETOUR SUR LA SITUATION DE LA FIN DE L'ANNEE 2018.....	7
RESUME	9
CONTEXTE	11
1 METEOROLOGIE ET APPORTS	13
1.1 Conditions météorologiques de 2019.....	13
1.2 Apports par la centrale de Saint-Chamas.....	14
1.2.1 Apports d'eau	14
1.2.2 Apports de limons	15
1.3 Apports par les tributaires	16
1.4 Synthèse des apports	17
2 COMPARTIMENT « EAU ».....	18
2.1 Température et salinité	18
2.2 Oxygène dissous	20
2.3 Nutriments	23
2.3.1 Azote inorganique: NO ₃ , NO ₂ , NH ₄	23
2.3.2 Phosphore inorganique : PO ₄	26
2.3.3 Azote (Nt) et Phosphore total (Pt)	28
3 MATIERES EN SUSPENSION ET TRANSPARENCE	32
3.1 Matière en suspension (MES).....	32
3.1.1 Disque de Secchi.....	34
3.2 Chlorophylle-a / Phytoplancton	35
3.3 Qualité sanitaire.....	37
3.4 Synthèse.....	38
4 COMPARTIMENTS « SEDIMENTS ».....	39
4.1 Qualité des sédiments	39
4.2 Macrofaune benthique	39
4.2.1 Résultats du suivi 2019.....	39
4.3 Suivi des peuplements de moules	44
4.4 Zoom sur les peuplements de palourdes	46
4.5 Synthèse.....	48
5 COMPARTIMENTS « MACROPHYTES »	49
5.1 Suivi des macrophytes.....	49
5.2 Focus sur les herbiers de zostères	54
5.2.1 Généralités sur les herbiers de zostères.....	54
5.2.2 Cartographie des herbiers	55
5.3 Synthèse.....	62
6 INFORMATIONS COMPLEMENTAIRES.....	63
6.1 Acquisition de données complémentaires	63

6.1.1	Données satellites	63
6.1.2	JUVABERRE	63
6.2	Projets de recherche et thèses en cours.....	64
6.2.1	Thèse de Mathilde Mahé sur les palourdes japonaises de l'étang de Berre.....	64
6.2.2	Autres projets	65
6.3	Classement de l'état des masses d'eau au titre de la DCE	65
7	CONCLUSION.....	68
7.1	Conclusion sur l'état du milieu en 2019.....	68
7.2	Trajectoire écologique.....	69
8	ANNEXES	71
8.1	Figures complémentaires compartiment « eau ».....	71
	BIBLIOGRAPHIE	76

INDEX DES FIGURES

Figure 1 : Carte de l'étang de Berre	12
Figure 2 : Bathymétrie de l'étang de Berre (données compilées à partir de différentes sources : SHOM, données Gipreb, LITTO3D))	12
Figure 3 : Écart par rapport aux normes des températures de 2019. En rouge température supérieure aux normes (1981-2010) et en bleu inférieure à la station de Marseille-Marignane (Source Infoclimat).	13
Figure 4 : Précipitations sur la station de Marseille-Marignane en 2019. Cumul mensuel (source Infoclimat).....	14
Figure 5 : Ecart mensuel aux normales des cumuls mensuels de précipitation pour l'année 2019 à la station de Marignane. La normale est calculée sur les années 1981-2010 par MétéoFrance.....	14
Figure 6 : Cumul hebdomadaire des apports d'eau (millions de m ³) à l'étang de Berre par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas en 2019 (données EDF).....	15
Figure 7 : Cumul hebdomadaire des apports de limons (tonnes) à l'étang de Berre par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas en 2019 (données EDF).	15
Figure 8 : Apports en eau des principaux tributaires de l'étang de Berre en 2019 (source Banque Hydro).	16
Figure 9 : Bilan moyen des principales sources d'apports en Azote total et phosphore total sur la période 2014-2018. (STEP : Stations d'épurations urbaines).....	17
Figure 10 : Position des stations du suivi physico-chimiques du GIPREB	18
Figure 11 : Evolution temporelle de la température et salinité en 2019 : moyenne sur toutes les stations et la profondeur.....	19
Figure 12 : Profils verticaux de la température et salinité en 2019, pour toutes les stations, à toutes les dates.	19
Figure 13 : Evolution temporelle de la température et salinité de 2006 à 2019, en moyenne verticale.....	20
Figure 14 : Profils verticaux de l'oxygène (%) en 2019 pour toutes les stations et à toutes les dates.....	21
Figure 15 : Carte des 3 stations de PREDHYPO où les concentrations en oxygène sont suivies en continu.....	22
Figure 16 : Sondes de mesures PREDHYPO (température, salinité, oxygène).....	22
Figure 17 : Concentrations en oxygène dissous (µmol/l) aux 3 stations de suivi du programme PREDHYPO, durant l'été 2019, du 1er juin au 30 septembre 2019. Données transmises par Sylvain Rigaud. PO : site à 3.5m ; PI : site à 5m ; PA : site à 9m.....	23
Figure 18 : Concentrations de surface en NO ₃ , NO ₂ et NH ₄ (µM/l) en 2019 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.	25
Figure 19 a et b : Concentrations en PO ₄ (µM/l) en 2019 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.....	27
Figure 20 : Ntot versus Ptot (en µmol/L) pour chaque année entre 2005 et 2019 : valeurs maximales sur Juin-Juillet-Aout (méthodologie RSL). Moyenne surface-fond sur toutes les stations. Les cadres correspondent aux seuils DCE	28
Figure 21 : Concentrations en Azote total (µM/l) en 2019 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.....	29
Figure 22 : Concentrations en Phosphore total (µM/l) en 2019 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.....	30
Figure 23 : Moyenne de la concentration en Azote et Phosphore total (µmol/l) en surface et au fond dans l'étang de Berre entre 2006 et 2019. Les écarts-types sont indiqués en pointillés.	31
Figure 24 : Moyenne de la concentration en MES (mg/l) total en surface et au fond dans l'étang de Berre entre 2006 et 2019. Les écarts type sont indiqués en pointillés.	32

Figure 25 : Concentrations en MES (mg/l) en 2019 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.....	33
Figure 26 : Moyenne glissante (7 mois) de la profondeur du disque de Secchi de 2006 à 2019.....	34
Figure 27 : Concentration en Chlorophylle-a ($\mu\text{g/l}$) en 2019, en surface et au fond pour toutes les stations. Attention les échelles en ordonnées sont différentes. Les valeurs seuils de la DCE sont indiquées.....	35
Figure 28 : 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 2006 et 2019. Les écarts types sont indiqués en pointillés.....	36
Figure 29 : Résultat de la qualité bactériologique des eaux de nautisme en 2019 sur l'étang de Berre.....	37
Figure 30 : Localisation des sites de prélèvements de la Macrofaune benthique dans l'étang de Berre.....	39
Figure 31 : Benne Orange-Peel pour le prélèvement.....	40
Figure 32 : Richesse spécifique (nombre d'espèces, RS) de la macrofaune benthique des stations suivies mensuellement.....	Erreur ! Signet non défini.
Figure 33 : Densité (nombre d'individus par m^2) de la macrofaune benthique des stations suivies mensuellement.....	Erreur ! Signet non défini.
Figure 34 : 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 et février 2020.....	42
Figure 35 : 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 février 2020.....	42
Figure 36 : Abondance (IAM) de <i>Mytilus galloprovincialis</i> en 2019 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).....	44
Figure 37 : Abondance (IAM) d' <i>Arcuatula senhousia</i> en 2019 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).....	45
Figure 38 : Evolution des valeurs d'abondance (IAM) de <i>Mytilus galloprovincialis</i> et <i>Arcuatula senhousia</i> entre 2006 et 2019 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).....	45
Figure 39 : Histogramme de fréquence de taille de la palourde japonaise dans l'étang de Berre au printemps 2019 (N = 4 059).....	46
Figure 40 : Carte des densités moyennes interpolées – méthode : TIN (Interpolation triangulaire) cubique- grid = 20000 x 20000.....	47
Figure 41 : Carte des 31 transects littoraux du suivi macrophytes.....	49
Figure 42 : Evolution de 1990 à 2019 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2018 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).....	51
Figure 43 : Evolution de 1990 à 2019 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et, de 1996 à 2018, 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).....	51
Figure 44 : Evolution de 1990 à 2019 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2018 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).....	52
Figure 45 : Evolution de 1990 à 2019 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2018 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).....	52
Figure 46 : Evolution de 1990 à 2019 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2018 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM des <i>Callithamninae</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).....	53
Figure 47 : Herbiers de zostères naines près de l'embouchure de l'Arc.	54
Figure 48 : Photos des secteurs des herbiers de la pointe de Berre (à gauche) et des Marettes (à droite). On y observe bien les zones de mattes mortes entre quelques brins, taches de zostères vivantes.....	55
Figure 49 : Cartographie des herbiers de zostères à la Pointe de Berre en 2018 (photo : image Pleiades 2018, CNES).....	60
Figure 50 : Cartographie des herbiers de zostères à la Pointe de Berre en 2019 (photo : image Pleiades 2019, CNES).....	61
Figure 51 : Cartographie des herbiers de zostères en 2018 et 2019 (photo : image Pleiades 2019, CNES). De gauche à droite : Marettes (étang de Vaïne), Bouquet (côte est), Figuerolles (côte ouest).	62
Figure 52 : Cartographie des herbiers de zostères du bassin de délimonage en 2017 et 2019 (photo : image Pleiades 2019, CNES).	60
Figure 53 : Diagramme de Schramm (1999), modifié par T.Laugier : état de l'étang de Berre avant 2000, avant 2005, en 2017, en 2018 et 2019. « Espèces climax » correspondent à des espèces de référence comme les zostères, et « macroalgues opportunistes » correspondent à des algues du type ulves.	70
Figure 54 : Moyenne de la concentration en nitrates (NO ₃) dans l'étang de Berre en surface et au fond. Les écart-types sont présentés en pointillés.	71
Figure 55 : Concentrations en NO ₃ , NO ₂ et NH ₄ (µM/l) en 2019 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.....	72
Figure 56 : Moyenne de la concentration en ammonium (NH ₄) dans l'étang de Berre en surface et au fond. Les écart-types sont présentés en pointillés.....	73
Figure 57 : Moyenne de la concentration en nitrites (NO ₂) dans l'étang de Berre en surface et au fond. Les écart-types sont présentés en pointillés.	74
Figure 58 : Moyenne de la concentration en phosphates (PO ₄) dans l'étang de Berre en surface et au fond. Les écart-types sont présentés en pointillés.....	75

RETOUR SUR LA SITUATION DE LA FIN DE L'ANNEE 2018

A partir de l'été 2018, et jusqu'à la fin de l'année, l'ensemble de l'étang de Berre a subi une grave crise anoxique et eutrophique qu'il n'avait encore jamais connue. Une importante dégradation de l'écosystème a pu être observée sur la quasi-totalité des fonds de l'étang, caractérisée entre autres par des mortalités importantes de poissons et coquillages (palourdes) et des eaux très turbides et chargées en matières organiques. Cette crise trouve son origine dans une conjonction, de type « effet cocktail », de plusieurs facteurs : apports importants d'eaux douces et de nutriments (rivières et rejets EDF, ces derniers contribuant entre 50 et 90 % des apports en azote), absence de vent durant l'été très chaud, stratification verticale importante (salinité et température), biomasse benthique importante (notamment des palourdes).

L'année 2018 a été marquée par des apports d'eau douce importants de la centrale hydroélectrique EDF de Saint-Chamas, soit 1 232,7 millions de m³, supérieurs à la moyenne établie depuis 2005 (912 millions de m³). EDF avait déjà turbiné 82,9 % de son quota d'eau annuel et 72,4 % de son quota de limons annuel en juillet 2018. Les apports de limons ont été également en hausse par rapport aux années précédentes avec 67 380 tonnes de limons sur l'année civile, dont de fortes quantités entre janvier et juillet et des apports d'eau et de limons inhabituels à partir du mois d'août. Ces rejets exceptionnels cumulés à la reprise des turbinages EDF dès la fin août ont contribué au maintien de la crise anoxique jusqu'à la fin de l'année.

Les apports pluviaux ont été plus conséquents (130 millions de m³), en particulier à l'automne par rapport aux années précédentes plutôt sèches. Les cumuls annuels (840,5 mm) ont été ainsi les plus importants depuis 1972. En conséquence les apports par les tributaires naturels ont été également en hausse (207 millions de m³).

Le début de l'année 2018 se situait dans la continuité des années précédentes (2016-2017 notamment) avec un niveau d'eutrophisation proche du bon état (Azote total, Phosphore total, Chlorophylle a). Néanmoins, les rejets printaniers de la centrale EDF ont entraîné une baisse inhabituelle de la salinité (inférieure à 20 sur tout l'étang en surface) et le maintien d'une forte différence de salinité entre les eaux de surface et les eaux de fond. Ces faibles salinités ont modifié la structuration des peuplements de macrophytes observés au mois de juin 2018 en favorisant le développement des cladophores et en réduisant les abondances d'espèces marines de type rhodobiontes. On a noté la forte présence d'algues opportunistes nitrophiles (ulves, cladophores...) témoignant d'un système eutrophisé. Les herbiers de zostères, suivis sur quelques sites, ont poursuivi leur dynamique de progression jusqu'à la crise écologique. Ils étaient néanmoins si peu développés qu'ils n'ont pu jouer un rôle positif pour l'oxygénation de la colonne d'eau.

A partir de la fin du mois de juillet 2018 et au moins jusqu'à la fin de l'année 2018, on a assisté à une bascule importante de l'écosystème et l'installation d'une crise écologique majeure. Ainsi, sous l'effet des apports en nutriments importants du printemps, de la forte chaleur et du fort ensoleillement, d'importants blooms planctoniques se sont développés dans l'étang de Berre, réduisant fortement la transparence. L'absence notable de vent pendant la période estivale, combinée à la forte stratification des eaux, a provoqué des anoxies en profondeur. Ces anoxies ont été renforcées par l'importante demande en oxygène nécessaire à la dégradation de la matière organique issue de la sédimentation du phytoplancton et par la respiration de la biomasse benthique (des palourdes notamment). Dans la partie profonde, on a enregistré jusqu'à 25 jours continus d'anoxies. Ces anoxies sont remontées jusqu'à des profondeurs faibles (1,5 m), touchées près de 93 % de la surface de l'étang et décimées les peuplements de macrofaune benthique. Seules

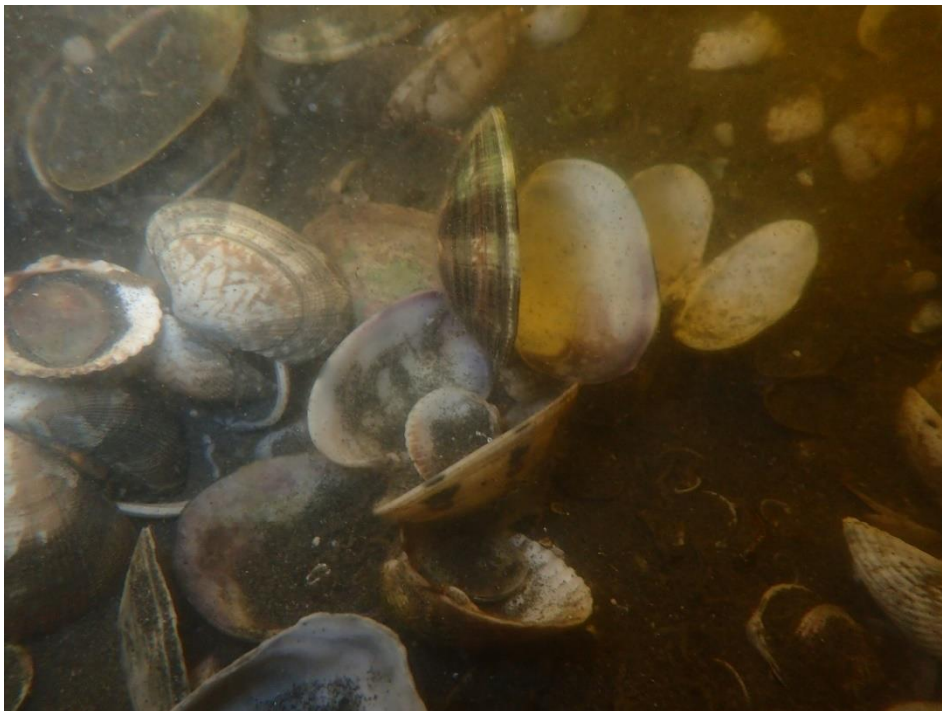
3 stations sur les 10 observées dans le cadre du suivi de la macrofaune benthique présentent encore des organismes vivants en septembre 2018 et toutes les abondances ont chuté.

Au cours de l'automne 2018, les niveaux d'eutrophisation ont été les plus élevés observés depuis 2005. **Les concentrations de chlorophylle a ont été les plus fortes observées depuis 1998.**

Cette crise, avec ces forts niveaux d'eutrophisation et la persistance d'épisodes d'hypoxie voire d'anoxie s'est poursuivie au moins jusqu'à la fin de l'année 2018 sous l'effet des apports importants d'eaux douces et de nutriments (forte pluviométrie, rivières, canal EDF) de l'automne.

Alors que depuis les dernières années on assistait à une amélioration de l'écosystème notamment vis-à-vis de l'eutrophisation, l'année 2018 apparaît comme un recul important vers un système plus eutrophe dans cette trajectoire écologique, proche de celui des années 2000. Cependant, il est difficile de prévoir si cet épisode constitue un simple accident ou au contraire s'il s'agit d'un véritable point d'inflexion dans la dynamique de restauration de l'étang de Berre. Les mortalités massives de macrofaune benthique, ainsi que la sédimentation du phytoplancton en excès, sont à l'origine d'un important stock de matières organiques sur les fonds de l'étang qui peut constituer une source de nutriments importante par la reminéralisation. Les capacités d'épuration de cette matière organique via son exportation par le chenal de Caronte vont dépendre des conditions environnementales (pluviométrie, régime de vent, apports en eau douce...). La recolonisation des peuplements benthiques, fortement impactés par cette crise, dépendra des sources de larves potentielles. Ce contexte de fortes mortalités a laissé de nombreuses niches écologiques libres, ce qui pourrait favoriser l'apparition de nouvelles espèces.

Les prochains suivis de l'Observatoire du milieu permettront de connaître et d'évaluer la capacité de résilience de l'étang de Berre.



Palourdes mortes, septembre 2018

RESUME ANNEE 2019

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 autres, de suivre l'évolution de l'étang au travers de l'Observatoire du milieu. Le présent rapport décrit les résultats du suivi du milieu 2019 tout en les replaçant dans une trajectoire historique.

L'année 2019 fait suite à la crise écologique de 2018 qui a été marquée par une importante crise dystrophique engendrant des anoxies même dans des secteurs peu profonds et des mortalités associées à ces anoxies. Ainsi, les résultats de l'observatoire 2019 permettent d'observer la résilience des différents compartiments après cette crise.

L'année 2019 peut être considérée comme une année chaude et pluvieuse sur l'étang de Berre. Elle a été marquée par des **températures supérieures aux moyennes habituelles sur l'étang de Berre** (+0.93°C par rapport à la moyenne 1980-2010). L'été 2019 est le troisième été le plus chaud depuis l'an 2000 (après 2003 et 2018).

La pluviométrie a été plus importante (**647.5 mm**) que les dix dernières années mais s'est concentrée **à partir de l'automne**, après une première partie de l'année plutôt sèche. Les cumuls automnaux ont alors été assez importants, engendrant parfois des **crues « décennales »** sur les fleuves côtiers lors d'épisodes orageux particulièrement intenses. Ainsi, si les apports en eau douce par les rivières sont en augmentation en 2019, avec près de **300 millions de m³** d'eau, plus de la moitié de ces apports ont eu lieu lors de ces épisodes orageux (en novembre et décembre).

Au contraire, les **apports par la centrale hydroélectrique** ont été **les plus faibles** depuis sa mise en place (**573,71 millions de m³**) et concentrés principalement en début d'année (**janvier à mi-mars**).

Sous l'effet de ces apports faibles pendant la majeure partie de l'année et notamment le printemps et l'été, on observe une **diminution de la concentration en nutriments** (Azote et Phosphore) dans la colonne d'eau en 2019. Même si les niveaux de ces paramètres restent légèrement supérieurs à ceux de l'année 2017, ils témoignent d'un retour vers un plus faible niveau d'eutrophisation dans la colonne d'eau. Les épisodes de crues et les ruissellements associés aux épisodes orageux intenses de la fin de l'année 2019 ont été à l'origine d'augmentation des concentrations en nutriments, mais de manière limitée spatialement et temporellement. Les **conditions d'oxygénation ont été meilleures que l'année précédente**, et les anoxies sont cantonnées aux secteurs les plus profonds, sans remontée vers les zones littorales (moins profondes). La transparence de l'eau a été bonne avec des concentrations en Matières en suspensions et en Chlorophylle a faibles.

Pour le **compartiment de la macrofaune benthique**, après les mortalités massives observées en 2018, on observe des signes de recolonisation avec la présence de juvéniles de moules ou d'espèces pionnières (*Capitella capitata*, *Arcuatulata senhousia*, *Corbulla gibba*) qui constituent la majorité des peuplements. La **richesse spécifique reste très faible** et ne retrouve pas les valeurs d'avant la crise. Sur la bordure côtière, la recolonisation semble plus rapide qu'en profondeur avec parfois des densités élevées mais liées à l'explosion d'une espèce (souvent des juvéniles de moules). Les espèces marines, qui avaient été observées début 2018 à l'embouchure du chenal de Caronte, ne sont pas revenues.

En ce qui concerne les macrophytes, les **espèces nitrophiles** (ulves, cladophores...) sont toujours **abondantes** et témoignent d'un écosystème eutrophisé. **Pour les herbiers de zostères, dont plus de 50 % de la surface a disparu, la crise a eu un impact majeur.** La

surface est estimée en 2019 à 7.2 ha contre 17.9 ha en 2017. Certains herbiers historiques ont même disparu de plus de 90 % (Pointe de Berre, Vaïne) et leur état de dégradation est tel, qu'il n'est plus possible de parler d'herbier. Le rôle écologique de ces herbiers n'est plus assuré.

En conclusion, l'écosystème de l'étang de Berre en 2019 semble montrer un recul sur la trajectoire d'amélioration observée depuis 2014 et stoppée par la crise de 2018. Si sur le compartiment « eau », on peut constater des niveaux d'eutrophisation faible, en partie sous l'effet d'apport d'eaux plus faible, pour les compartiments plus intégrateurs (macrofaune benthique, macrophytes, zostères) **les effets de la crise sont toujours visibles et bien marqués**. Leur résilience est plus lente et va être conditionnée par le maintien dans le temps de conditions d'eutrophisation favorables (apports faibles, peu d'anoxies, bonne transparence). Evidemment, la survenue d'une nouvelle crise écologique pourrait être fatale à la recolonisation des fonds.

Les prochains suivis de l'Observatoire permettront de suivre la vitesse de recolonisation de ces compartiments, l'apparition de nouveaux peuplements ou de nouvelles associations d'espèces. La dynamique d'amélioration, qui était observée depuis 2014 jusqu'à la crise de 2018 va-t-elle reprendre ? De quelle manière et à quelle vitesse ? Est-ce que les herbiers de zostères dégradés vont reprendre ou périr ?

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 et réalisé par la Mission de reconquête depuis 1994 puis enrichi par le GIPREB, s'ajoutent les résultats d'acquisitions ponctuelles, de programmes de recherche, 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 2019. Ces données sont tout d'abord décrites afin de caractériser l'état des lieux en 2019, puis elles sont replacées dans un contexte plus large afin d'estimer une trajectoire écologique.

Des informations complémentaires ou de nouvelles mises à jour peuvent se trouver sur le site internet du Gipreb : etangdeberre.org

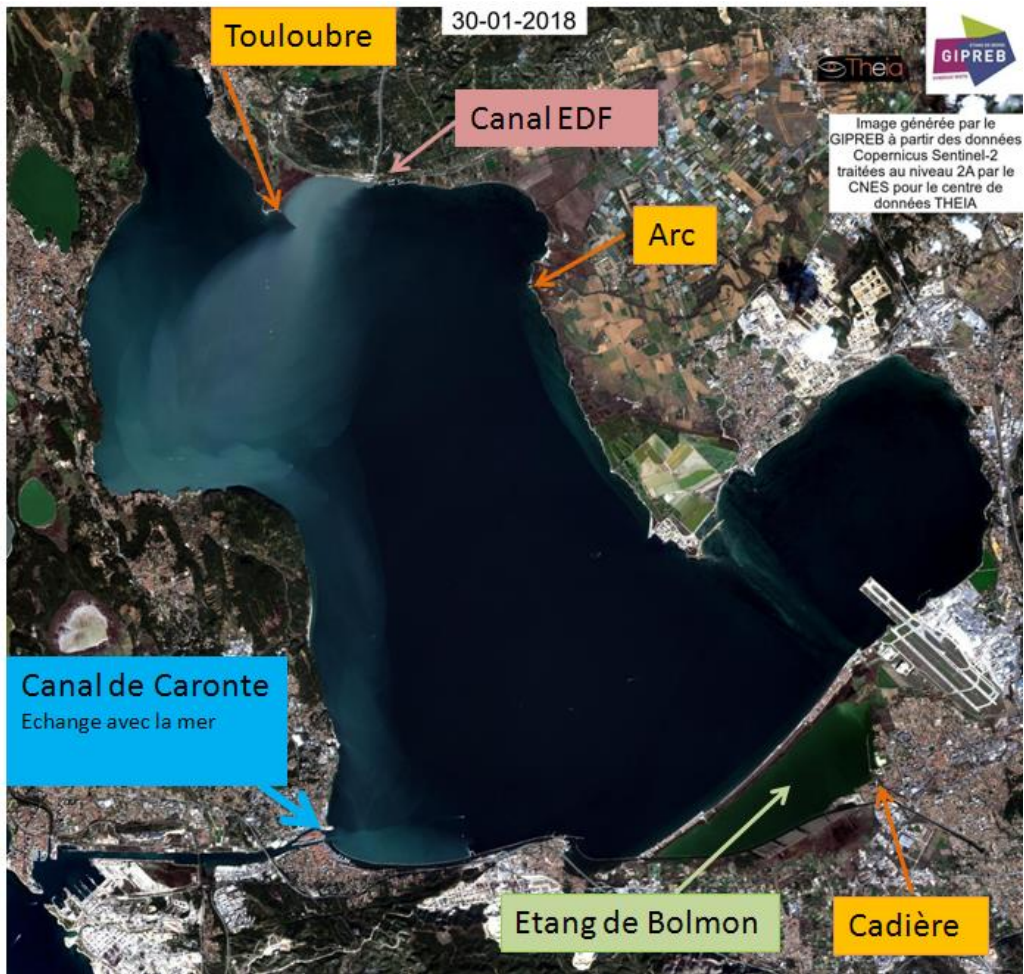


Figure 1 : Carte de l'étang de Berre

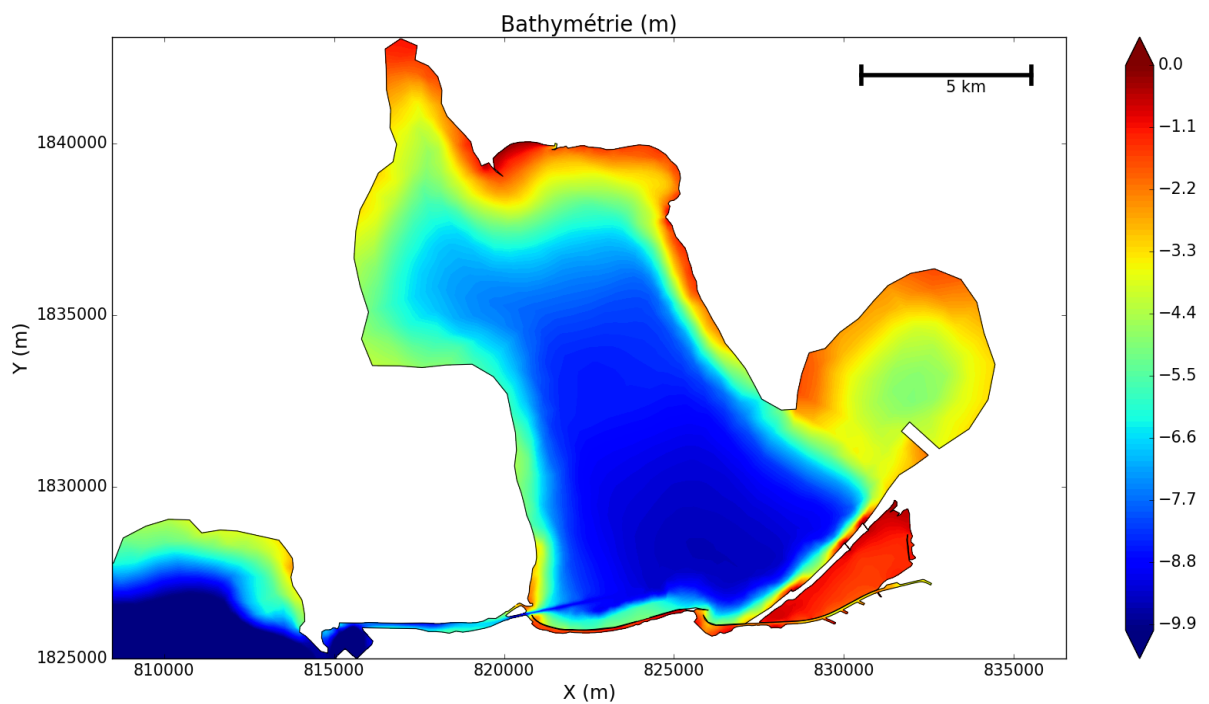


Figure 2 : Bathymétrie de l'étang de Berre (données compilées à partir de différentes sources : SHOM, données GIPREB, LITTO3D)

1 METEOROLOGIE ET APPORTS

1.1 Conditions météorologiques de 2019

L'année 2019 a été marquée par des **températures supérieures aux moyennes habituelles** (+0.93 °C par rapport à la moyenne 1980-2010 ; Figure 3), notamment pendant toute la période estivale. L'été 2019 est le troisième été le plus chaud depuis l'an 2000 avec un écart aux normes (1981-2010) de +1.7 °C (après 2003 : +3.2 °C et 2018 : +2 °C ; source Météo France).

La pluviométrie a été contrastée au cours de l'année 2019. La première partie de l'année jusqu'à la mi-septembre a été particulièrement sèche. L'automne a été particulièrement humide avec des épisodes orageux parfois très importants (Figure 5). Au final, les cumuls annuels sont de 647.5 mm de pluie sur la station de Marignane (Figure 4). **Cette pluviométrie correspond à un apport direct de 100 millions de m³, en hausse par rapport à la moyenne des 10 dernières années (86 millions de m³).** Logiquement, la violence des précipitations de l'automne a engendré des niveaux de crues dites « décennales » sur les rivières du bassin versant.

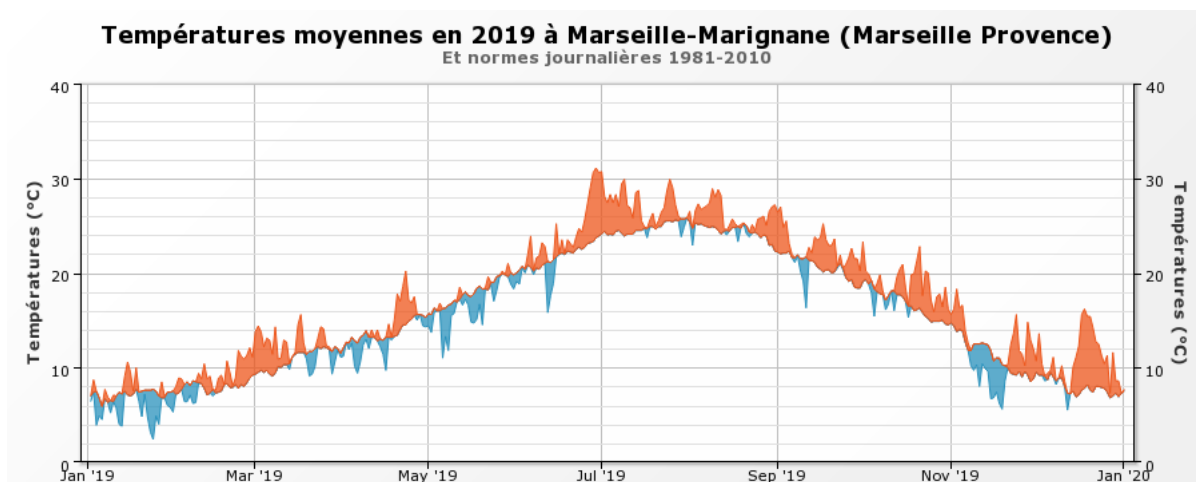


Figure 3 : Écart par rapport aux normes des températures de 2019. En rouge température supérieure aux normes (1981-2010) et en bleu inférieure à la station de Marseille-Marignane (Source Infoclimat).

Précipitations en 2019 à Marseille-Marignane (Marseille Provence)

Ecart aux normales 1981-2010 sur l'année : **+26% (+132.1mm)**

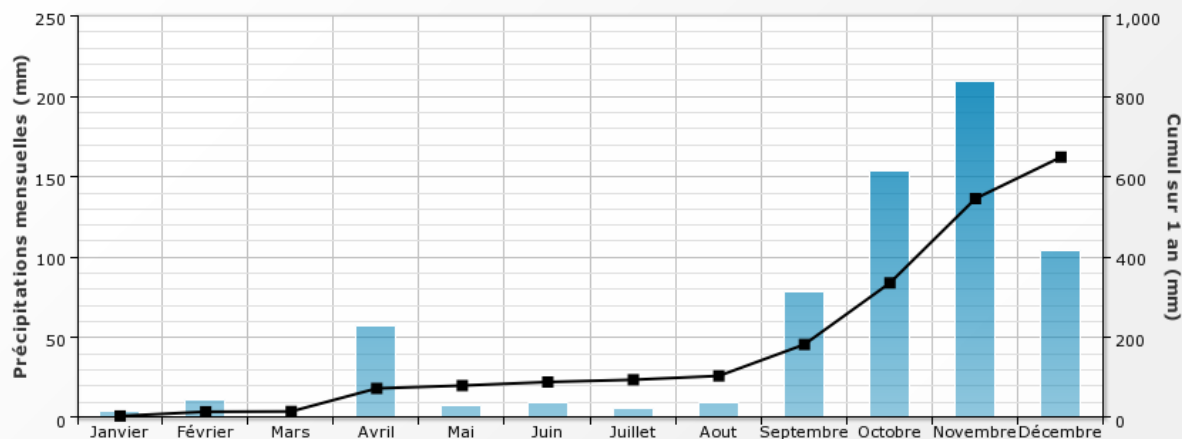


Figure 4 : Précipitations sur la station de Marseille-Marignane en 2019. Cumul mensuel (source Infoclimat)

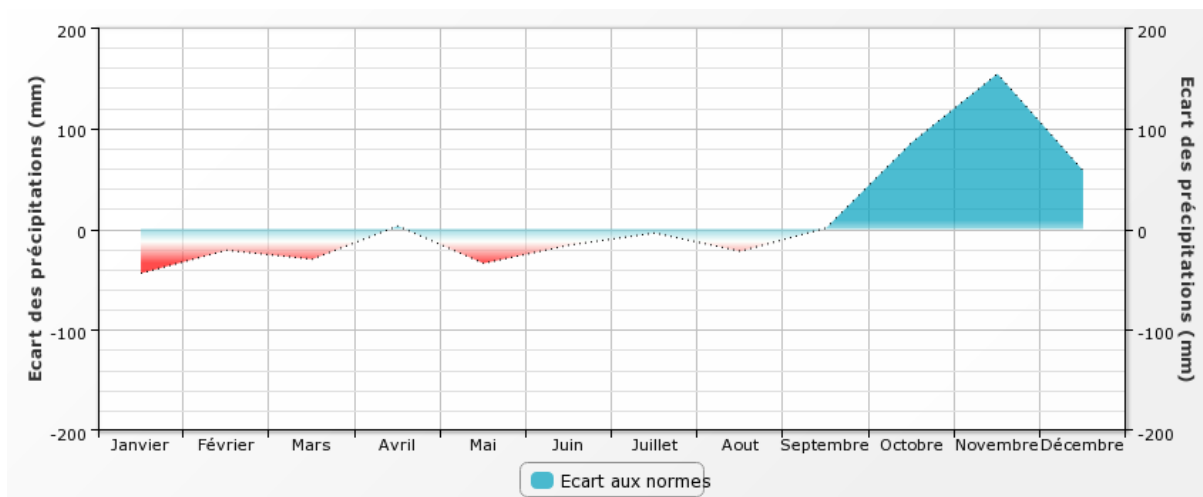


Figure 5 : Ecart mensuel aux normales des cumuls mensuels de précipitation pour l'année 2019 à la station de Marignane. La normale est calculée sur les années 1981-2010 par MétéoFrance.

1.2 Apports par la centrale de Saint-Chamas

1.2.1 Apports d'eau

Le calcul réglementaire des quotas imposés à EDF se fait sur la base des apports annuels à l'étang, comptabilisés du 1^{er} novembre de l'année n au 31 octobre de l'année n+1. Nous présentons ici les résultats de l'année civile 2019 (de janvier à décembre).

En 2019, le cumul des apports par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas s'établit à **573,71** millions de m³ d'eau (Figure 6), très largement inférieur à la moyenne depuis les nouvelles modalités de rejets en 2006 (912 millions de m³). Ce total annuel est même le plus faible apport en eau depuis la mise en place de la centrale hydraulique. Les apports liquides les plus importants ont eu lieu en tout début d'année (janvier à mi-mars), dans la continuité de la fin d'année 2018 également très humide.

Sur la base des concentrations mesurées par Gouze *et al.* (2014), les apports de l'année 2019 correspondent à un apport de 588 tonnes d'azote et 15 tonnes de phosphore à la lagune.

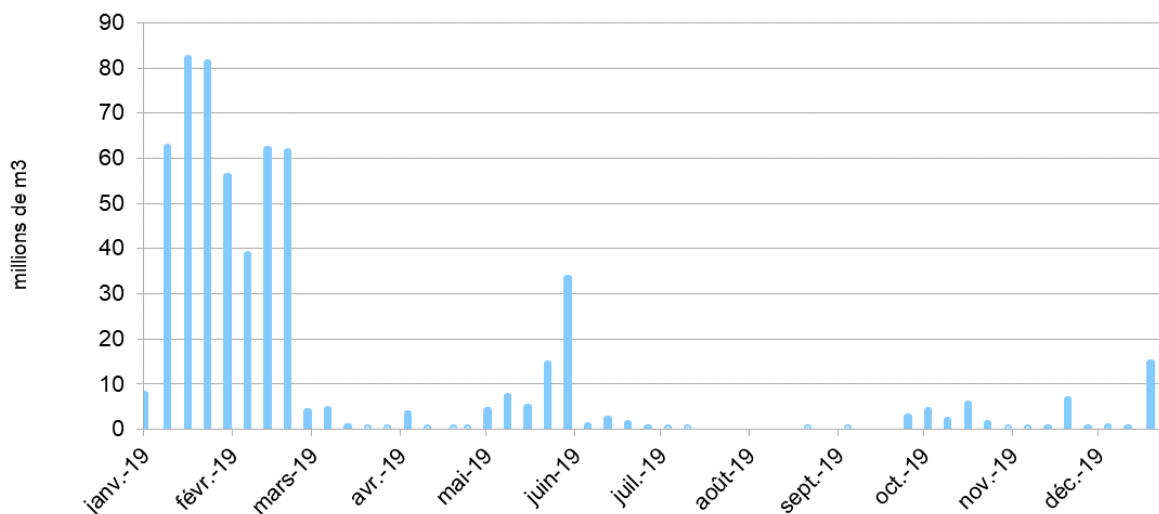


Figure 6 : Cumul hebdomadaire des apports d'eau (millions de m³) à l'étang de Berre par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas en 2019 (données EDF).

1.2.2 Apports de limons

Les apports de limons par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas ont été particulièrement faibles en 2019 avec **21 818 tonnes** (Figure 7). C'est la plus faible valeur jamais enregistrée depuis la mise en place de la centrale hydraulique dans l'étang de Berre.

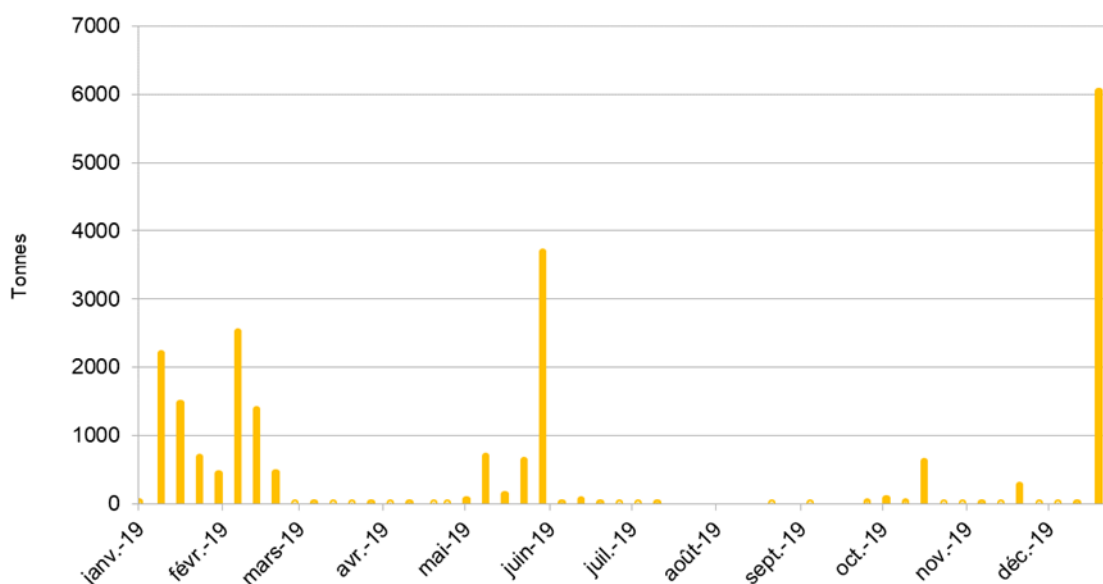


Figure 7 : Cumul hebdomadaire des apports de limons (tonnes) à l'étang de Berre par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas en 2019 (données EDF).

1.3 Apports par les tributaires

Les tributaires naturels de l'étang de Berre sont l'Arc, la Touloubre et indirectement la Cadière qui transite via l'étang de Bolmon. En 2019, leurs apports ont été respectivement de 151,6, 110,8 et 36,9 millions de m³ d'eau soit un apport total de **299 millions de m³ d'eau** (Figure 8, données Banque HYDRO). Ces apports naturels sont supérieurs à ceux de l'année 2018 (207 millions de m³), considérée pourtant comme humide. Cependant, les apports n'ont pas été uniformes sur toute l'année. Ainsi, 51 % des apports ont eu lieu aux mois de novembre et décembre à l'occasion de violentes précipitations qui ont engendré des crues décennales sur les rivières. A l'occasion des crues, d'importants panaches de matière en suspension et d'eaux douces sont localisés à la sortie des fleuves. Après ces crues, il a été constaté un rapide retour à la situation d'avant crue en termes de salinité, stratification et transparence de l'eau (une semaine maximum). Les apports pendant les crues sont importants en ce qui concerne les matières en suspension (jusqu'à 90 % des apports en MES se font pendant les crues). Par contre, pour les nutriments (Azote et Phosphore), c'est plus contrasté et limité par l'effet de dilution lié aux importantes quantités d'eau.

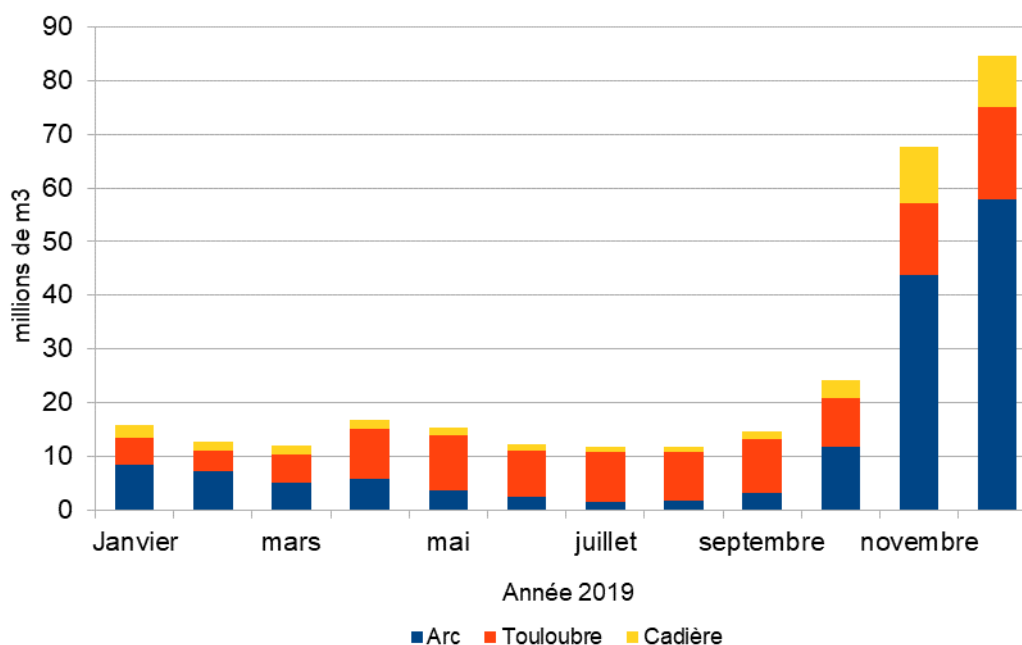


Figure 8 : Apports en eau des principaux tributaires de l'étang de Berre en 2019 (source Banque Hydro).

1.4 Synthèse des apports

Le Tableau 1 synthétise les différents apports en eau 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).

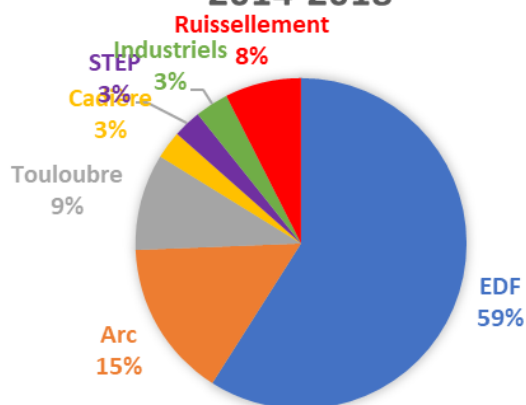
Tableau 1 : Synthèse des apports en eaux en 2019. Source : EDF, Banque HYDRO.

	Centrale EDF de Saint-Chamas	Arc	Touloubre	Cadière	Impluvium direct
Apports d'eau (m ³)	573.71 10 ⁶	151.6 10 ⁶	110.8 10 ⁶	36.9 10 ⁶	100 10 ⁶

En termes d'apports en substances eutrophisantes (Azote et Phosphore) les données de concentration ne sont pas encore disponibles pour l'année 2019. Cependant, on peut présenter les bilans moyens des années 2014-2018 (Figure 9), pour lesquels les apports par la centrale hydroélectrique représentent 59 % des apports en Azote total et 37 % des apports en Phosphore total.

APPORTS MOYENS EN AZOTE TOTAL

2014-2018



APPORTS MOYENS EN PHOSPHORE TOTAL

2014-2018

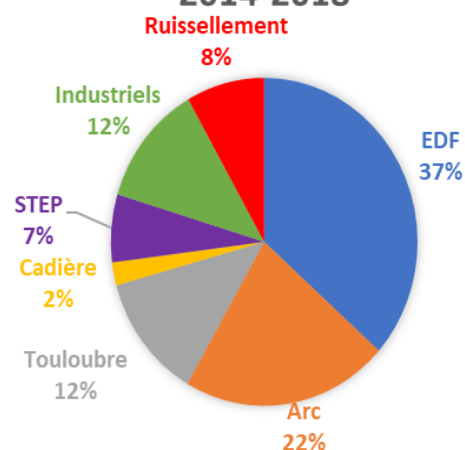
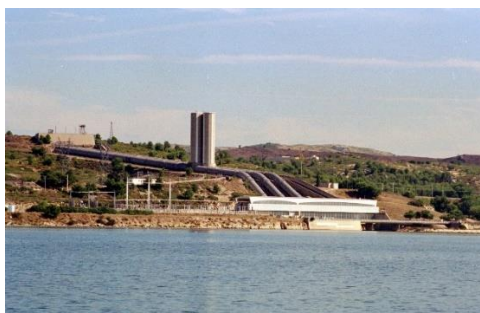


Figure 9 : Bilan moyen des principales sources d'apports en Azote total et phosphore total sur la période 2014-2018. (STEP : Stations d'épuration urbaines)



Centrale EDF

2 COMPARTIMENT « EAU »

Le suivi hydrologique de l'Observatoire du milieu du GIPREB s'appuie sur un réseau de 10 stations suivies mensuellement (Figure 10). 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, Matières en suspension (MES) et chlorophylle a notamment).

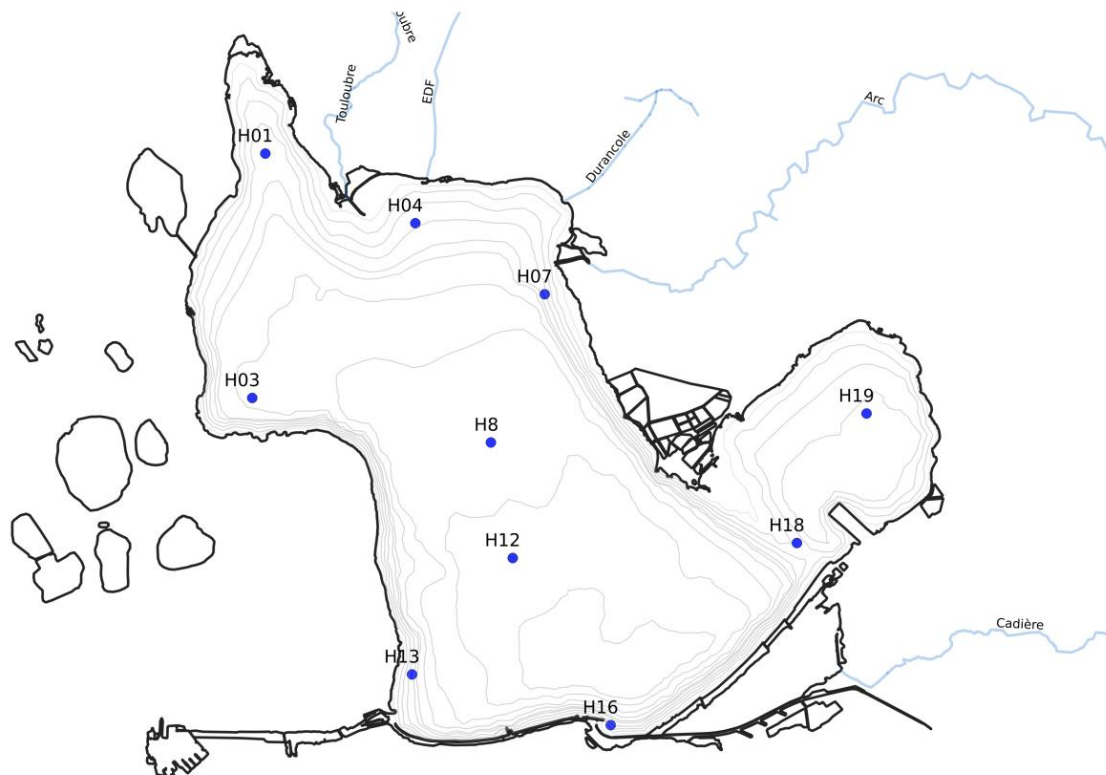


Figure 10 : Position des stations du suivi physico-chimiques du GIPREB

2.1 Température et salinité

La **température moyenne** mensuelle de l'eau sur les 10 stations a varié **entre 6 °C et 28 °C** lors des mesures effectuées en 2019 (Figure 11 et Figure 12). La température moyenne hivernale est de $6,33\text{ °C} \pm 0,44$ et la température moyenne estivale est de $26,2\text{ °C} \pm 1,5$ en été.

La **salinité moyenne** pour ces mêmes mesures en 2019 est comprise **entre 17 et 30**. La **salinité a été particulièrement plus élevée** que les années précédentes **pendant la période estivale** avec des salinités de **plus de 30** en surface et qui ont perduré **pendant l'automne**.

Habituellement, l'étang de Berre présente une stratification haline du fait des eaux saumâtres en surface (environ 20 de salinité) et des eaux plus marines au fond (environ 30 à 35). Mais lors d'apports d'eau massifs par EDF ou les tributaires, il se produit des dessalures plus importantes de la couche de surface, qui stratifient alors la colonne d'eau en trois couches aux densités différentes. En 2019, ces niveaux de stratification haline ne se retrouvent que pendant la première partie de l'année (jusqu'au mois d'avril). A partir du printemps, la salinité de surface augmente, réduisant la différence de salinité entre la surface et le fond. La stratification est donc moins importante, réduite à quelques unités de salinité de différence, et se réduit encore jusqu'à fin décembre pour atteindre seulement deux unités de salinité de

différence avant la reprise des turbinages. Cela se voit sur les profils de salinité (Figure 12) qui se redressent au fur et à mesure que la période sans turbinage se prolonge dans l'année. L'impact des crues se voit en novembre avec une couche dessalée en surface mais qui n'affecte pas le reste de la colonne d'eau.

La Figure 13 présente l'évolution de ces deux paramètres depuis 2013.

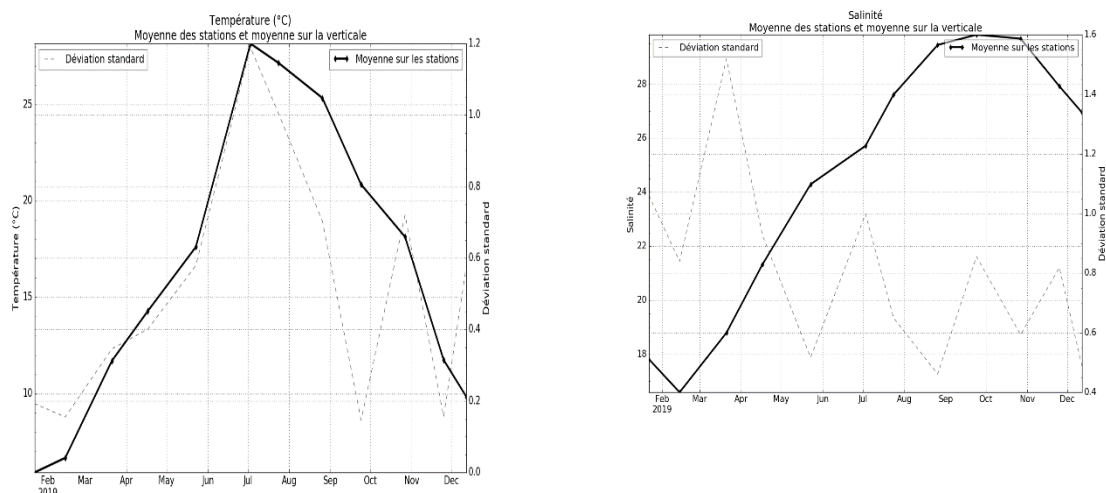


Figure 11 : Evolution temporelle de la température et salinité en 2019 : moyenne sur toutes les stations et la profondeur.

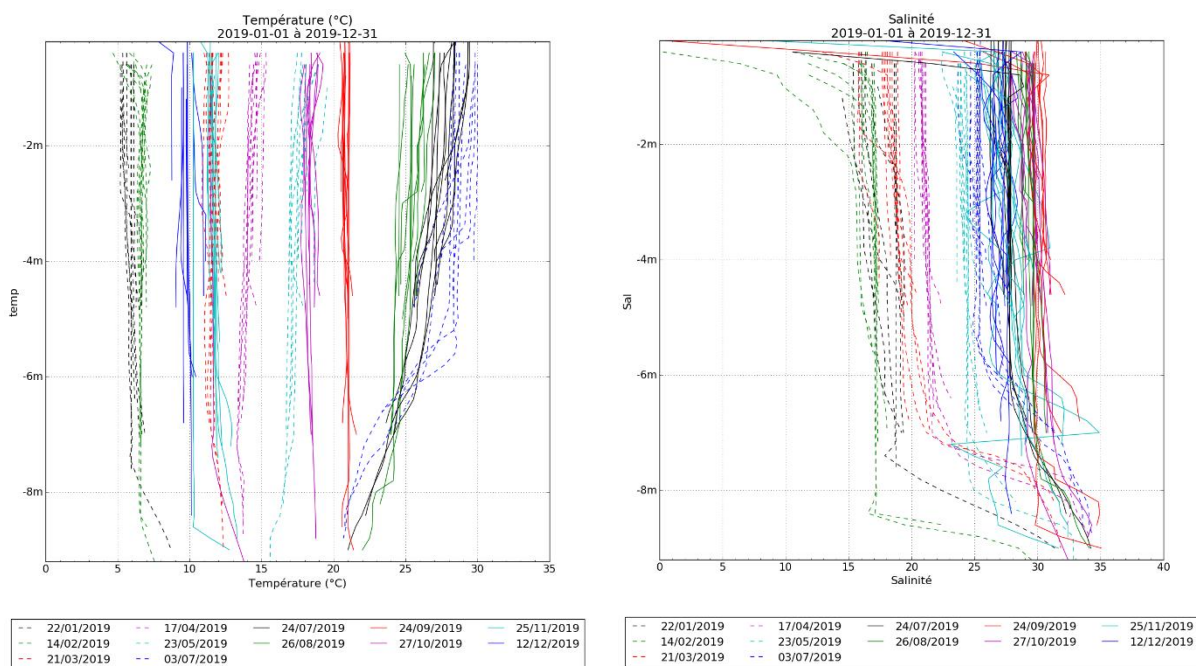


Figure 12 : Profils verticaux de la température et salinité en 2019, pour toutes les stations, à toutes les dates.

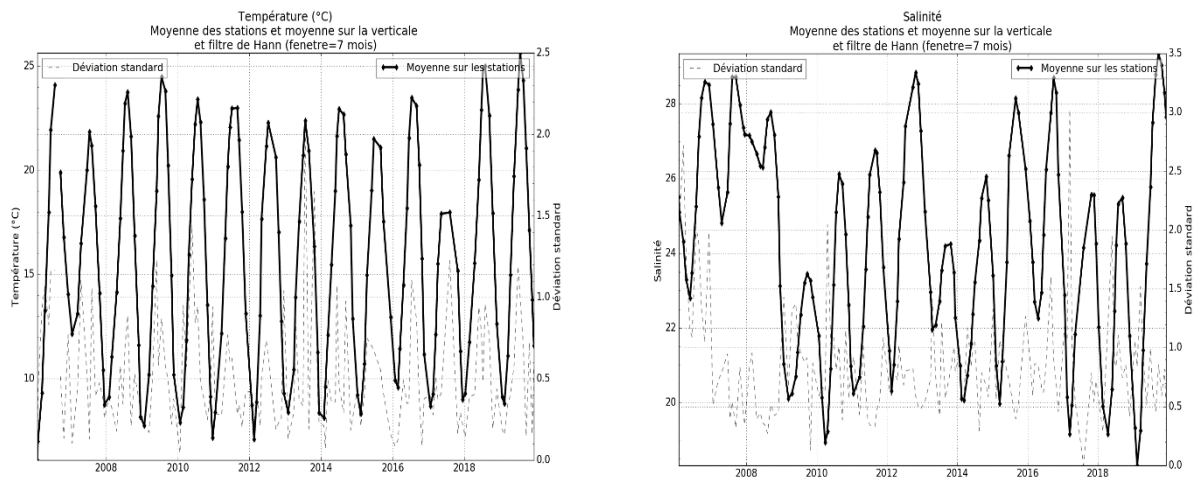


Figure 13 : Evolution temporelle de la température et salinité de 2006 à 2019, en moyenne verticale.

2.2 Oxygène dissous

L'année 2018 avait été marquée par des épisodes d'hypoxies et d'anoxies assez importantes sur une période très longue (jusqu'en décembre). En 2019, les conditions d'oxygénation ont été bien meilleures. Sur les profils, on observe juste quelques épisodes très ponctuels d'hypoxie ou d'anoxie sur une très fine couche juste au-dessus du fond pendant l'été dans les secteurs les plus profonds (Courbe rouge : Figure 14) ce qui est confirmé par les données en continu présentées ci-après. Cette configuration est assez classique pour l'étang de Berre. Il n'a pas été observé de remontée importante de ces couches anoxiques vers des zones littorales moins profondes.

Un suivi en continu de l'oxygène dissous sur des sondes (Figure 16) est opéré dans le cadre du programme de recherche Predhypo, piloté par S. Rigaud (Univ. Nîmes). Sur trois stations à des profondeurs différentes (PO : site à 3,5 m ; PI : site à 5 m ; PA : site à 9 m, Figure 15). Pendant la période estivale (1^{er} Juin au 30 septembre) les résultats sont les suivants (Figure 17) :

- PO : hypoxie = 36 % des observations dont anoxie = 12 % des observations
- PI : hypoxie = 32 % des observations dont anoxie = 13 % des observations
- PA : hypoxie = 77 % des observations dont anoxie = 48 % des observations

Pendant la période estivale 2019, il a été mesuré quelques épisodes très temporaires d'hypoxies voire d'anoxies sur les deux stations les moins profondes (PO et PI). Ces épisodes ont été très transitoires (quelques heures). Dans la partie la plus profonde (PA), les épisodes ont été plus marqués et ont duré plusieurs jours. La présence d'anoxies dans les secteurs les plus profonds est assez commune dans les lagunes profondes et plus particulièrement dans l'étang de Berre. Par contre, contrairement à l'année précédente, où pendant la crise écologique, des anoxies durables (plusieurs jours consécutifs) avaient été enregistrées dans les zones moins profondes, en 2019, ces épisodes, très limités, ont été sans conséquence pour la faune benthique dans les couches les moins profondes (au-dessus de 6 m). En effet, les organismes benthiques peuvent supporter des hypoxies/anoxies si celles-ci sont courtes (quelques heures), notamment pour les espèces pionnières que l'on retrouve dans ces

secteurs profonds (*Corbula gibba*, *Capitella capitata*). Ainsi, l'année 2019 se distingue de la précédente par des anoxies de durée moindre et d'extension réduite aux secteurs les plus profonds.

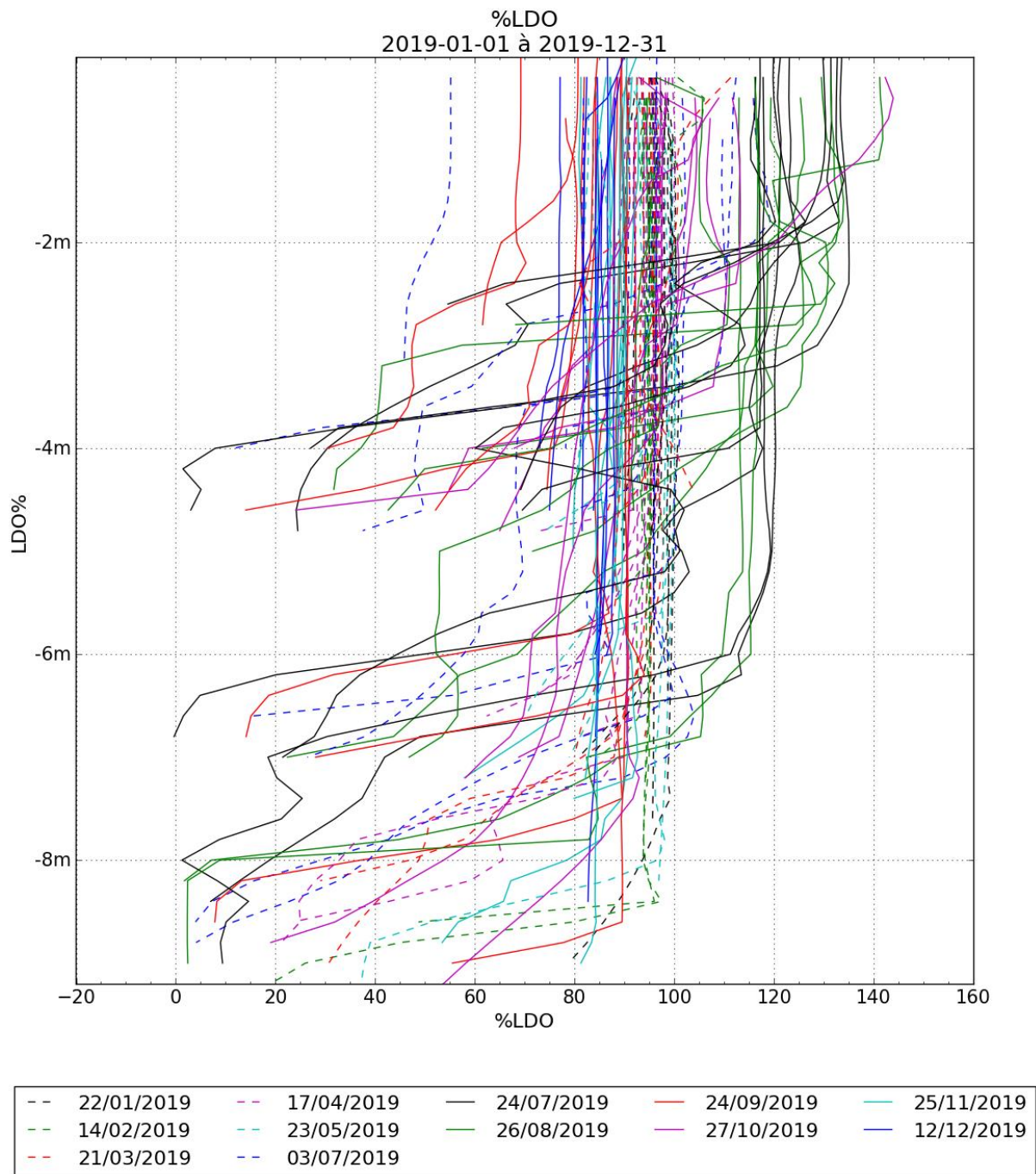


Figure 14 : Profils verticaux de l'oxygène (%) en 2019 pour toutes les stations et à toutes les dates

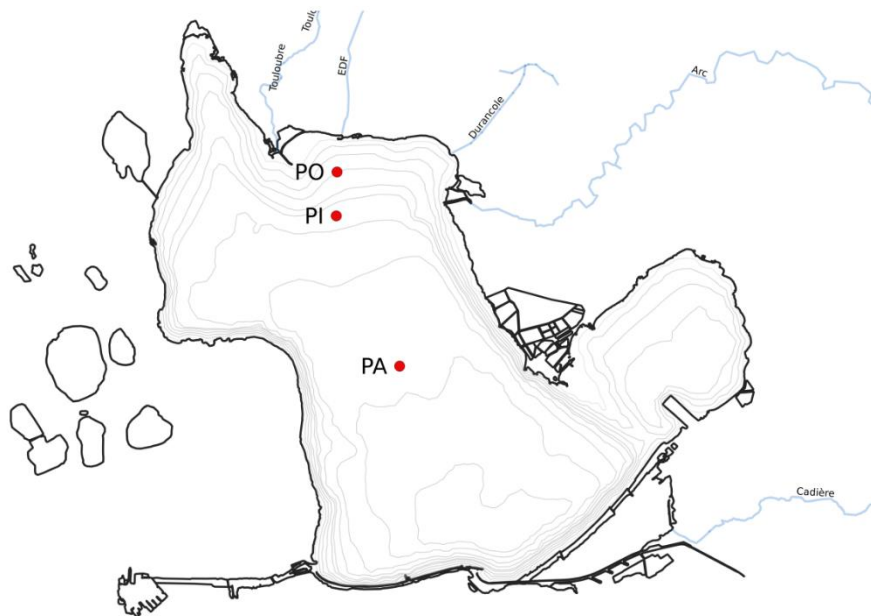


Figure 15 : Carte des 3 stations de PREDHYPO où les concentrations en oxygène sont suivies en continu.



Figure 16 : Sondes de mesures PREDHYPO (température, salinité, oxygène)

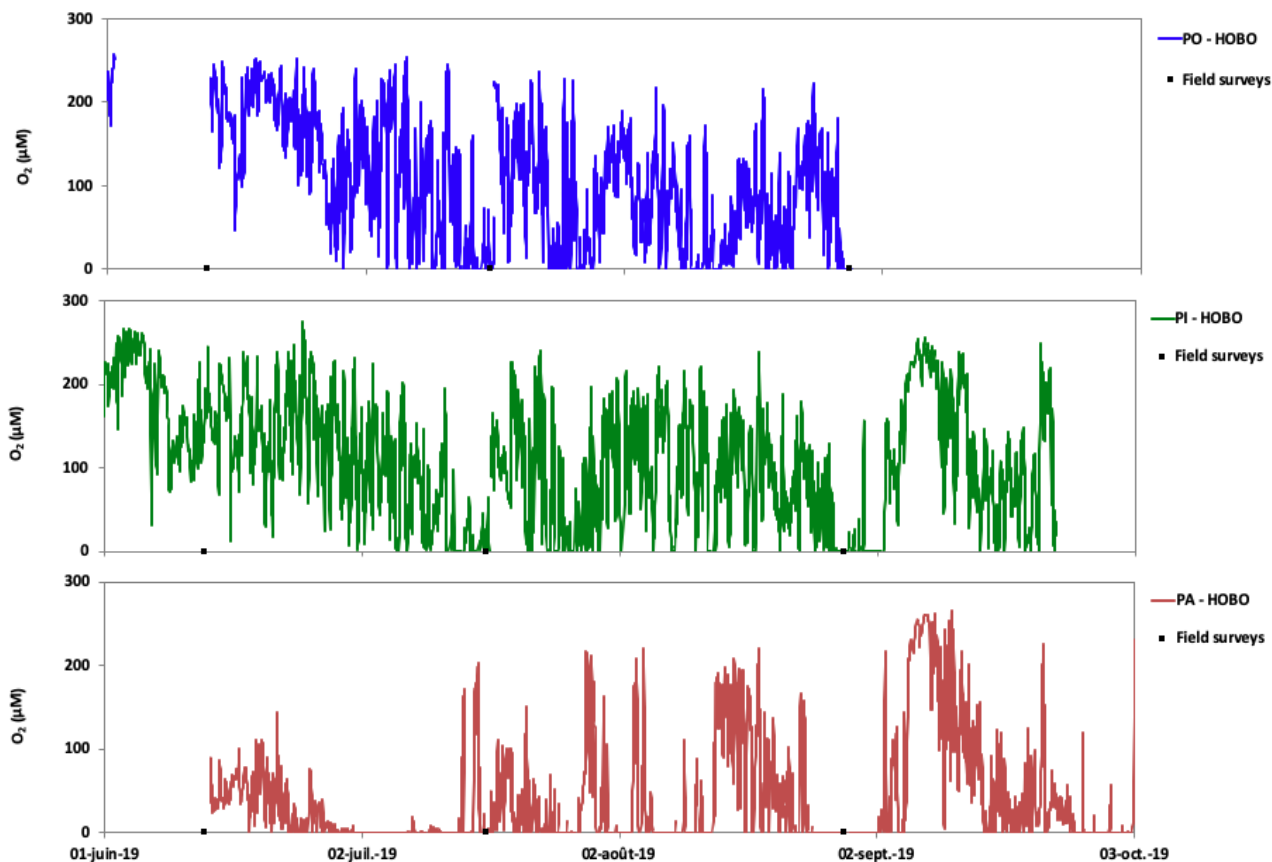


Figure 17 : Concentrations en oxygène dissous ($\mu\text{mol/l}$) aux 3 stations de suivi du programme PREDHYPO, durant l'été 2019, du 1^{er} juin au 30 septembre 2019. Données transmises par Sylvain Rigaud. PO : site à 3.5m ; PI : site à 5m ; PA : site à 9m.

2.3 Nutriments

2.3.1 Azote inorganique: NO_3 , NO_2 , NH_4

L'azote inorganique dissous (NO_3 , NO_2 , NH_4) prend la forme de composés directement assimilables par le phytoplancton et participe donc à l'eutrophisation des milieux.

Les concentrations mesurées varient énormément au cours de l'année, elles sont la résultante des apports du bassin versant, des échanges avec la mer et des processus biologiques de consommation et de libération dans les différents compartiments du milieu.

On observe en 2019 des **fluctuations saisonnières** comparables à celles observées les années précédentes avec néanmoins des concentrations plus fortes en azote inorganique. L'été, la concentration en azote inorganique diminue en lien direct avec des apports moindres (tributaires et EDF) et une forte consommation par les organismes photosynthétiques en particulier le phytoplancton. Les concentrations en nitrates et nitrites (NO_3 , NO_2) sont faibles pendant une grande partie de l'année (d'avril à fin octobre). Elles ré-augmentent en novembre et décembre, probablement en lien avec les apports du ruissellement et des rivières en temps de crues (un des prélèvements a été fait pendant une crue de l'Arc, station H07 en décembre).

Pour ce qui est de l'ammonium (NH₄), les concentrations sont faibles (inférieures à 3 µM. l⁻¹) pendant toute l'année 2019 mise à part novembre et décembre où elles sont juste supérieures (quelques pics > 4 µM. l⁻¹). Au niveau spatial (Figure 10), la station H16 se distingue des autres stations avec quelques pics de concentrations de nitrite supérieures, en surface, notamment en octobre. Cette station, située au niveau de la Mède, est impactée par les eaux du Bolmon et du canal du Rove où se rejettent les stations d'épuration de Marignane et de Châteauneuf-les-Martigues, qui ont été en surcharge aux moments des violents épisodes orageux, ce qui peut expliquer cette différence.

A l'échelle pluri-annuelle, la tendance observée à la baisse ces dernières années a été brutalement interrompue à cause des valeurs observées lors de la fin de l'année 2018. **Les concentrations en azote inorganique dissous mesurées cette année 2019**, si elles ne sont pas aussi élevées qu'en 2018, **restent supérieures aux cinq années ayant précédées la crise** (soit depuis 2013). Ces concentrations, plus élevées en période hivernale, peuvent s'expliquer par la reminéralisation de la matière organique accumulée en 2018 lors de la crise écologique, les apports importants de nutriments *via* les apports d'eau douce d'EDF pendant la première partie de l'année, puis le ruissellement et les apports des rivières lors des épisodes orageux particulièrement intenses de la fin de l'année.

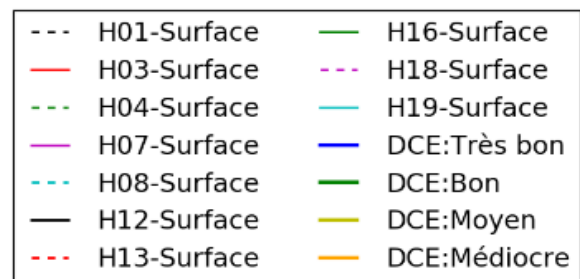
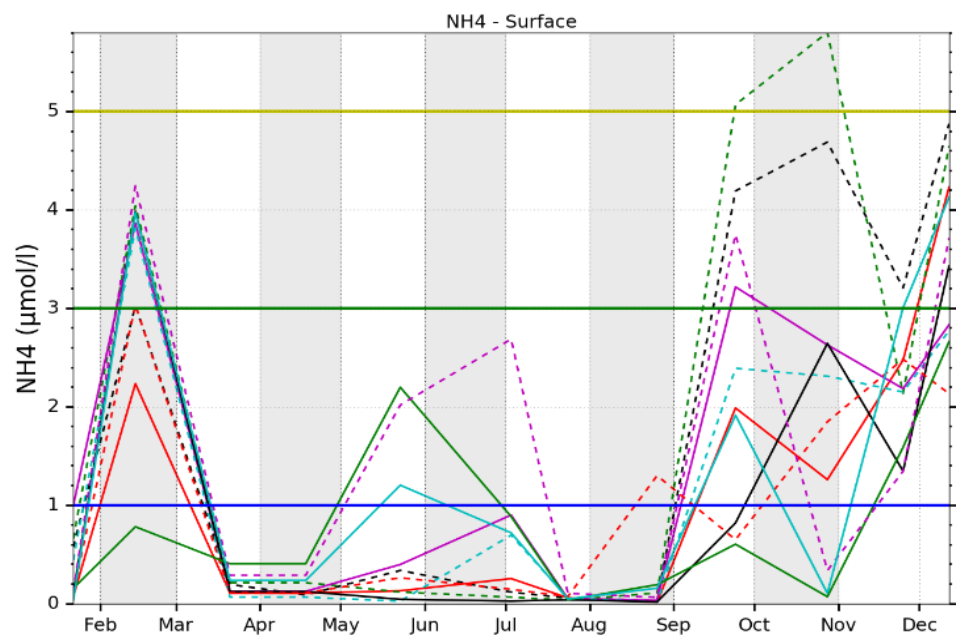
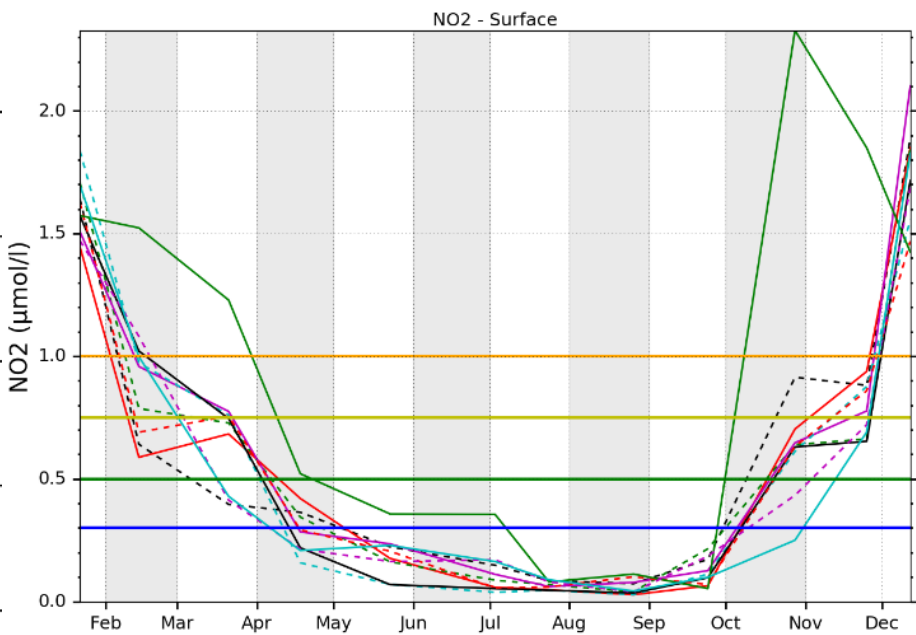
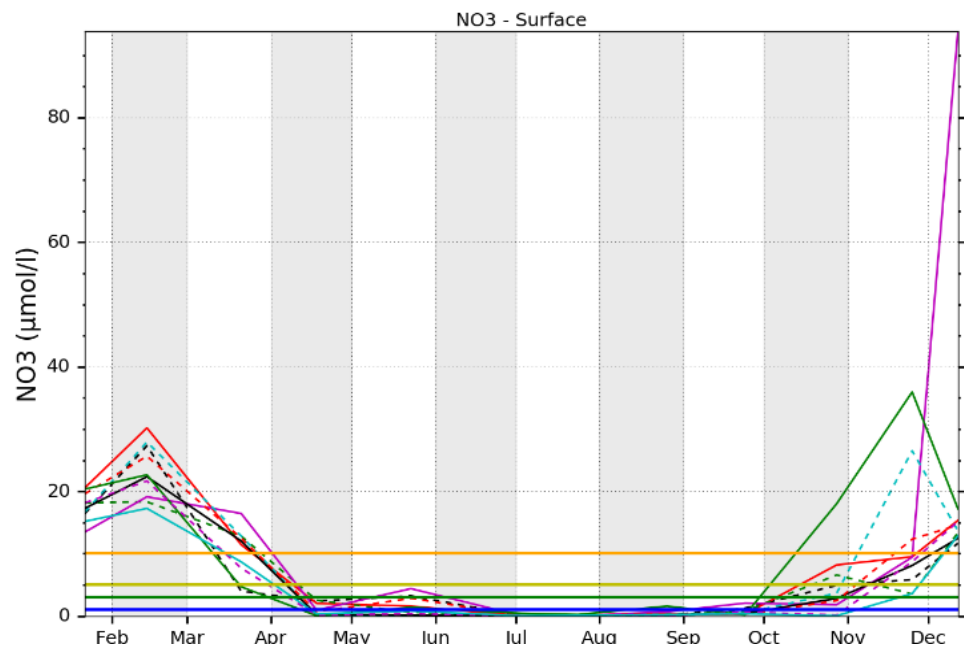


Figure 18 : Concentrations de surface en NO₃, NO₂ et NH₄ (μM/l) en 2019 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

2.3.2 Phosphore inorganique : PO₄

Les concentrations en phosphate inorganique (PO₄) sont relativement faibles (inférieures à 1 µM.l⁻¹) dans l'étang de Berre sur toute l'année 2019 (Figure 19). On constate une très légère **augmentation en fin d'année en lien avec les apports du ruissellement et des rivières après les épisodes orageux**. Là aussi, la station H16 (Figure 10) se distingue à faible profondeur, en lien avec les apports par le Bolmon et le canal du Rove. Bien qu'en importante baisse par rapport à l'année 2018, et comme pour l'azote inorganique dissous, à l'échelle pluri-annuelle les concentrations de la fin d'année 2019 restent supérieures aux concentrations moyennes observées depuis 2010. Cela peut s'expliquer par les importants apports liés aux ruissellements et aux rivières lors des épisodes orageux de la fin d'année 2019 (voir en Annexe Figure 58).

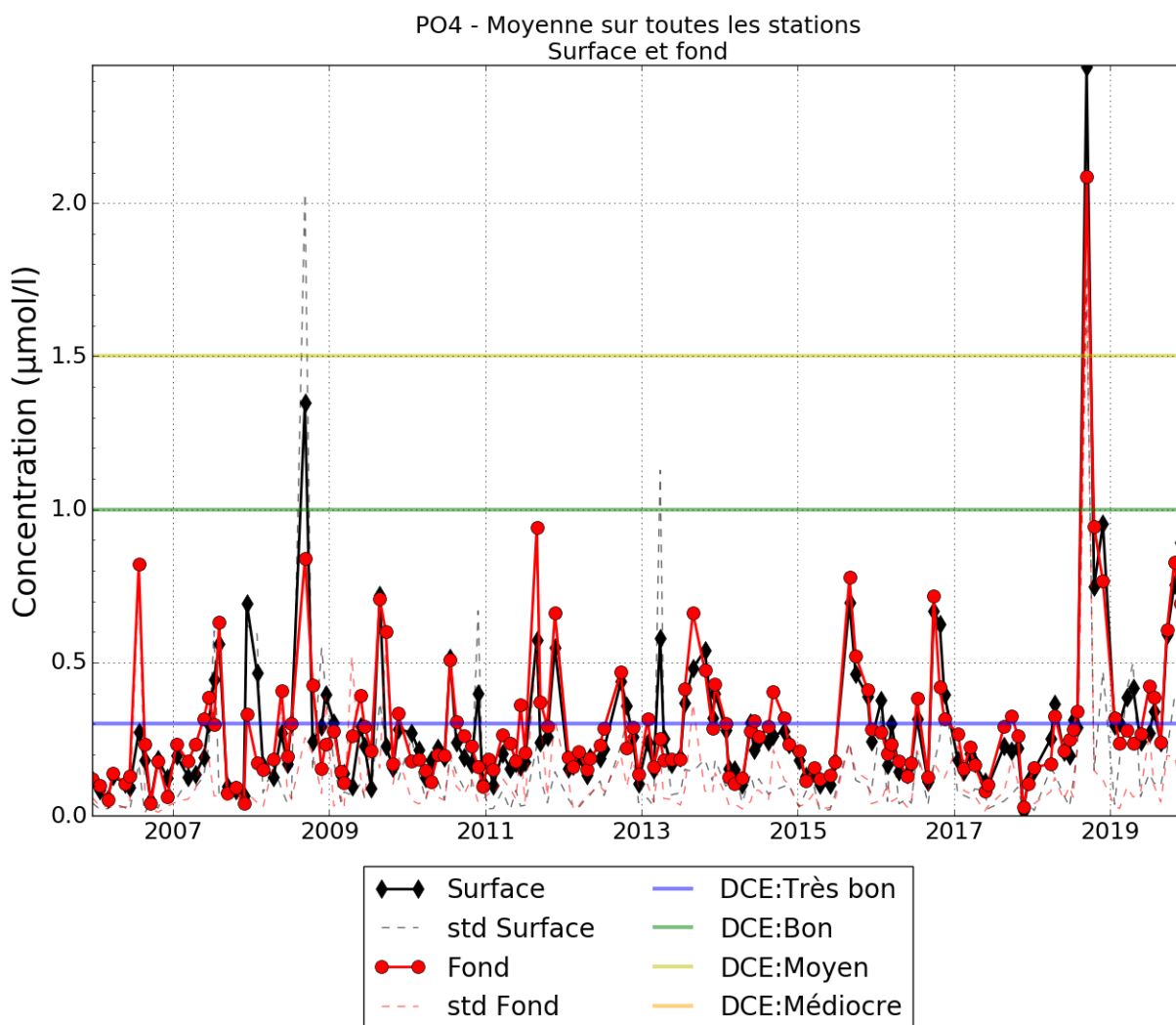


Figure 58 19-a : PO₄ moyenne sur toutes les stations

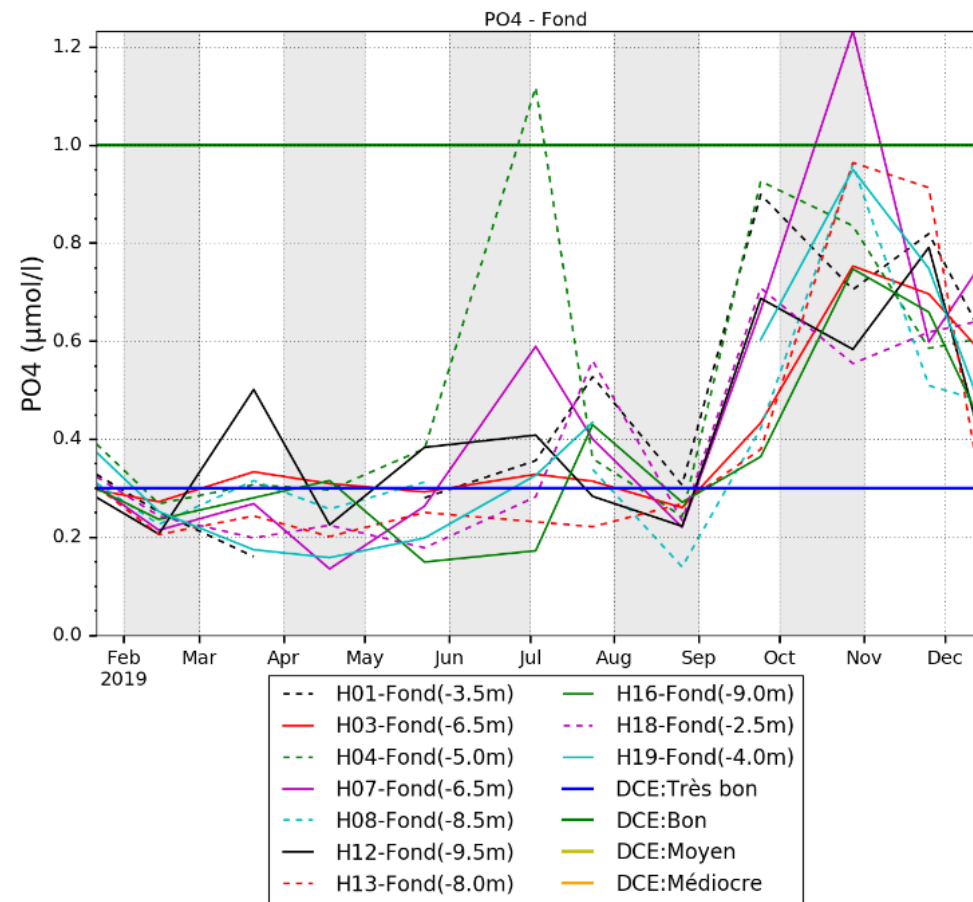
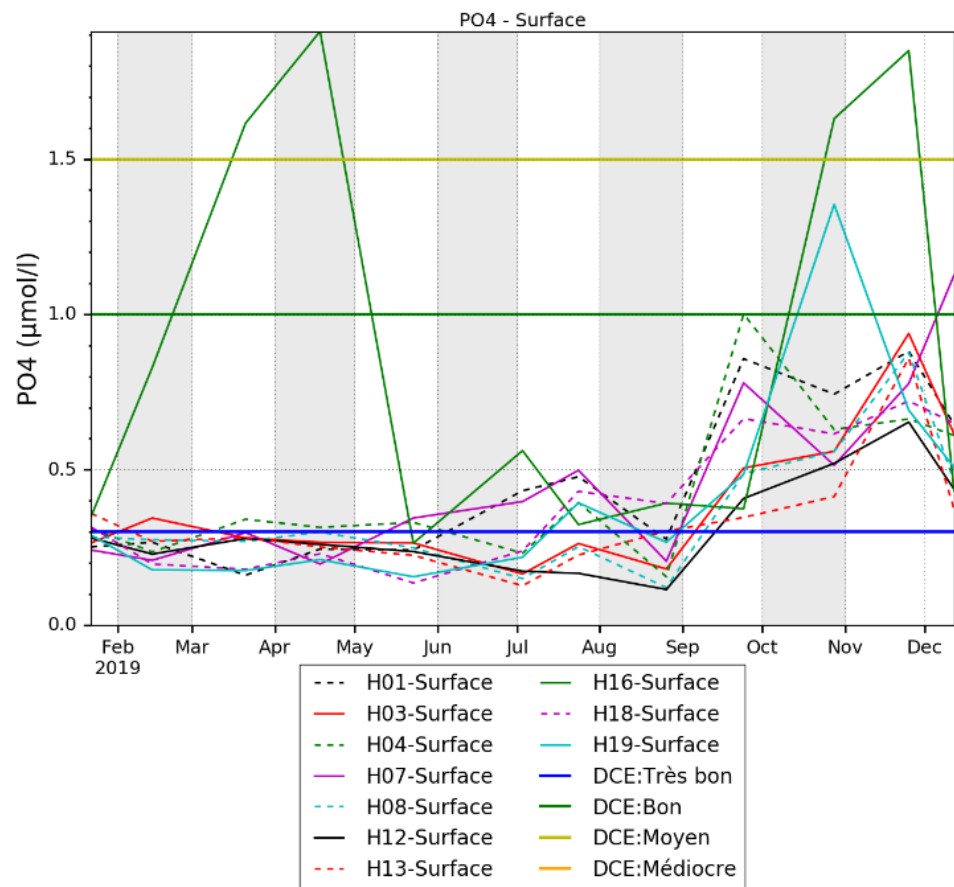


Figure 19-b : Concentrations en PO4 ($\mu\text{M/l}$) en 2019 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

2.3.3 Azote (Nt) et Phosphore total (Pt)

Les concentrations en Azote et Phosphore total sont faibles pour l'ensemble de l'année 2019 (Figure 21 et 22). Selon la grille de qualité DCE, ces concentrations sont bonnes voire très bonnes tout au long de l'année. On remarque des concentrations ponctuellement plus élevées à la station H16 (Figure 10) probablement en lien avec la proximité du Bolmon et du Canal du Rove, et en décembre au droit de l'exutoire de l'Arc (H07) pendant un épisode de crue.

En termes de dynamique pluri-annuelle, les concentrations en azote et phosphore total de l'année 2019 se retrouvent dans les ordres de grandeur des années précédentes, exception faite de 2018 (Figure 23).

D'après le réseau RSL (Réseau de Suivi Lagunaire), les ratios Nt/Pt sont importants pour caractériser le caractère eutrophe d'une masse d'eau. La Figure 23 présente pour chaque année l'Azote total versus le Phosphore total, ainsi que les seuils DCE (issus du réseau RSL). En 2019, ce ratio se retrouve avec un pool de données qualifiées de « très bon » selon ces seuils. Après l'année 2018 et la crise écologique, l'état d'eutrophisation du compartiment « eau » est revenu à des niveaux faibles dans l'étang de Berre.

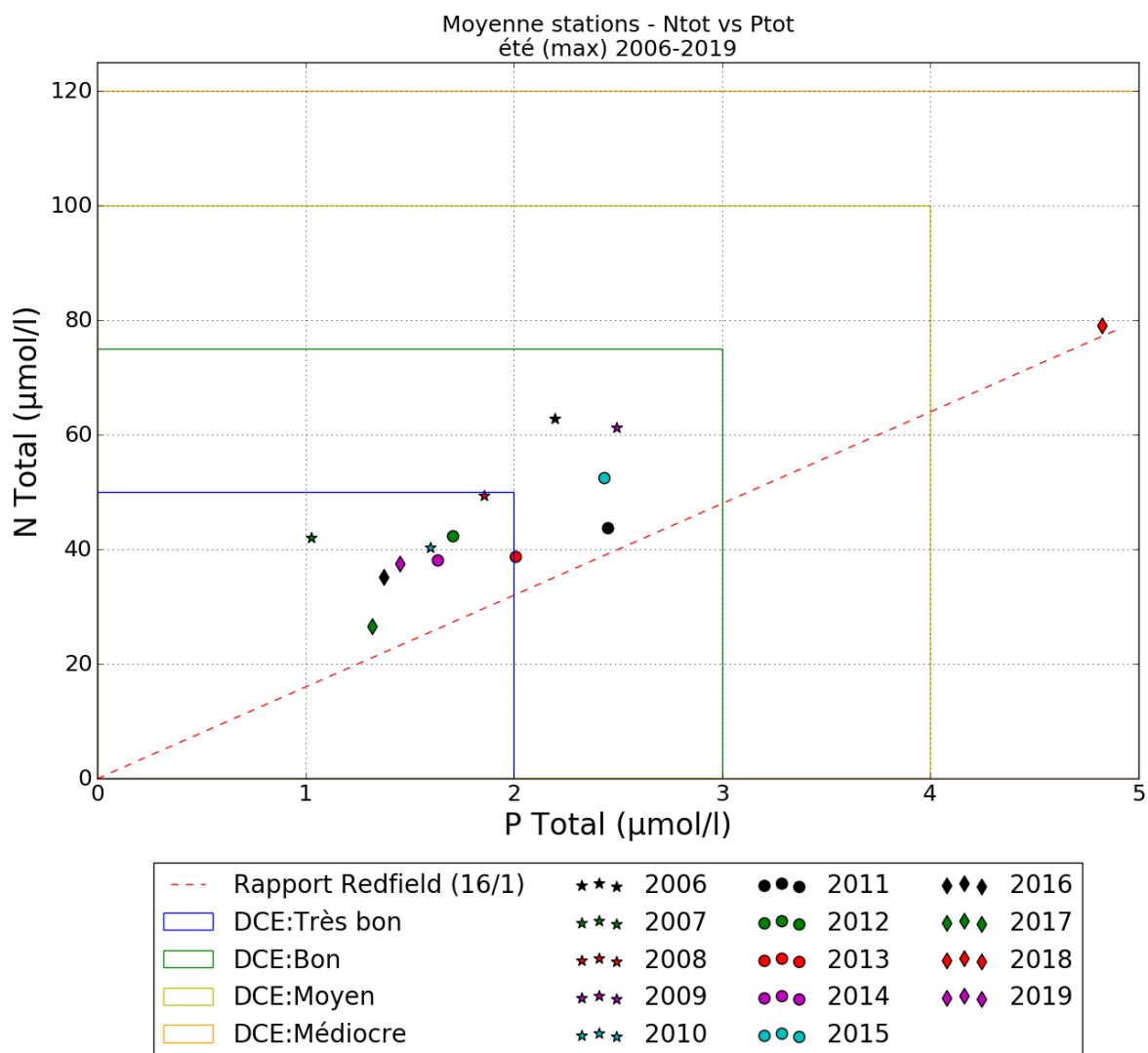


Figure 20 : Ntot versus Ptot (en µmol/L) pour chaque année entre 2005 et 2019 : valeurs maximales sur Juin-Juillet-Aout (méthodologie RSL). Moyenne surface-fond sur toutes les stations. Les cadres correspondent aux seuils DCE

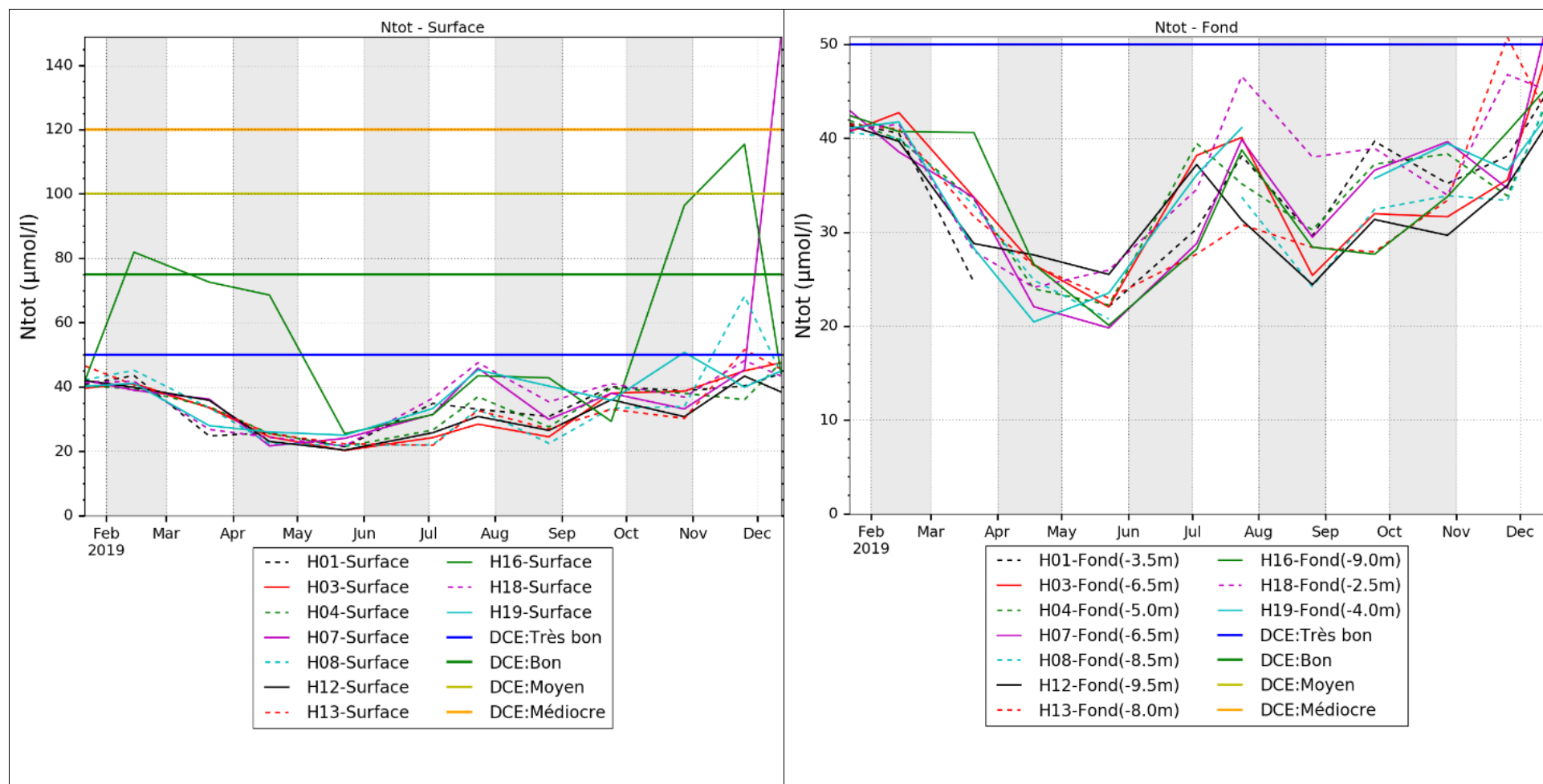


Figure 21 : Concentrations en Azote total (µM/l) en 2019 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

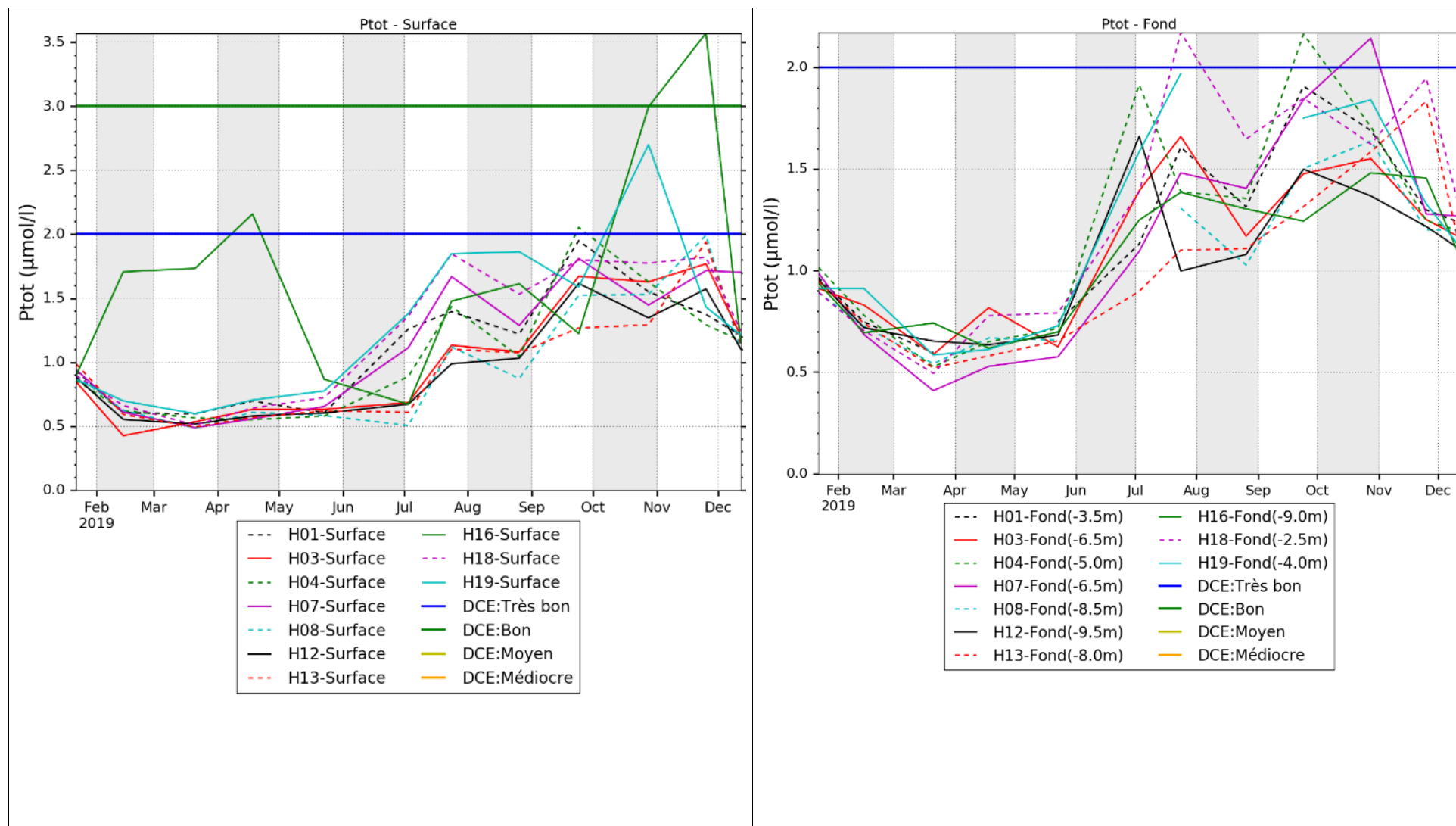


Figure 22 : Concentrations en Phosphore total (µM/l) en 2019 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

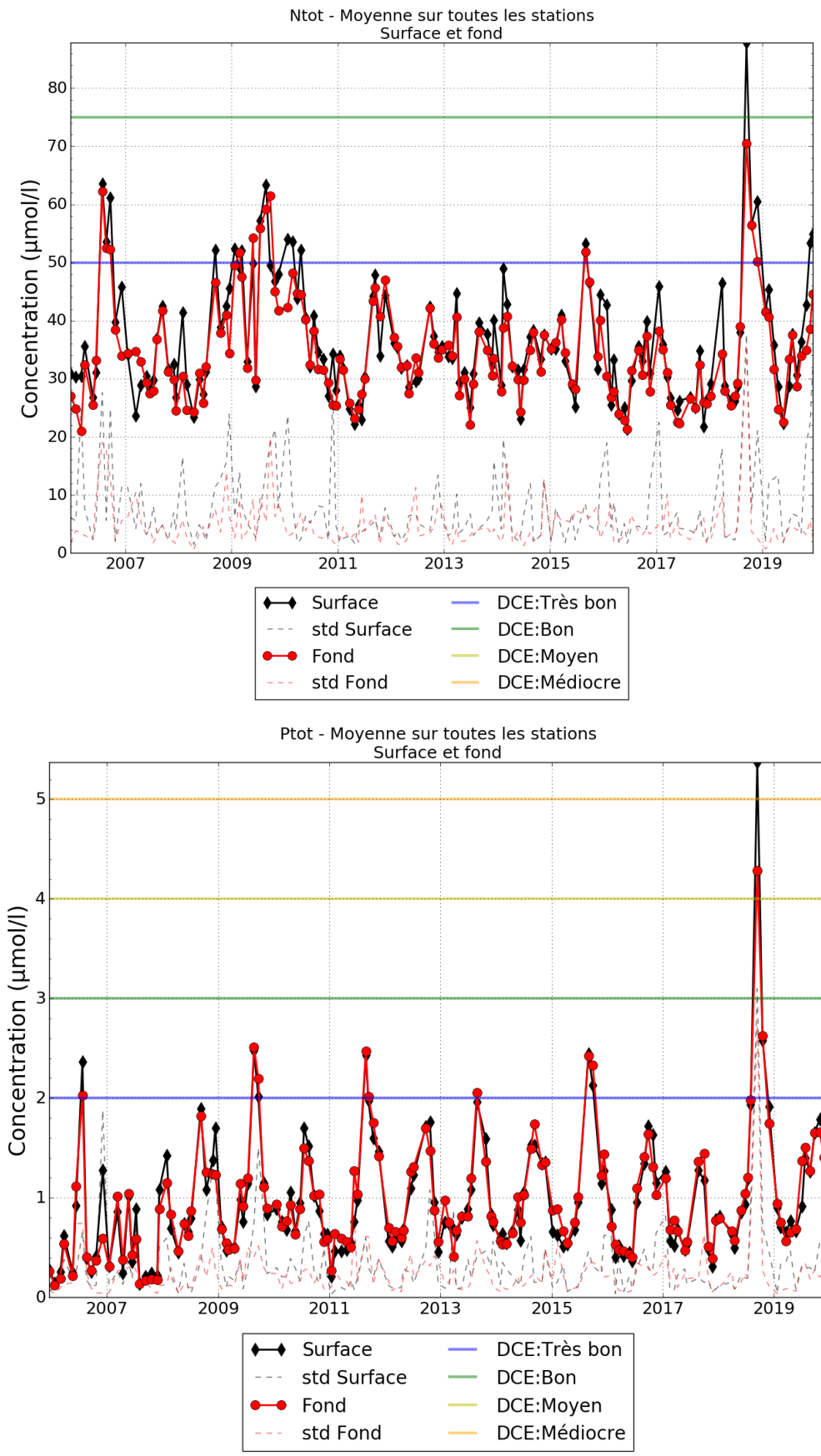


Figure 23 : Moyenne de la concentration en Azote et Phosphore total ($\mu\text{mol/l}$) en surface et au fond dans l'étang de Berre entre 2006 et 2019. Les écarts-types sont indiqués en pointillés.

3 Matière en suspension et transparence

3.1 Matière en suspension (MES)

Les matières en suspension dans la colonne d'eau sont l'ensemble des particules présentes dans l'eau (phytoplancton, limons, etc.) et résultent des apports de la centrale EDF, des tributaires naturels, du ruissellement, des remises en suspension, et enfin de l'ensemble des particules 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 2019, les valeurs de MES sont parmi les plus faibles depuis 2005, dans la lignée des années 2016/2017. Cela s'explique par des turbinages d'eau et de limons les plus faibles de l'histoire de l'aménagement hydraulique. On observe parfois quelques pics modérés en profondeur liés à de la remise en suspension, ou en surface liés à des épisodes orageux (Figure 25 et Figure 24). Ces faibles valeurs de concentrations en MES sont aussi à mettre en lien avec les faibles apports solides (limons) par la centrale hydroélectrique observés en 2019 et du fait d'une année particulièrement sèche jusqu'au mois d'octobre.

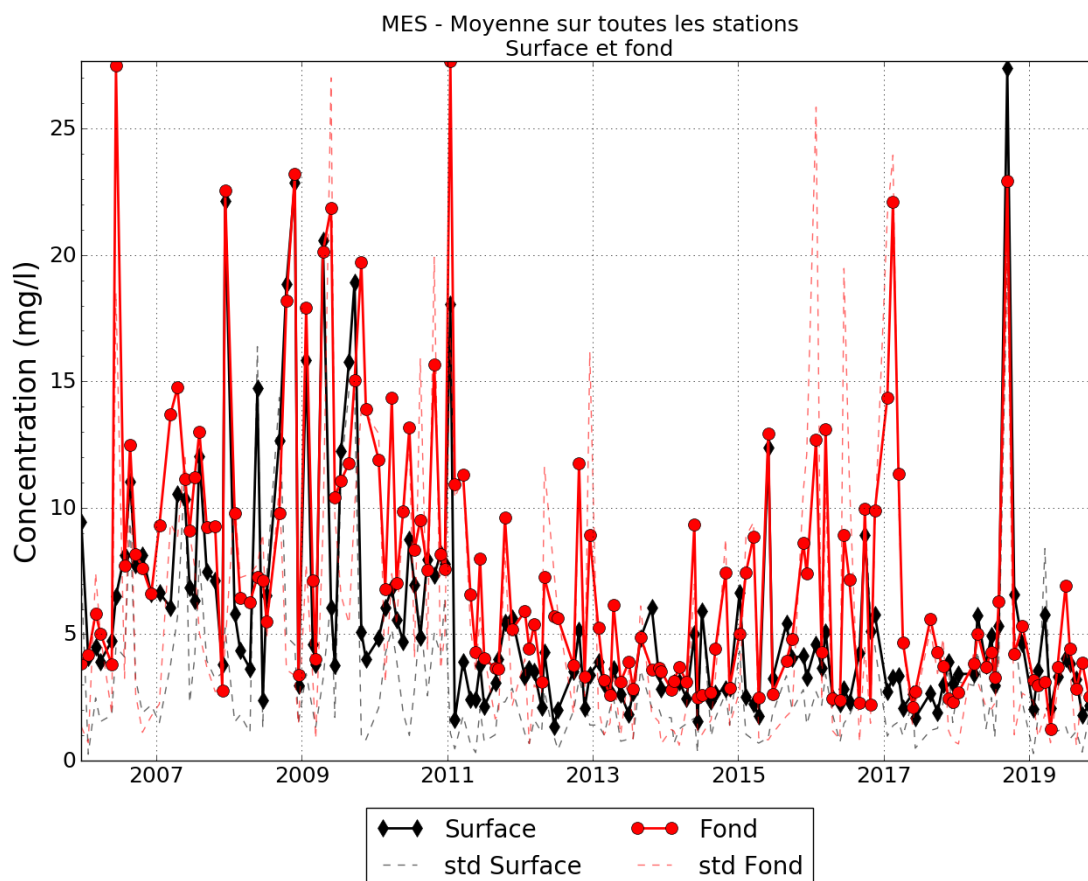


Figure 24 : Moyenne de la concentration en MES (mg/l) total en surface et au fond dans l'étang de Berre entre 2006 et 2019. Les écarts type sont indiqués en pointillés.

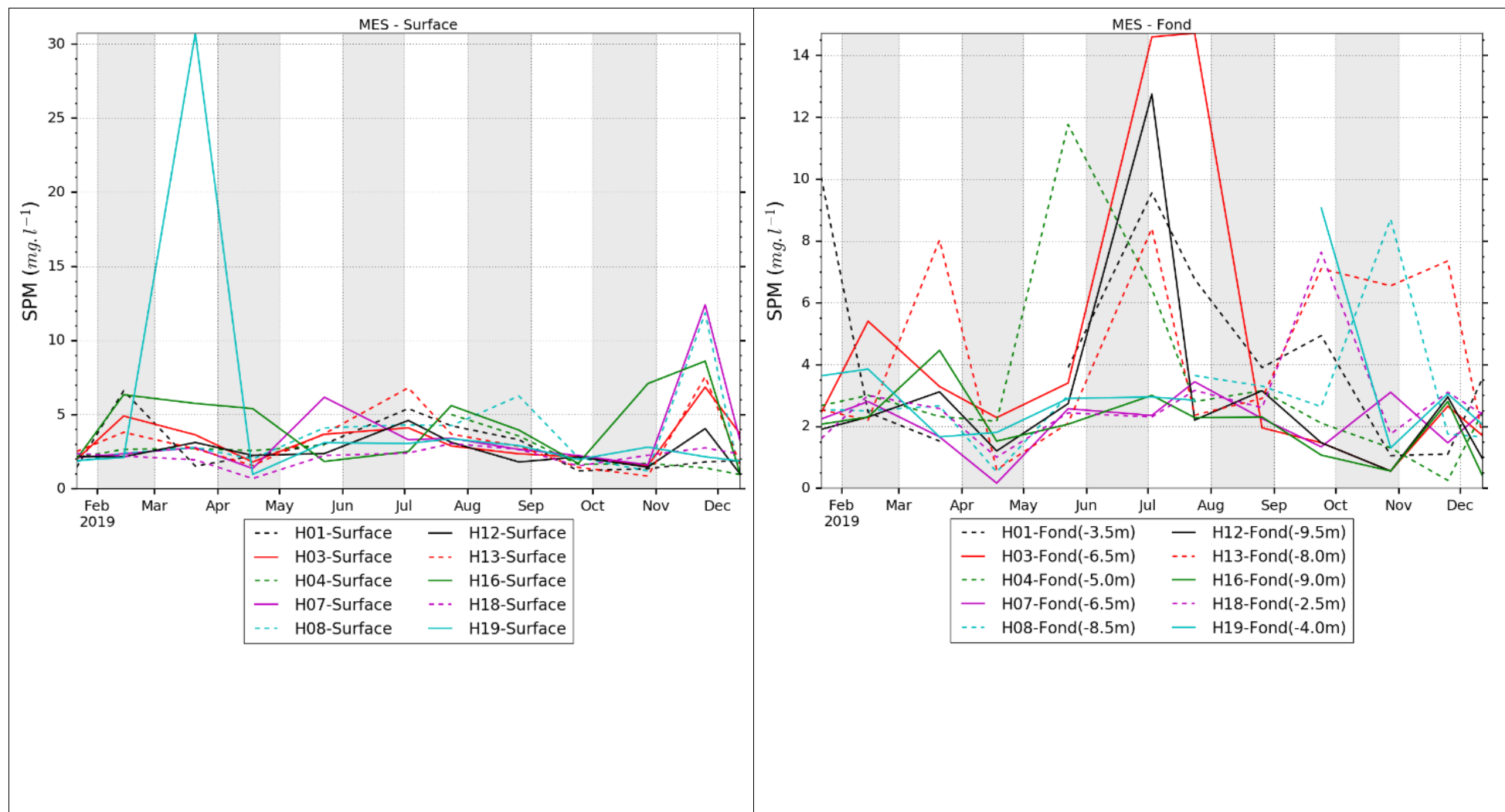


Figure 25 : Concentrations en MES (mg/l) en 2019 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

3.1.1 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 et noir.

En 2019, en lien avec les faibles valeurs de concentrations de MES, la transparence de l'eau, mesurée grâce au disque de Secchi est assez élevée dans l'étang de Berre (Figure 26). La moyenne de la transparence de l'eau au cours de l'année est de 2,9 m, soit la deuxième meilleure valeur depuis 2005, retrouvant ainsi les valeurs observées juste avant la crise de 2018. En fin d'année 2019, on observe même une transparence moyenne de 4,3 m, quelques jours seulement après des crues automnales.

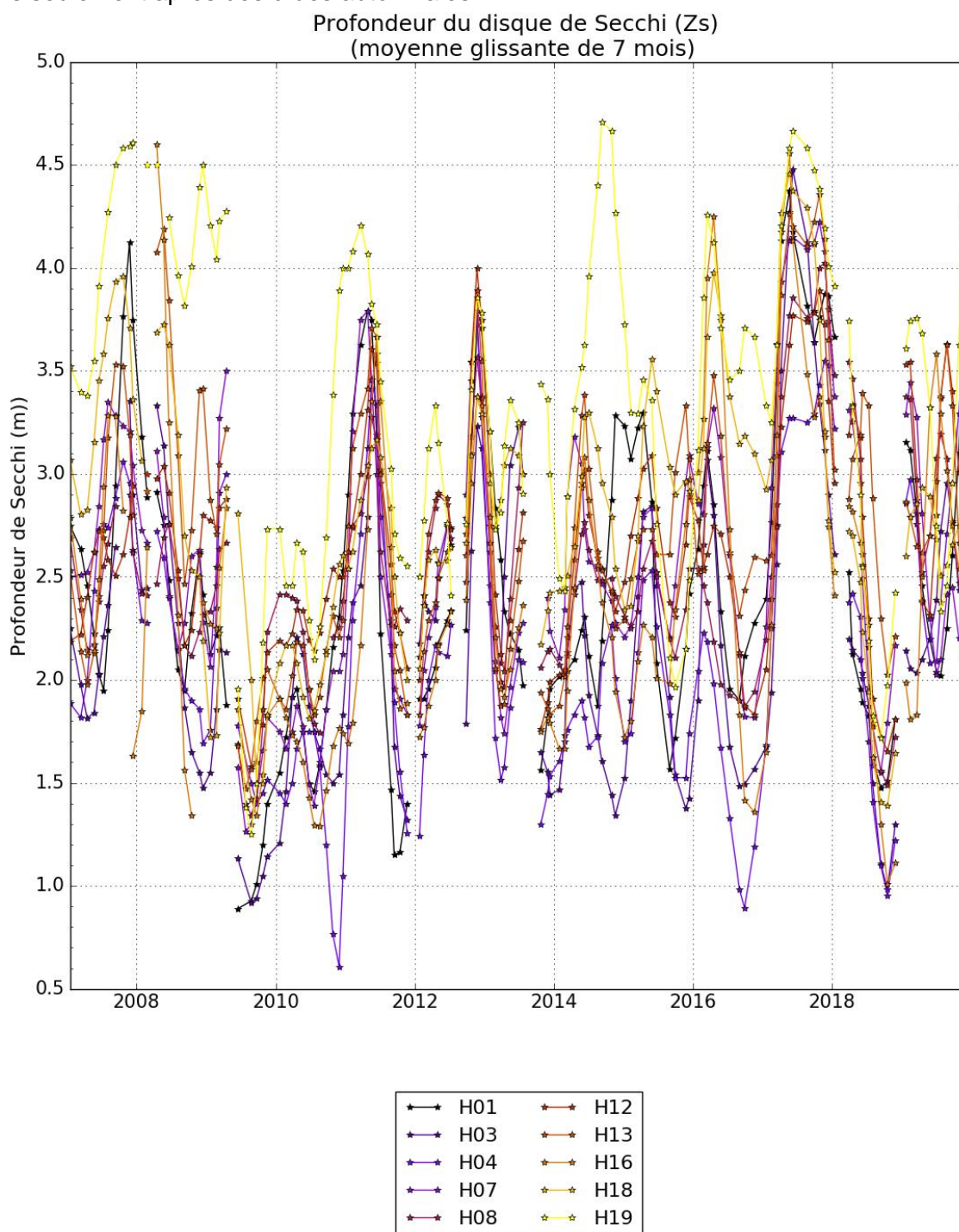


Figure 26 : Moyenne glissante (7 mois) de la profondeur du disque de Secchi de 2006 à 2019.

3.2 Chlorophylle-a / Phytoplancton

En 2019, la **concentration en chlorophylle a**, utilisée comme proxy de la quantité de phytoplancton, montre des valeurs faibles toute l'année (Figure 27). Selon les critères de la DCE, la majorité des valeurs observées durant cette année reste bonne voire très bonne. Comme pour les nutriments, on observe quelques pics ponctuels et localisés de chlorophylle a, notamment à la station H16 (Figure 10), en lien avec des sorties d'eau du Bolmon probablement.

Au niveau de la dynamique pluriannuelle, les concentrations en chlorophylle a en 2019 rejoignent la dynamique de faibles valeurs observées avant la crise de 2018 (Figure 28).

Les valeurs faibles de Chlorophylle a témoignent d'une faible charge en phytoplancton dans les eaux de l'étang et d'un **niveau d'eutrophisation faible** des eaux. Ces faibles valeurs de chlorophylle a favorisent aussi une **bonne transparence des eaux** (voir paragraphe précédent).

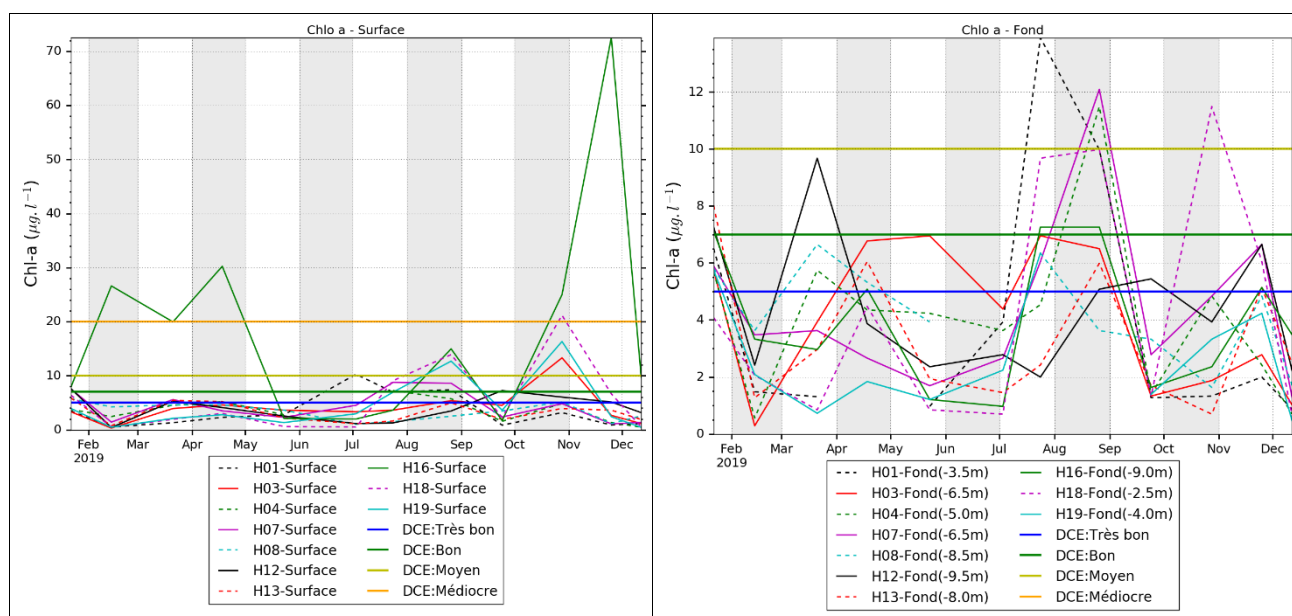


Figure 27 : Concentration en Chlorophylle-a ($\mu\text{g/l}$) en 2019, en surface et au fond pour toutes les stations. Attention les échelles en ordonnées sont différentes. Les valeurs seuils de la DCE sont indiquées.

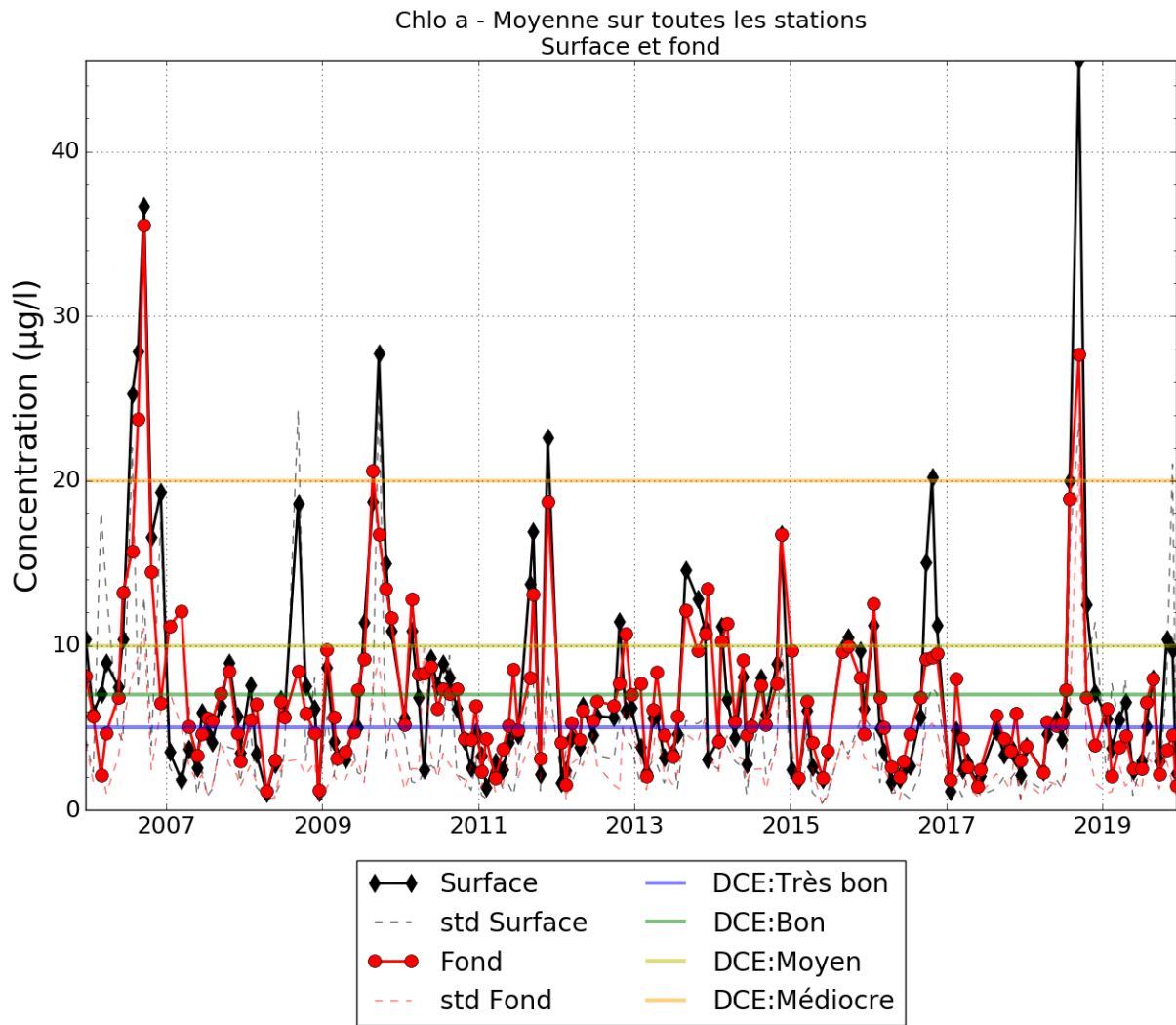


Figure 28 : Moyenne glissante (7 mois) de la concentration en Chlorophylle a ($\mu\text{g/l}$) total en surface et au fond dans l'étang de Berre entre 2006 et 2019. Les écarts types sont indiqués en pointillés.

3.3 Qualité sanitaire

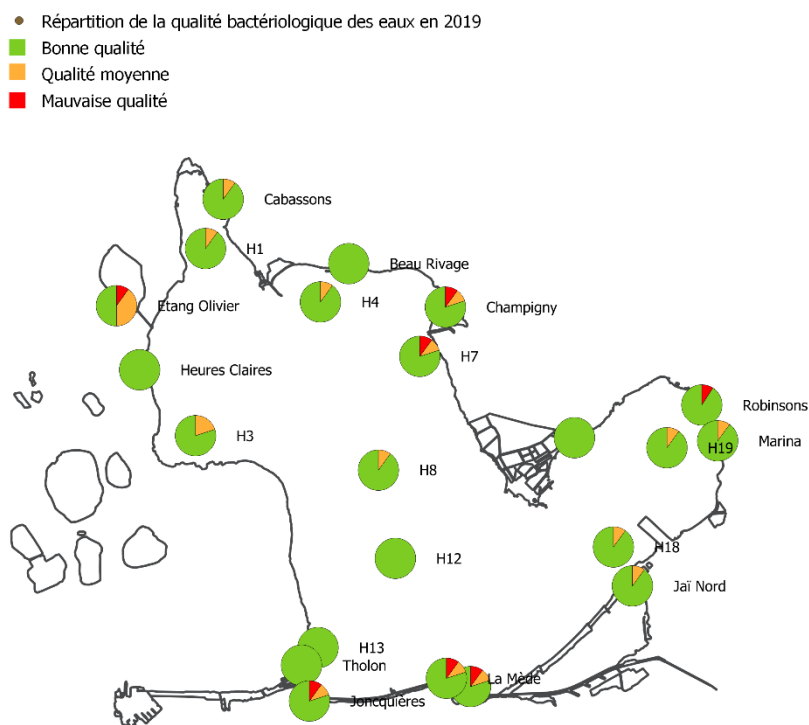


Figure 29: Résultat de la qualité bactériologique des eaux de nautisme en 2019 sur l'étang de Berre.

Le suivi de la qualité sanitaire¹ des eaux 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.

On observe quelques dégradations locales temporaires liées aux épisodes orageux de la fin d'année qui ont engendré des écoulements importants ou des apports importants via les réseaux pluviaux (Figure 29). Ces dégradations durent en moyenne moins de 48h avant de retrouver une qualité satisfaisante.

Dans l'étang de Berre, la qualité sanitaire reste globalement très bonne.

1 Les résultats du [suivi sanitaire](http://etangdeberre.org) sont mis à jour en continu sur le site du Gipreb : etangdeberre.org

3.4 Synthèse

Le compartiment « eau » de l'étang de Berre a retrouvé des niveaux d'eutrophisation faibles. Selon les critères de la DCE, l'ensemble des paramètres est classé en bon voire très bon. Les traces de la crise de 2018 ne se retrouvent pas sur ce compartiment, qui montre ici sa forte résilience et sa rapidité de réaction. Cette résilience a aussi été favorisée par des apports solides et liquides particulièrement faibles par la centrale hydroélectrique. Ainsi, au cours de l'année 2019, il n'y pas eu de blooms phytoplanctoniques importants, la transparence est restée élevée et les épisodes d'anoxie sont restés confinés aux couches profondes (> 7 m) et lors d'épisodes ponctuels. Lors d'importants épisodes orageux de la fin d'année 2019, des apports importants ont eu lieu *via* le ruissellement ou les rivières en crues. Mais ces apports exceptionnels n'ont affecté que des secteurs géographiques limités et pendant des durées relativement courtes. Le croisement des observations satellites, des données du suivi du milieu et des données acquises en continu confirment ces impacts limités sur la masse d'eau.

4 COMPARTIMENTS « SEDIMENTS »

4.1 Qualité des sédiments

Les campagnes d'analyse de la contamination des sédiments superficiels (jusqu'à 5 cm de profondeur environ) sont réalisées tous les 5 ans. Les derniers prélèvements ont été réalisés en 2016 et les résultats sont ainsi présentés dans le rapport de l'Observatoire 2016.

La campagne ROCCHSED conduite en 2017 par IFREMER sur la contamination des sédiments des lagunes françaises (Ifremer, 2018) montre **une contamination assez faible de l'étang de Berre (sur les deux points analysés) par rapport aux autres lagunes**. L'étang de Berre se distingue par une forte teneur en chrome (marqueur des limons duranciens) et en manganèse (témoin de l'activité industrielle historique).

4.2 Macrofaune benthique

4.2.1 Résultats du suivi 2019

Le suivi de la macrofaune benthique de substrat meuble s'appuie sur un réseau de 13 stations suivies, soit mensuellement pour trois stations ((B3, B4 et B6 à respectivement 5, 9 et 9 mètres de profondeur) soit bi-annuellement pour les stations plus littorales (Figure 30). Sur chacune des stations, 3 répliquats² de prélèvements sont effectués à l'aide d'une benne de type orange-peel (Figure 31). Les prélèvements sont ensuite tamisés à 1 mm et le refus de tamis est analysé pour identifier les espèces présentes.

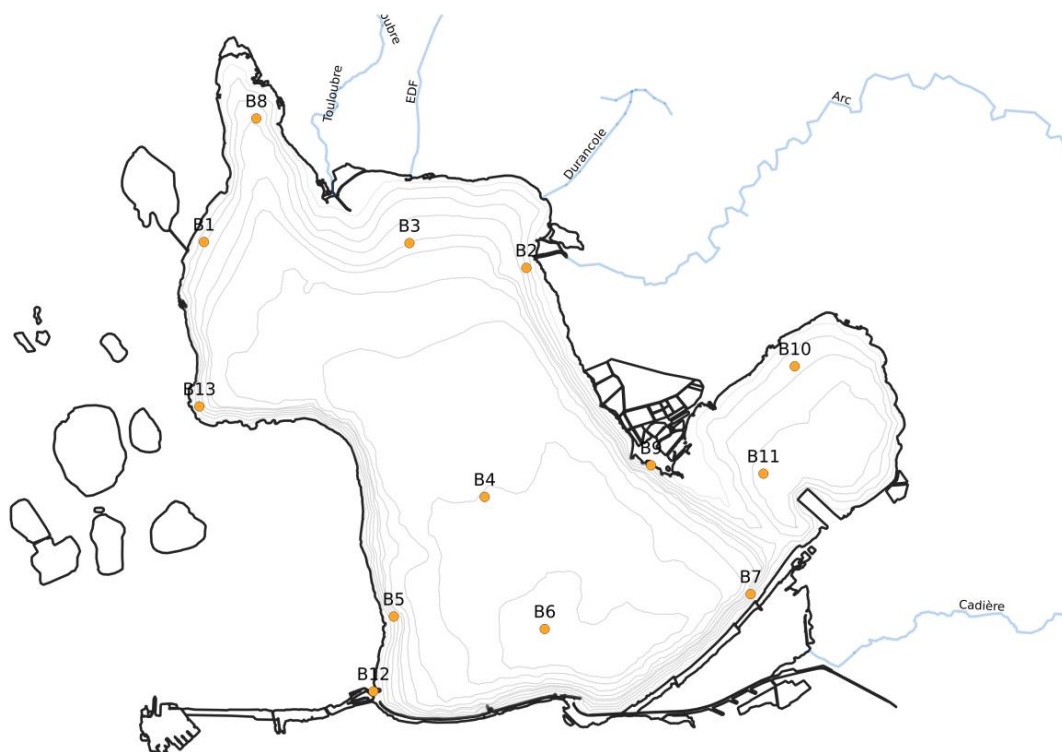


Figure 30 : Localisation des sites de prélèvements de la Macrofaune benthique dans l'étang de Berre.

² Le travail sur la stratégie d'échantillonnage a permis de réduire le nombre de répliquats de 4 à 3 répliquats par station à partir de l'année 2019.

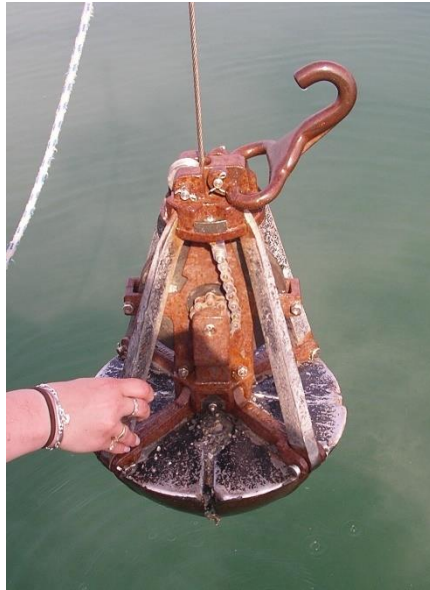


Figure 31 : Benne Orange-Peel pour le prélèvement

Sur les trois stations suivies mensuellement (B3, B4 et B6, Figure 30), on dénombre au total 18 espèces différentes de macrofaune benthique. Les espèces les plus représentées sont les *Arcuatula senhousia*, une espèce de moules introduite, les vers de vases (*Nereis succinea*) ainsi que les autres espèces de moules (*Brachydontes marioni* et *Mytilus galloprovincialis*). Dans l'ensemble, les richesses spécifiques des stations mensuelles restent faibles (10 espèces en octobre 2019 à B3 au maximum). La diversité spécifique observée en 2019 est plus faible que les années précédentes. En effet, suite à la crise écologique de 2018 et les mortalités massives observées au niveau de ce compartiment, la recolonisation prend du temps et débute par certaines espèces pionnières. Il est difficile de dire quelle échelle de temps sera nécessaire (mois ? années ?) pour que d'autres espèces recolonisent ces fonds, avec un éventuel risque d'apparition d'espèces invasives.

Pour la station la plus centrale et profonde (B4, 9 m de fond), la richesse spécifique est très faible (entre 0 et 3) 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. De manière générale, ce sont les espèces que l'on a retrouvées juste après la crise écologique.

Pour la station profonde du sud de l'étang (B6, 9 m), la diversité est plus grande (jusqu'à 6 espèces) et de manière temporaire, 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. Elle avait tout de même été marquée par les anoxies de 2018 et les densités restent encore faibles en 2019.

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

La Figure 32 présente l'évolution depuis 2006 de la richesse spécifique à ces trois stations. On constate qu'après la crise écologique de la fin d'année 2018, les peuplements prennent du temps pour se reconstruire et retrouver les niveaux précédents, ce qui témoigne de l'impact majeur de cette crise sur ce compartiment.

Sur la Figure 33 on constate sur la station B3 une augmentation au cours de l'année 2019 liée à la recolonisation de ces fonds par la moule introduite *Arcuatula senhousia* qui forme d'importants tapis sur le fond. Pour les autres stations, on retrouve aussi des augmentations

sans toutefois retrouver des valeurs d'avant crise. Depuis 2005, il y eu d'autres épisodes de mortalités massives liées à des anoxies et la recolonisation a pu parfois être rapide si des conditions favorables d'oxygénation s'installent et se maintiennent. Cependant, la crise de 2018 a été inédite par la surface concernée, sa durée et l'impact sur le potentiel de reproduction et de recolonisation qu'elle a généré. Les conséquences semblent durables pour ce compartiment.

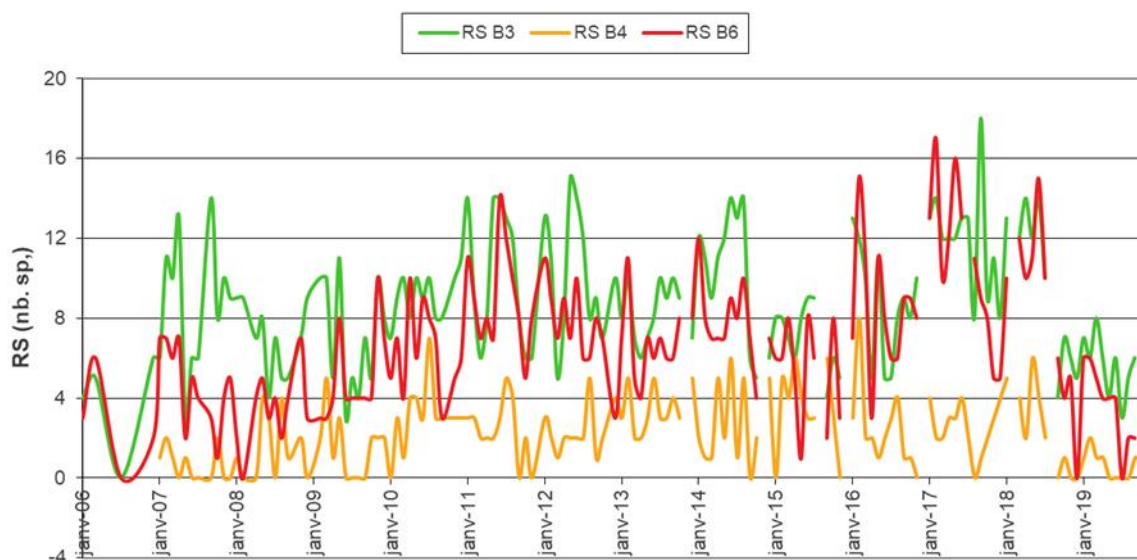


Figure 32 : Richesse spécifique (nombre d'espèces, RS) de la macrofaune benthique des stations suivies mensuellement.

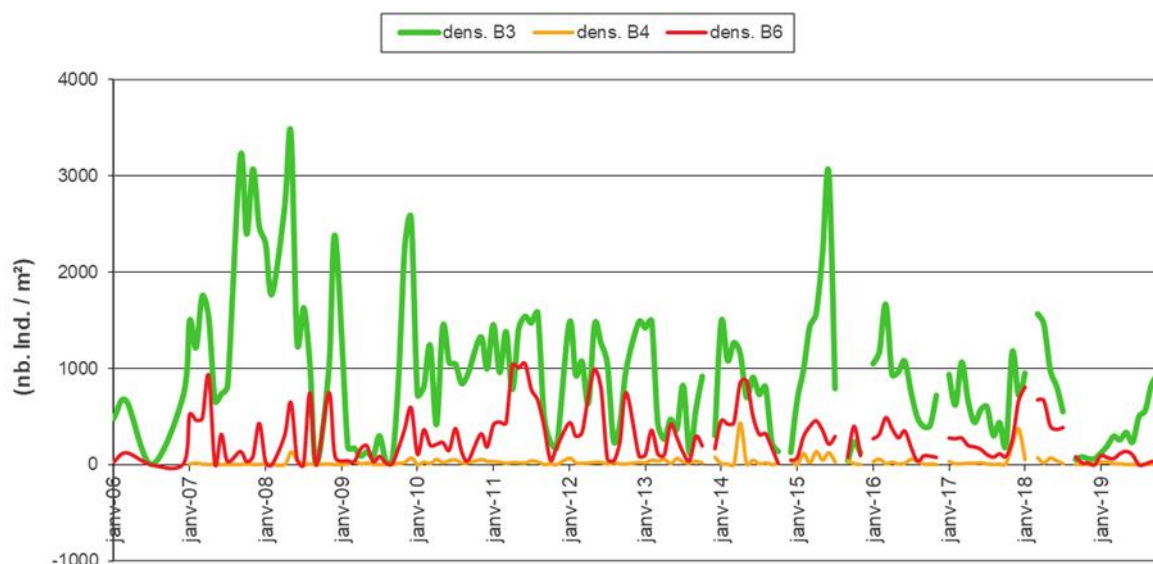


Figure 33 : Densité (nombre d'individus par m²) de la macrofaune benthique des stations suivies mensuellement.

En 2018, même les stations côtières ont subi de fortes dégradations des conditions d'oxygénation et ont été impactées par les épisodes de mortalités massives. En 2019, la richesse spécifique (Figure 36) réaugmente sur toutes les stations sans toutefois retrouver des

valeurs pré-crise. La richesse spécifique maximale est observée à la station B13 avec 9 espèces en février 2020 contre 16 en août 2017. La tendance à la recolonisation sur ce secteur semble se profiler. Le contingent d'espèces est surtout dominé par les espèces pionnières opportunistes comme *Arcuatula senhousia*, *Capitella capitata* ou *Nereis succinea*. En ce qui concerne l'abondance moyenne (Figure 35) la tendance est aussi à la recolonisation et on retrouve des niveaux similaires à la période avant crise. Cependant, il est à noter que ces valeurs sont fortement liées à des maximums importants tirés bien souvent par des densités importantes de juvéniles de moules qui tapissent le fond sur certaines stations (B5 et B9 notamment).

L'analyse de la macrofaune benthique, selon les critères DCE montre que les peuplements sont classés « mauvais » à « médiocre » pour l'année 2019 sur les stations suivies mensuellement (M-AMBI, Tableau 3). Après la crise de 2018, qui avait fortement impacté ces secteurs profonds, la recolonisation est lente et la seule présence d'espèces pionnières ne permet pas de retrouver des classements « moyens » que l'on pouvait observer les années précédentes. Au niveau des stations littorales, le suivi de la macrofaune benthique montre également des signes de recolonisations modérées avec des stations qui passent de « mauvaises » à « médiocres ». Pour l'instant, en février 2020, aucune station littorale n'a retrouvé un classement « moyen » selon ce critère de la DCE, comme elles étaient régulièrement classées avant la crise.

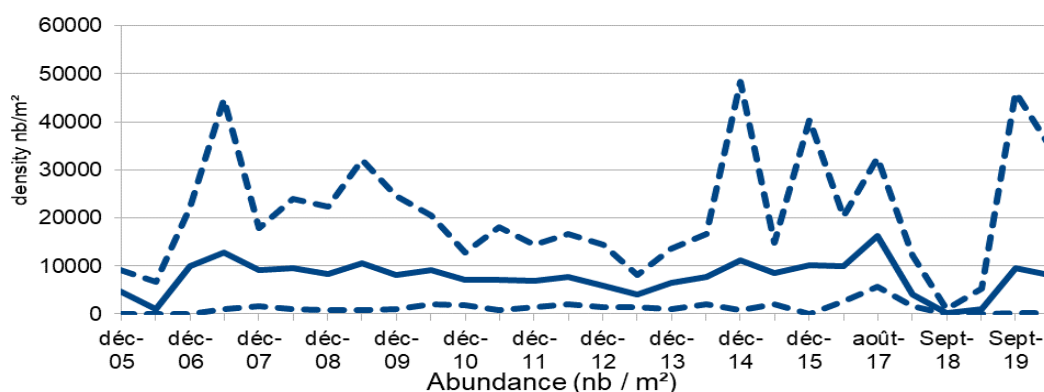


Figure 34 : Abondance moyenne (en trait plein) et minimale et maximale (en pointillés) des stations côtières du suivi de la macrofaune benthique de l'étang de Berre entre décembre 2005 et février 2020.

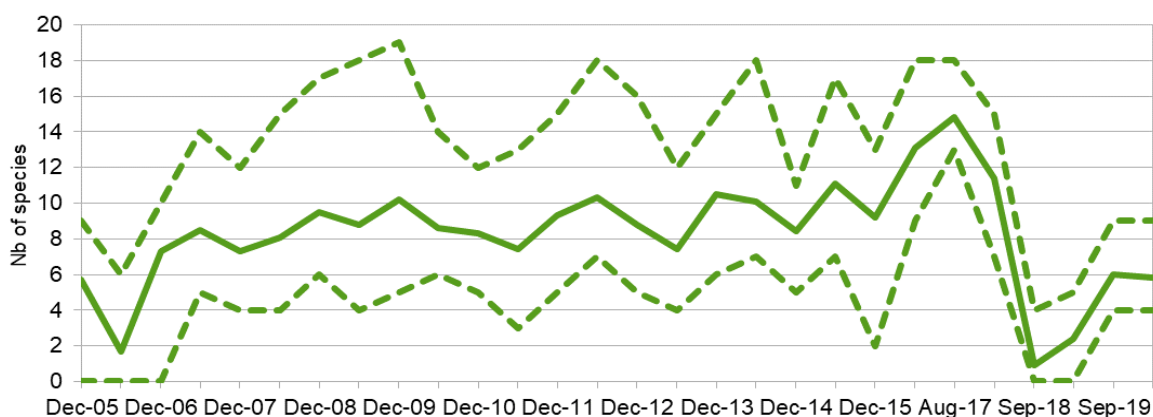


Figure 35 : Richesse spécifique moyenne (en trait plein) et minimale et maximale (en pointillés) des stations côtières du suivi de la macrofaune benthique de l'étang de Berre entre décembre 2005 et février 2020

Tableau 2 : Indicateurs M-AMBI pour les stations côtières de l'étang de Berre entre décembre 2007 et février 2020

Stations	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	Sep 18	Fev 19	Sep 19	Fev 20
B1	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	0	0.19	0.22	0.25
B2	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	0	0.18	0.27	0.21
B5	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	0.08	0.21	0.24	0.13
B7	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	0	0	0.24	0.26
B8	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	0	0.05	0.16	0.18
B9	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	0.03	0.08	0.14	0.16
B10	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	0	0.15	0.19	0.23
B11	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	0	0	0.21	0.17
B12	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	0.18	0.17	0.15	0.17
B13	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	0	0.11	0.20	0.28

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

Tableau 3 : Indicateurs M-AMBI pour les stations mensuelles de l'étang de Berre entre 2012 et 2018

Année	2012			2013			2014			2015			2016			2017			2018			2019		
	B3	B4	B6	B3	B4	B6	B3	B4	B6	B3	B4	B6	B3	B4	B6	B3	B4	B6	B3	B4	B6	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	0.36	0.14	0.32	0.28	0	0.22
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				0.18	0.10	0.22
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	0.38	0.09	0.39			
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	0.4	0	0.38	0.22	0	0.19
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	0.38	0.15	0.37	0.14	0	0.14
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	0.39	0.07	0.43	0.11	0	0
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	0.35	0	0.33	0.06	0	0
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	0.19	0.23	0.31	0	0.39				0.10	0	0.02
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	0.16	0	0.27	0.17	0	0.01
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	0.27	0	0.07	0.17	0	0.16
11													0.33	0.00	0.3	0.31	0.05	0.06	0.25	0	0.13	0.15	0.06	0.14
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	0.21	0	0			

4.3 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 transects littoraux utilisés pour le suivi des macrophytes. Les Figure 36 et Figure 37 décrivent les Indices d'Abondance Moyenne (IAM).

De manière générale, *Mytilus galloprovincialis* est dominante sur 24 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 Vaïne alors que l'espèce introduite *Arcuatula senhousia* est plus abondante dans l'anse de Saint-Chamas.

Sur le plan interannuel, on observe en 2019, sur la Figure 38, une augmentation des peuplements aussi bien de l'espèce introduite *Arcuatula senhousia* que de *Mytilus galloprovincialis*. En 2019, il s'agit pour ces deux espèces des IAM les plus importants mesurés depuis le début du suivi (2006). Surtout, il est important de noter que suite à la crise de 2018, les peuplements de moules ont été fortement impactés avec des mortalités parfois importantes. Ainsi, les augmentations d'abondance observées en 2019 se traduisent par des changements au sein de la population avec une augmentation des moulières continues de naissain (jeunes moules) au détriment des moules adultes observées précédemment. Ainsi, à la suite des mortalités de 2018, les niches écologiques vides ont été rapidement occupées par des organismes opportunistes et à capacité de reproduction importante, dont les moules *Mytilus galloprovincialis* et *Arcuatula senhousia*. Le cascaill *Ficopomatus enigmatus* a également été observé régulièrement vivant lors du suivi.

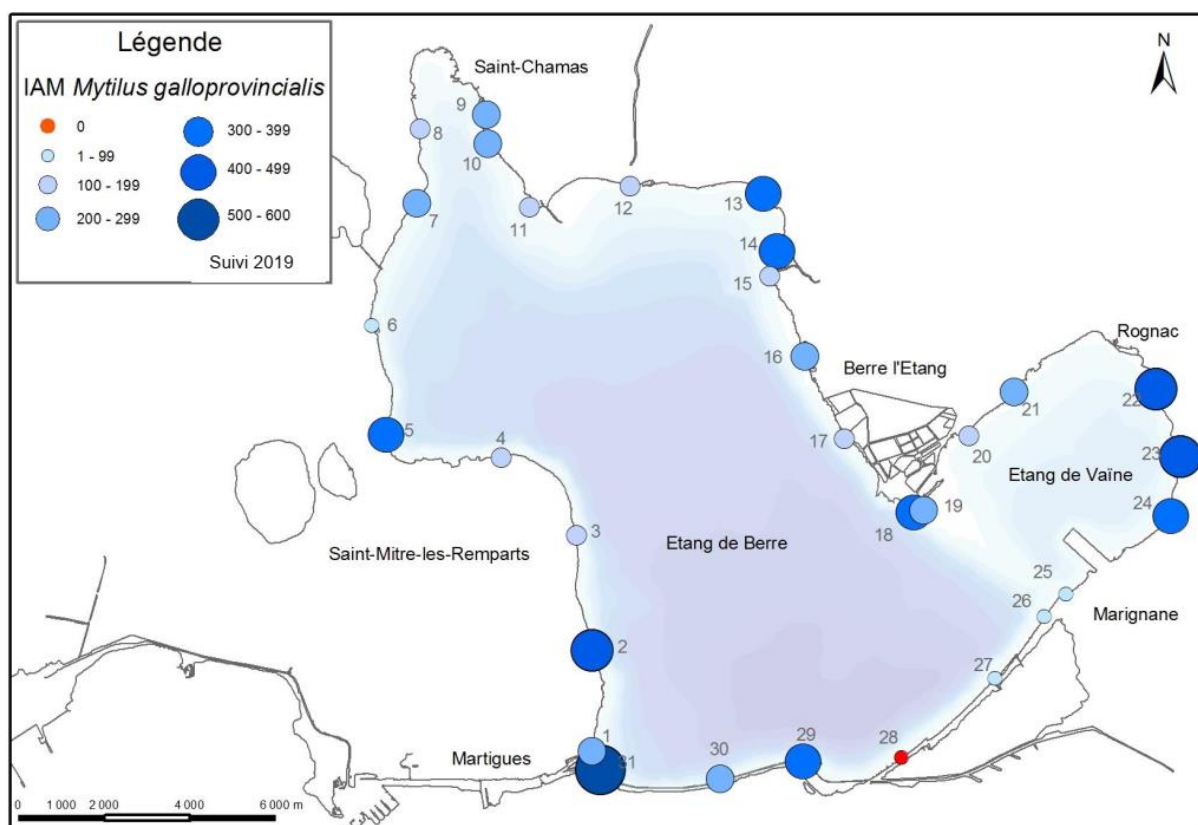


Figure 36 : Abondance (IAM) de *Mytilus galloprovincialis* en 2019 au niveau des 31 transects étudiés dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre. (Source Gis Posidonie).

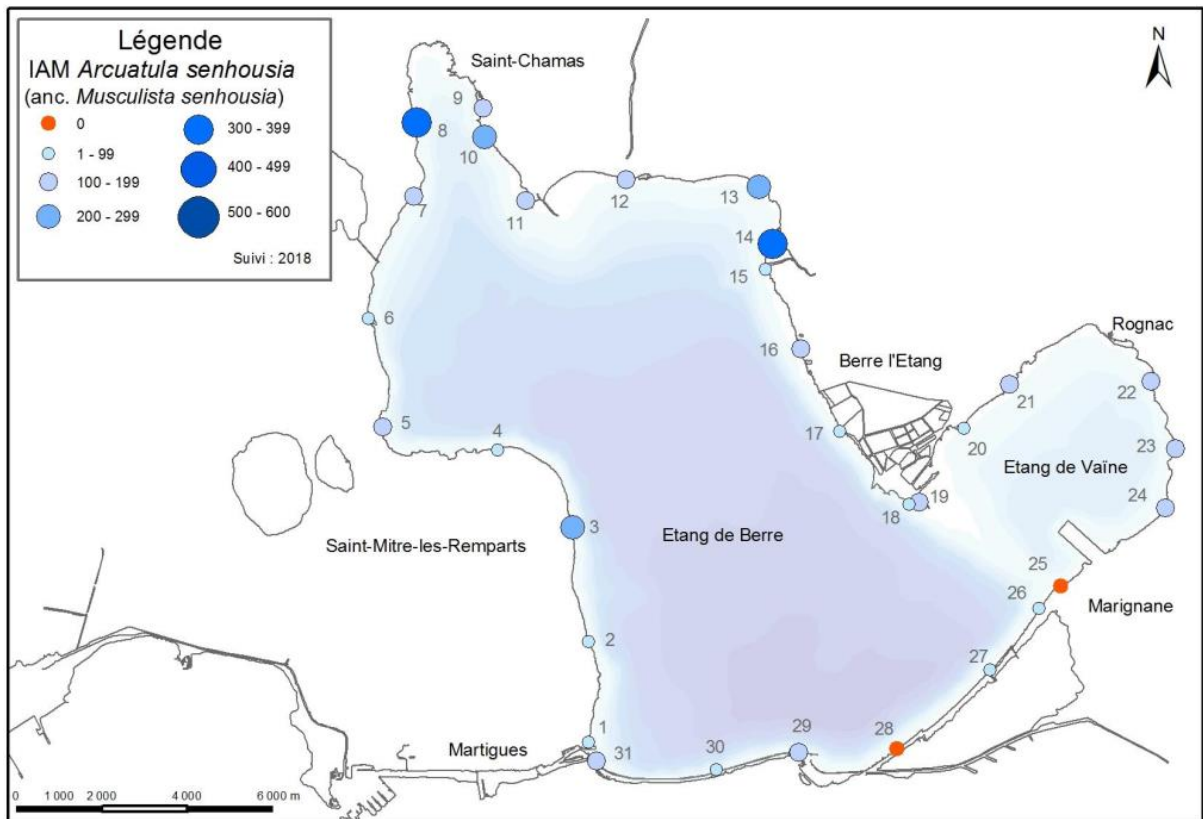


Figure 37 : Abondance (IAM) d'*Arcuatula senhousia* en 2019 au niveau des 31 transects étudiés dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre. (Source Gis Posidonie).

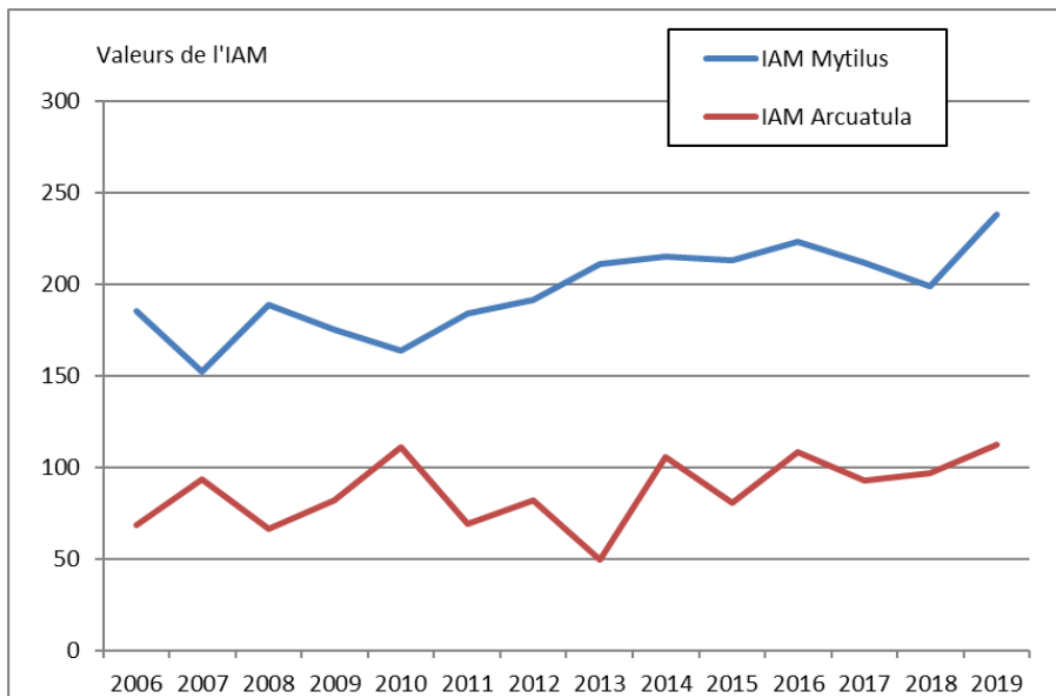


Figure 38 : Evolution des valeurs d'abondance (IAM) de *Mytilus galloprovincialis* et *Arcuatula senhousia* entre 2006 et 2019 au niveau des 31 stations étudiées, dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre. (Source Gis Posidonie)

4.4 Zoom sur les peuplements de palourdes

Entre avril et juillet 2019, le Gipreb a mené la première campagne d'évaluation du stock de palourdes dans l'étang de Berre répondant aux méthodes mise en œuvre par Ifremer. Les campagnes réalisées précédemment, bien que reposant sur la même méthodologie, s'appuyaient sur un nombre plus restreint de stations. Lors de prospections préliminaires, les palourdes japonaises ont été observées en grande majorité entre 0 et 5 mètres de profondeur. Après la crise anoxique, on estime qu'elles ont quasiment disparu au-delà de 5 mètres. Dès lors, cette étude a été réalisée sur la bordure côtière entre 0 et 5 m, ce qui correspond à une superficie de 38,78 km². Pour rappel, l'étang de Berre a une superficie de 155 km² et a une profondeur maximum de 9,5 mètres.

Au total, 238 stations ont été échantillonnées en plongée sous-marine. A chaque station, trois quadrats ont été utilisés. Les quadrats sont des carrés de dimension connue (ici, 0,25 m² - L : 0,5 m ; l : 0,5 m et h : 0,1 m) qui permettent ensuite d'estimer la densité au m². Les palourdes présentes étaient comptabilisées et mesurées (longueur).

La longueur des palourdes permet d'obtenir un histogramme de taille (Figure 39). Dans l'étang de Berre, il montre clairement la présence de deux cohortes de *Ruditapes philippinarum* : une prédominante entre 28 et 34 mm et l'autre entre 6 et 12 mm. Cette seconde cohorte laisse supposer un événement de reproduction lors de l'année précédente (2018).

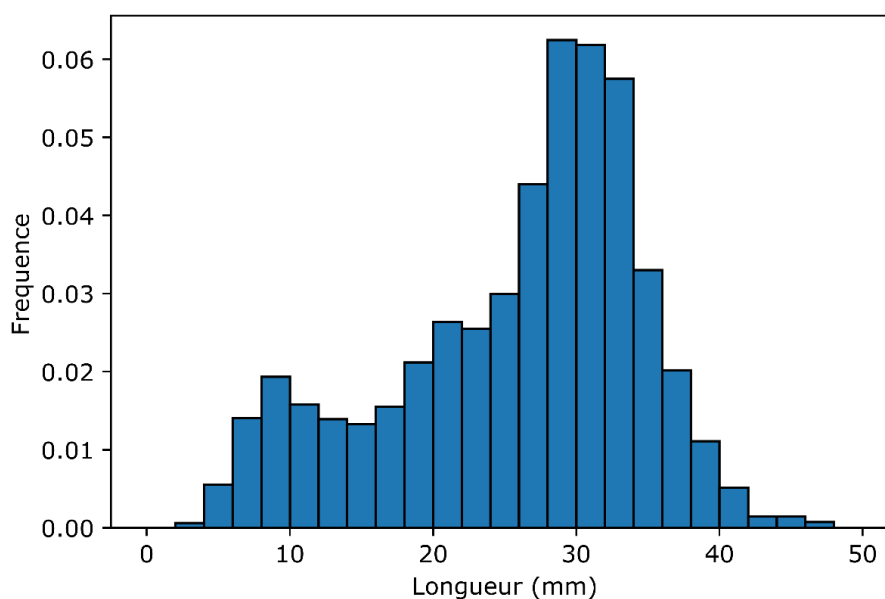


Figure 39 : Histogramme de fréquence de taille de la palourde japonaise dans l'étang de Berre au printemps 2019 (N = 4 059)

Pendant la campagne d'étude des stocks de 2019, la densité moyenne en palourdes japonaises était de **33,59 ind.m⁻² ± 73,14** pour la zone échantillonnée entre 0 et 5 m. Elle était estimée à plus de 77 ind.m⁻² sur l'ensemble de l'étang en 2017. Globalement, le peuplement de palourdes entre 0 et 5 m de profondeur est très faible : dans la majorité des stations (plus de 57 %), une densité nulle a été observée (Figure 40).

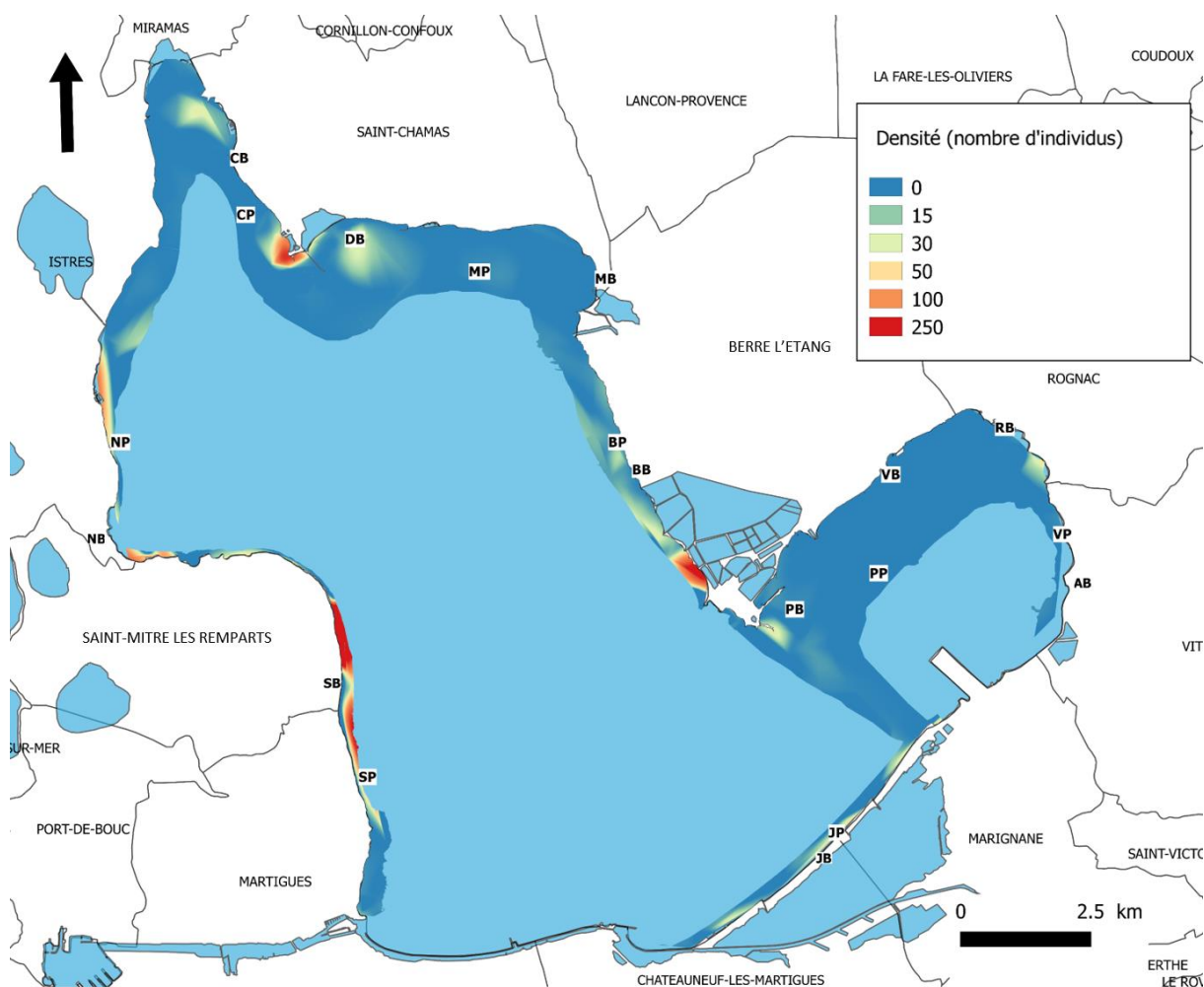


Figure 40 : Carte des densités moyennes interpolées – méthode : TIN (Interpolation triangulaire) cubique- grid = 20000 x 20000

L'abondance totale estimée en 2019 au cours de cette étude est de **552,07 millions d'individus \pm 75,02**, représentant une biomasse de **2 903,62 tonnes \pm 432,68**. En comparaison, l'abondance totale en palourde japonaise en 2014 dans le golfe du Morbihan était de 61 millions d'individus pour une biomasse de 692 tonnes. La même année, dans le bassin d'Arcachon, l'abondance totale en palourdes (japonaise, européenne et jaune) était de 2 264 millions d'individus représentant 7 138 tonnes sur les 51,86 km² échantillonnés. Ces dernières années, ces deux sites comptent pour 80 % de la production française en palourde.

Dans cette abondance totale, il est important de différencier l'abondance totale de palourdes supérieures à 30 mm (maille en vigueur lorsque la pêche était autorisée dans l'étang³) qui était de **193,05 \pm 29,63 millions**. Cette fraction potentiellement exploitable représentait 39 % du stock des strates du bord (entre 0 et 2 m) et 33 % des strates profondes (entre 2 et 5 m). Les palourdes japonaises peuvent se reproduire à partir de 20 mm, et plus un individu est gros, plus sa reproduction est importante et efficace. Ce stock d'individus de taille supérieure à 30 mm devrait permettre aux palourdes japonaises de recoloniser le milieu dans les années à venir.

³ Arrêté du 29 janvier 2013 modifiant l'arrêté du 26 octobre 2012

D'après les relevés du GIPREB en 2017 (avant l'ouverture de la pêche à pied aux professionnels), le stock exploitable par les pêcheurs (entre 0 et 2 m) était estimé à 2 200 tonnes alors qu'au printemps 2019, il était de **582,26 tonnes ± 78,21**. Cette **diminution de plus de 73 %** de la biomasse exploitable en deux ans peut en grande partie s'expliquer par la crise anoxique qu'a subi l'étang de Berre durant l'été et l'automne 2018.

Afin de suivre l'évolution du stock dans l'étang de Berre, il semble important de refaire une étude de ce type assez fréquemment. Il sera difficile de faire 238 stations régulièrement (cela nécessite 21 jours de plongée sous-marine avec deux à trois plongeurs mobilisés). Cependant certaines parties de l'étang vont être sélectionnées pour être suivies tous les 6 mois afin de mesurer la recolonisation des palourdes japonaises.

4.5 Synthèse

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 en 2019 se caractérise 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 3). En 2019, toutes les stations côtières sont classées en « Médiocre » ou « Mauvais » selon cet indice.

En 2018, près de 93 % de la surface de l'étang a été touchée par la crise anoxique ce qui a fortement impacté ce compartiment. En 2019, des signes de colonisation de ce compartiment sont visibles avec notamment le retour de nombreux juvéniles de moules, ou la présence d'espèces pionnières comme *Capitella capitata* ou *Nereis succinea*. Cependant, la richesse spécifique ne retrouve pas les valeurs précédemment observées avant la crise. Sur la bordure côtière, la recolonisation semble un peu plus rapide, avec parfois des abondances qui retrouvent des valeurs élevées mais cela est souvent dû à l'explosion d'une espèce. Sur les stations profondes, cette recolonisation est plus lente. Cette crise a aussi impacté la zone très côtière avec une diminution de plus de 73 % du stock de palourdes sur la zone 0-2 m.

En 2017, des explorations en plongée sous-marine avaient 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). En mai 2019, de nouvelles plongées réalisées dans ce secteur ont montré que l'ensemble de ces peuplements marins avaient disparus. Il n'y avait plus traces d'espèces marines (grandes nacres, oursins, ophiures) dans le chenal de Caronte. Ce secteur, pourtant sous l'influence des eaux marines oxygénées a donc également été impacté par les anoxies durant cette crise de 2018. Là aussi, il faudra du temps pour que ces espèces puissent se réinstaller et recoloniser ce secteur.

5 COMPARTIMENTS « MACROPHYTES »

5.1 Suivi des macrophytes

Le suivi des macrophytes s'appuie sur 31 transects littoraux de 100 m de long (Figure 41). 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.*, 2019). Le suivi de l'année 2019 s'inscrit après la crise écologique de 2018 et permet de voir les effets de cette crise sur ce compartiment.

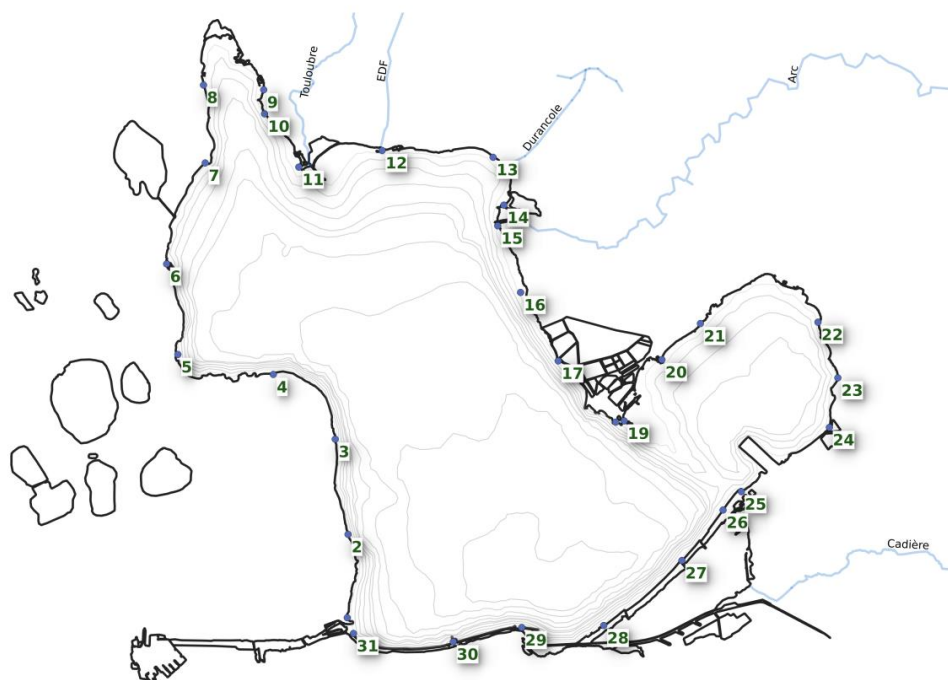


Figure 41 : Carte des 31 transects littoraux du suivi macrophytes.

Suite à la crise écologique les changements sur les peuplements de macrophytes sont marqués et visibles.

Les herbiers de zostères (*Zostera noltei*) sont en régression importante. Les herbiers ne sont trouvés que sur 5 transects contre 10 l'année précédente et surtout, l'Indice d'Abondance Moyen (IAM) a été divisé par 5. Alors que les herbiers atteignaient 3,3 m de profondeur et étaient sur une dynamique de progression les années précédentes, les taches de zostères dépassent rarement le mètre de profondeur en 2019. Quelques herbiers subsistent, mais sont beaucoup moins recouvrant, comme au sud de l'Arc ou à la pointe de Berre. Dans l'étang de Vaine, où des malaïgues (anoxies sur toute la colonne d'eau) ont été observées, les herbiers précédemment étendus en bonne vitalité, sont réduits à quelques faisceaux isolés. Cette régression est une conséquence directe de la crise écologique de 2018. A noter que l'herbier situé dans le bassin de délimonage semble relativement avoir été épargné par la crise en raison de sa faible profondeur.

En comparaison, les fluctuations sur les autres groupes de macrophytes sont moins spectaculaires. 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 (observées sur 30 des 31 transects en 2019) et leur abondance est toujours élevée (IAM >100) ce qui en fait l'espèce la plus abondante. Cette abondance des ulves, algues nitrophiles, témoigne d'un étang encore et toujours piloté par la concentration en azote. Parmi

les chlorobiontes, les entéromorphes, principalement représentés par *Ulva clathrata*, voient leur abondance diminuer malgré des signalisations plus importantes (22 stations). L'abondance des entéromorphes restent très variable d'une année à l'autre et selon les stations même si une tendance à la diminution semble se dessiner depuis 2015 (exception faite de 2018). Depuis 2016 les cladophores (*Cladophora spp*) augmentent et s'observent sur chaque transect. Un IAM élevé pour *Cladophora spp*. peut-être induit par la marinisation ou l'adoucissement des eaux en fonction des espèces présentes (comm. pers. Marc Verlaque), mais elle peut également être liée à un effet saisonnier. Toutefois, en l'absence de détermination au niveau spécifique, il n'est pas possible de confirmer cette seconde hypothèse. Mais en 2019, on assiste à une régression des cladophores, tant en signalisation (16 stations au lieu de 31) qu'en abondance (divisée par 10). Ces faibles valeurs observées en 2019 pourraient traduire une conséquence de la crise écologique de 2018. L'ensemble de ces évolutions temporelles sont décrites par les Figure 42, Figure 43 et Figure 44 .

Le groupe des **rhodobiontes** (algues rouges) est principalement représenté par les gracilaires (*Gracilaria spp.*) et par les callithamniae (espèce marine) qui dominent 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 2019, l'abondance des gracilaires augmente et retourne à des niveaux proches de ceux d'avant 2018. Les callithamniae montrent une légère diminution en 2019. En 2019, la régression observée d'espèces comme *Codium fragile* ou *Bryopsis hypsenoides*, est une conséquence de la crise écologique de 2018 et marque un coup d'arrêt à la marinisation des peuplements de macrophytes de l'étang de Berre. Les prochains suivis permettront d'estimer la capacité de résilience du milieu, et en particulier des macrophytes à la suite de cette crise anoxique. Les évolutions temporelles sont décrites sur les Figure 45 et Figure 46.



©Steven Weinberg

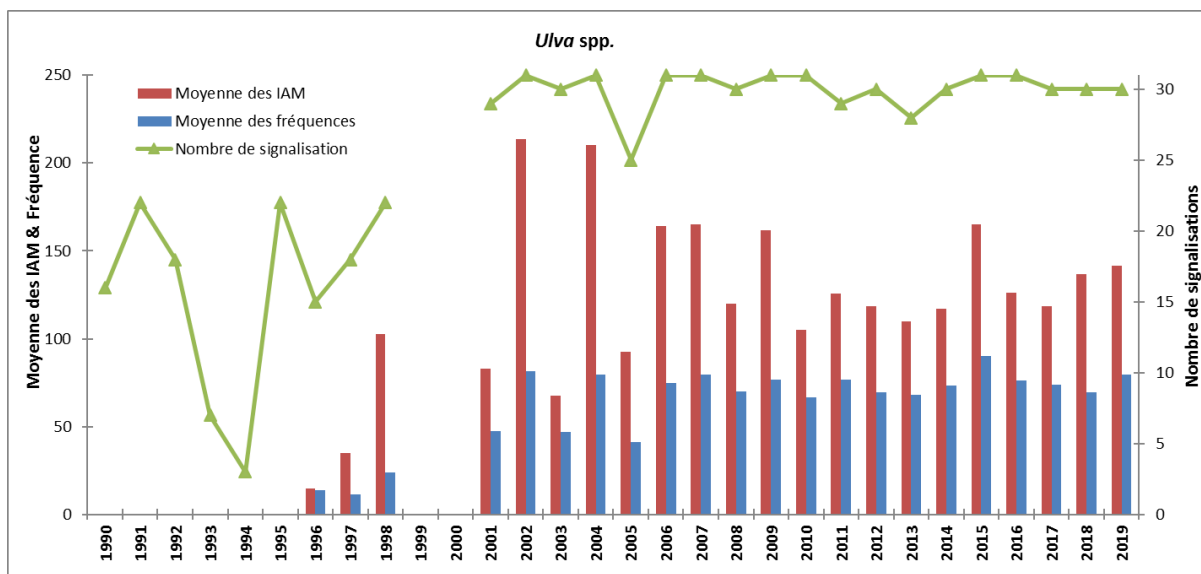


Figure 42 : Evolution de 1990 à 2019 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2018 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Ulva* spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (Source Gis Posidonie)

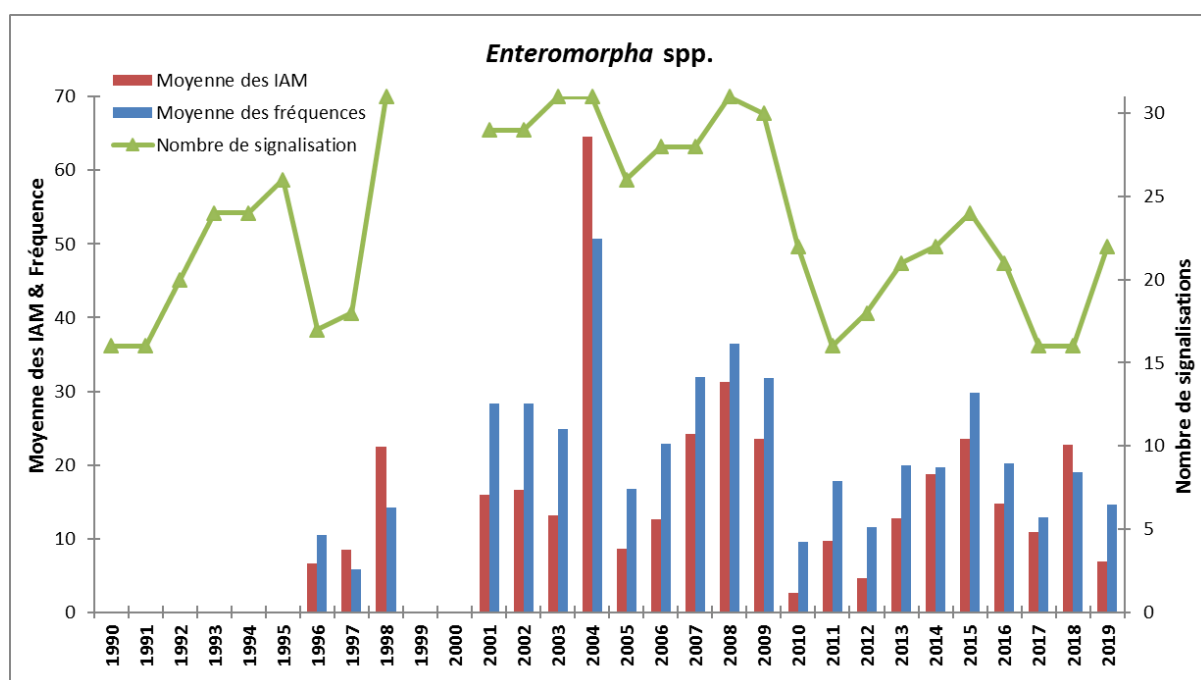


Figure 43 : Evolution de 1990 à 2019 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et, de 1996 à 2018, de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Enteromorpha* spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (Source Gis Posidonie)

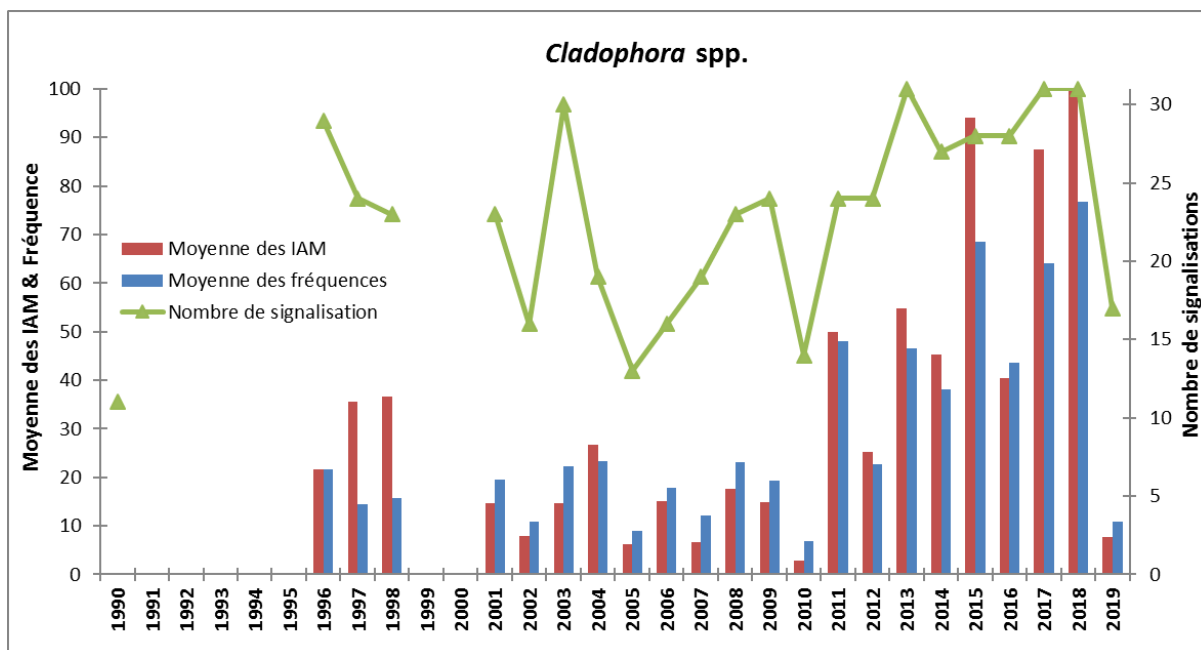


Figure 44 : Evolution de 1990 à 2019 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2018 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Cladophora* spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (Source Gis Posidonie)

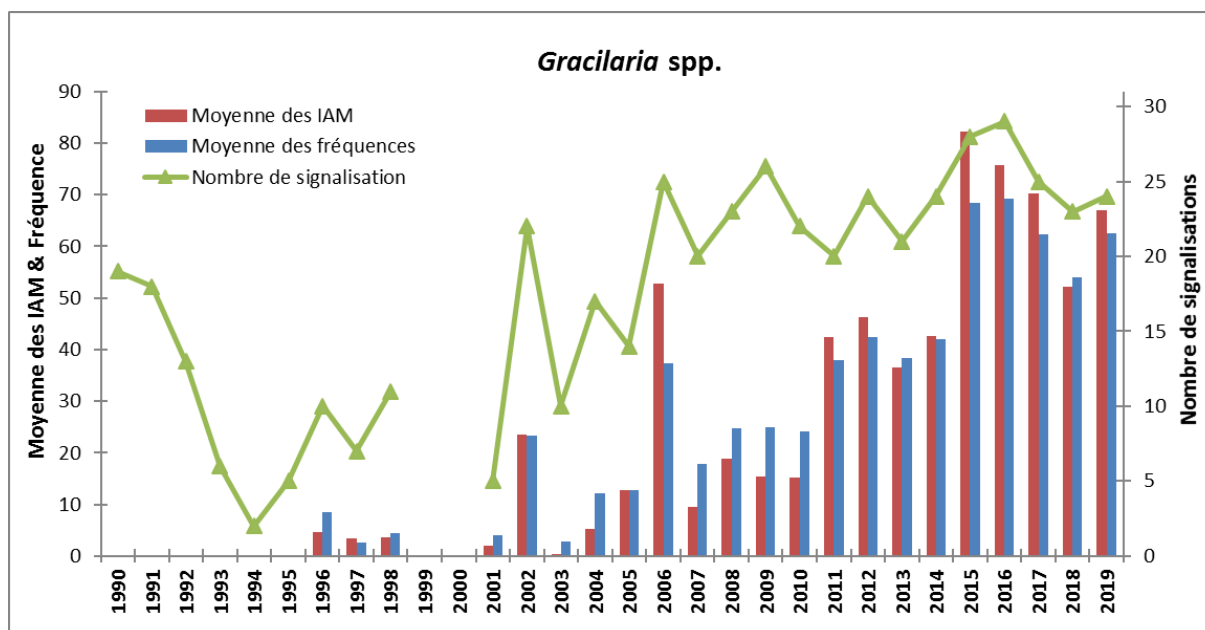


Figure 45 : Evolution de 1990 à 2019 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2018 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Gracilaria* spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (Source Gis Posidonie)

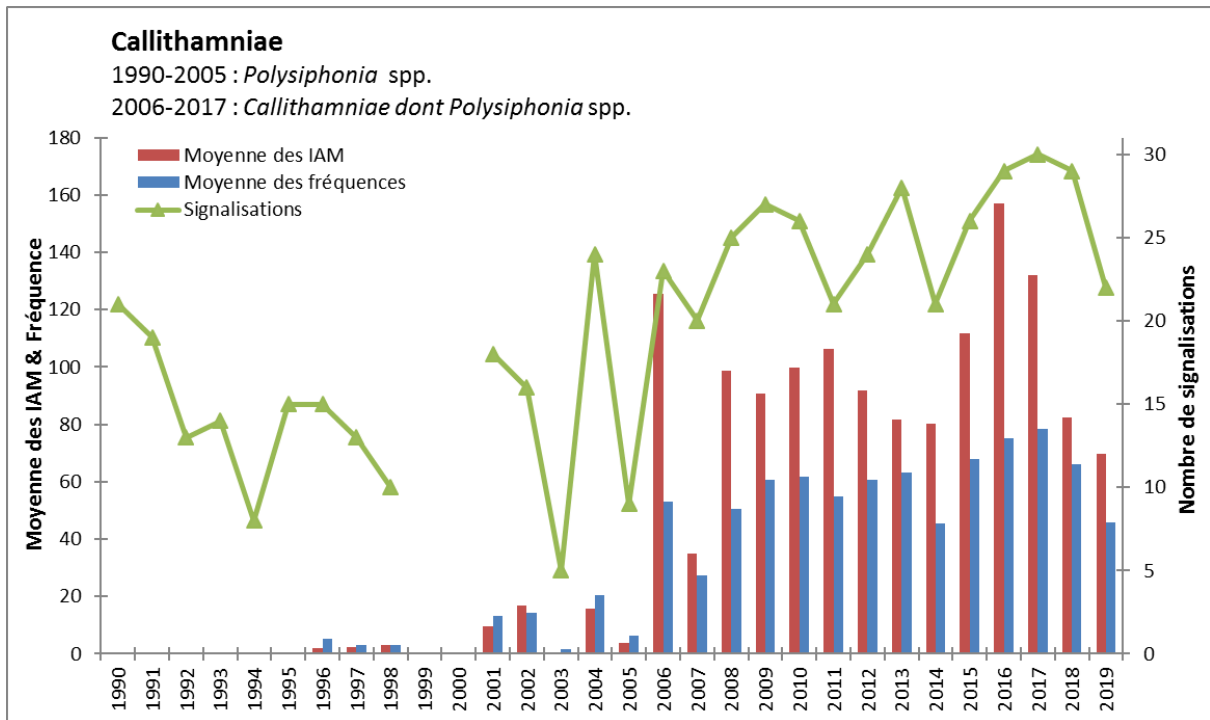


Figure 46 : Evolution de 1990 à 2019 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2018 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM des *Callithamniae*. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (Source Gis Posidonie)

5.2 Focus sur les herbiers de zostères

5.2.1 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 zostères 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 47) 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 47 : Herbiers de zostères naines près de l'embouchure de l'Arc.

5.2.2 Cartographie des herbiers

En 2017, une cartographie complète des herbiers de l'étang de Berre a été réalisée sur la base d'orthophotographies aériennes et satellites mais aussi grâce à l'exploitation de technologies hyperspectrales dans le cadre de l'appel à projet Biodiversité [HYPERBERRE](#). La fréquence de cet effort est tri-annuelle et la prochaine cartographie intégrale aura donc lieu en 2020.

Cette cartographie a permis de mettre en évidence une progression des herbiers de zostères dans l'étang de Berre. Ils colonisaient alors 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 taches existantes, colonisation latérale mais aussi développement en profondeur. Les herbiers 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 au début des années 2000, 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.

Les herbiers atteignent des profondeurs de 2 m et certaines petites taches peuvent être observées jusqu'à 3,50 m. Un nouvel herbier s'est formé, à partir de coalescence de petites 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).

En 2019, une photographie satellite a été commandée (CNES/IGN via le site [DINAMIS](#)) pour réaliser un suivi surfacique des herbiers à partir d'une image de la constellation PLEIADES. Le cliché a été acquis le 1er juin et a permis de réaliser une cartographie complète des herbiers (Figure 46). L'évolution des surfaces depuis 2017 (surface totale et surface d'herbiers principaux), est présentée dans le Tableau 1. Cependant, il est important de rappeler que les valeurs estimées en 2018 et 2019 sont basées sur une image satellite dont la résolution (50 cm-2 m) est moins importante que les orthophotographies aériennes de 2017 (20 cm). En particulier, il est plus difficile de cartographier les inter-mattes (trous au sein des herbiers) avec des résolutions moins fines (Tableau 4). Pour compléter la cartographie, des vérités-terrains ont été réalisées par l'intermédiaire d'observations sous-marine. Lors de ces plongées, le coefficient de recouvrement (de 0 à 100 %) de chaque herbier a été estimé. Les herbiers étaient particulièrement dégradés, avec des densités très faibles et la présence de nombreux intermattes ou zones de mattes mortes au sein des herbiers (Figure 48).

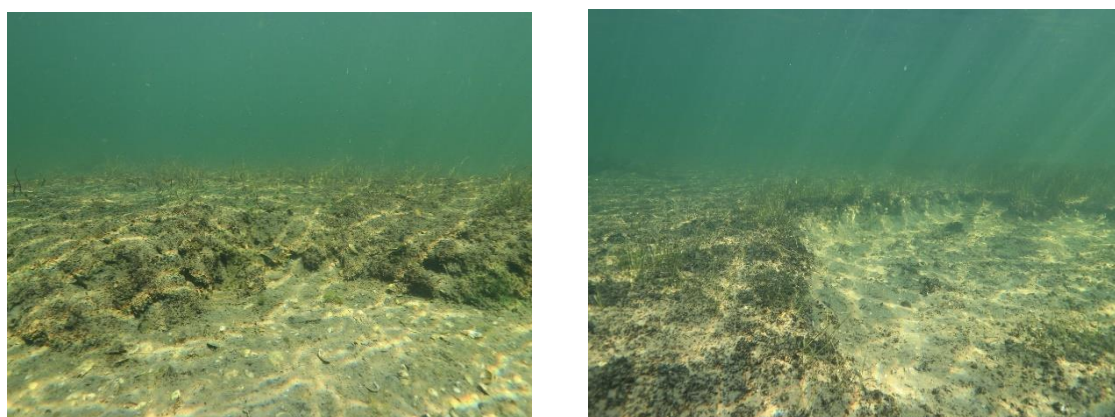


Figure 48 : Photos des secteurs des herbiers de la pointe de Berre (à gauche) et des Marettes (à droite). On y observe bien les zones de mattes mortes entre quelques brins, taches de zostères vivantes.

Sur la base de la cartographie réalisée en 2019 et des coefficients de correction appliqués pour prendre en compte la dégradation des herbiers et les très faibles densités de faisceaux observées, **la surface couverte par les herbiers est estimée à 7,2 ha**. La surface couverte en 2017 était estimée à près de 18 ha et des croissances importantes avaient pu être observées en 2018 avant la crise sur certains secteurs. Par conséquent, en 2019, **la perte de surface d’herbier est estimée entre 40 et 60 % par rapport à la situation du printemps 2018**.

Au niveau spatial, il existe des différences assez marquées. Ainsi, les herbiers de la côte ouest (Figuerolles, Ranquet) se sont bien maintenus et présentent des densités similaires ou juste légèrement inférieures aux années précédentes. L’apparition de nouvelles taches est également constatée (

Figure 51) sur la côte ouest de l’étang. Les herbiers du bassin de délimonage se maintiennent et progressent même en surface totale depuis 2017 (Figure 52) malgré un état morphologique dégradé par un fort recouvrement d’épiphytes et de limons. Au contraire, les herbiers de la côte est (Bouquet, pointe de Berre) subissent une forte régression et les herbiers survivants présentent un état de vitalité médiocre avec un taux de recouvrement très faible et de nombreux inter-mattes. La perte sur l’herbier de la pointe de Berre est assez significative avec une diminution estimée à près de 90 % (Figure 49 et Figure 50). Dans l’étang de Vaïne, l’herbier situé à proximité de la plage des Marettes et se prolongeant vers les Salins du Lion a disparu (

Figure 51). Il ne reste tout au plus que quelques taches n’ayant plus de fonctionnalité écologique. A la place de ces herbiers, on retrouve une matre morte, constituée d’anciens rhizomes et racines, colonisée par du naissain de moules invasives (*Arcuatula senhousia*).

Plusieurs hypothèses développées dans la littérature sur le sujet pourraient expliquer cette dégradation des herbiers au cours de la crise 2018 :

- La faible transparence des eaux entre juillet et novembre 2018, qui a limité leur potentiel de photosynthèse,
- Des dégagements d’hydrogène sulfuré lors des épisodes anoxiques de l’été 2018, qui ont pu « brûler » les rhizomes.

Tableau 4 : Comparaison des surfaces d’herbiers de zostères entre 2017 et 2018, sur différents secteurs de l’étang de Berre. *Les surfaces 2019 ont été corrigées sur la base des coefficients de recouvrements observés *in-situ*.

Secteur	Surface 2017	Surface 2018	Surface 2019*
Pointe de Berre	27 299 m ²	25 590 m ²	1 898 m ²
Figuerolles (côte ouest)	1 146 m ²	2 407 m ²	2 597 m ²
Côte est (Bouquet, sud de l’Arc)	25 196 m ²	34 893 m ²	7 632 m ²
Marettes (étang de Vaïne, à l’est)	19 849 m ²	20 976 m ²	294 m ²
Bassin de délimonage	66 558 m ²	Non disponible	55 891 m ²
Surface totale	17,93 ha	Non disponible	7,2 ha



Figure 49 : Cartographie des herbiers de zostères à la Pointe de Berre en 2018 (photo : image Pleiades 2018, CNES)



Figure 50 : Cartographie des herbiers de zostères à la Pointe de Berre en 2019 (photo : image Pleiades 2019, CNES)

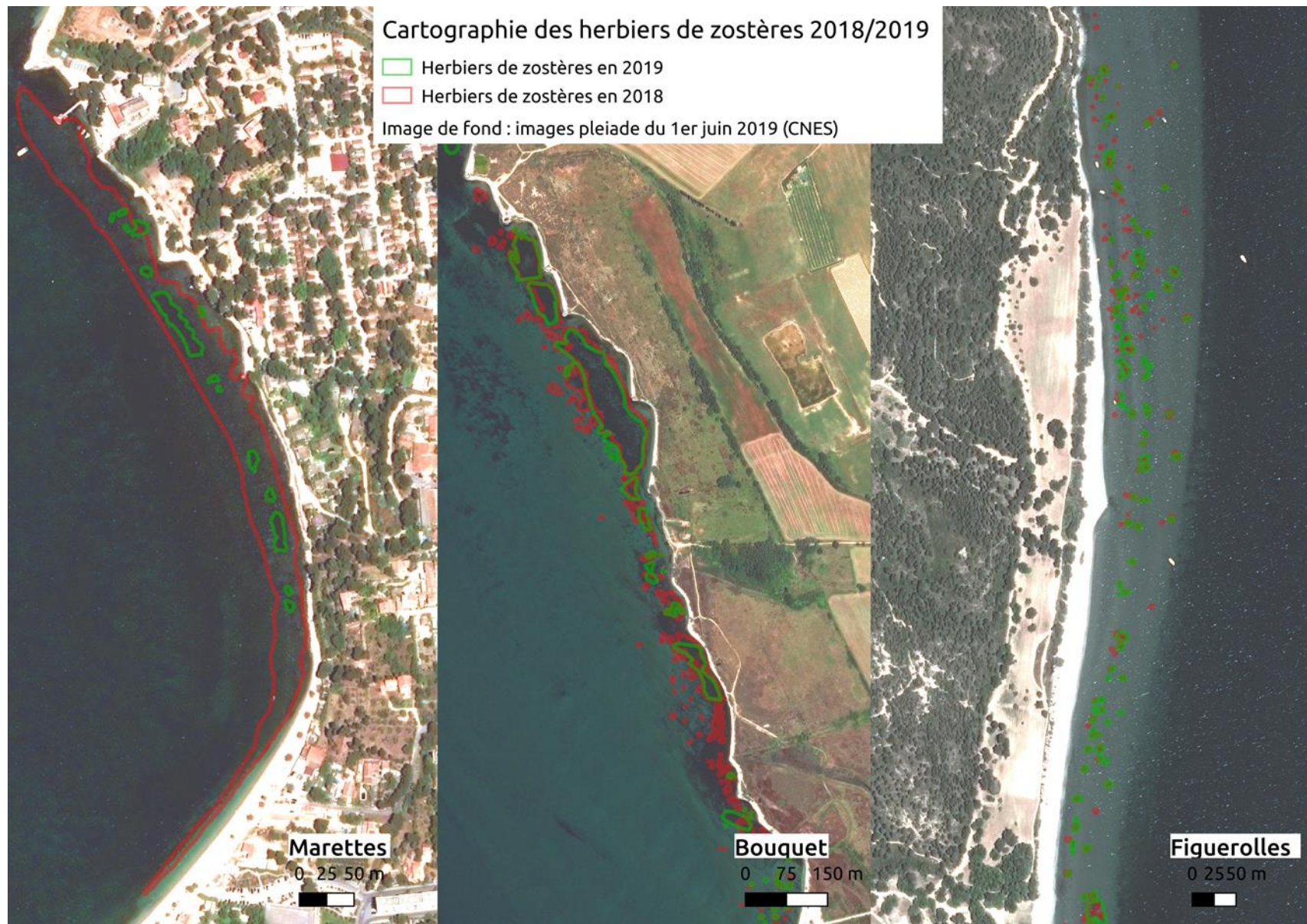


Figure 51 : Cartographie des herbiers de zostères en 2018 et 2019 (photo : image Pleiades 2019, CNES). De gauche à droite : Marettes (étang de Vaïne), Bouquet (côte est), Fiquerolles (côte ouest).



Figure 52 : □ Cartographie des herbiers de zostères du bassin de délimonage en 2017 et 2019 (photo : image Pleiades 2019, CNES).

5.3 Synthèse

Les différentes espèces de macrophytes ont réagi différemment selon les espèces considérées. On constate toujours, la **forte présence des algues opportunistes nitrophiles**, telles que les ulves, les cladophores ou les entéromorphes, ce qui témoigne d'un **écosystème toujours eutrophisé**. En 2019, les entéromorphes et cladophores sont légèrement moins abondantes et on retrouve plus de gracilaires. Certaines espèces plus marines comme *Codium fragile* sont également absentes.

C'est pour les zostères que la crise a eu le plus d'impact. La surface couverte en 2019 est estimée à 7,2 ha en prenant en compte leur état de dégradation (densité faible). Pour rappel, en 2017, la surface estimée était de 17,9 ha et l'objectif de colonisation pour atteindre le bon état dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau est de 1 500 ha environ. Au niveau spatial, si certains secteurs se sont maintenus, notamment à l'ouest (Ranquet, Figuerolles) et au nord (bassin de délimonage), les importants herbiers de la côte est (Bouquet, Pointe de Berre et étang de Vaine) ont été fortement atteints. Ils présentent des pertes de plus de 90 % en surface et les herbiers subsistants sont dans un état très dégradé avec des densités très faibles. Sur ces secteurs, il est même difficile de parler encore d'herbiers. Ils ne sont constitués que par quelques taches ou faisceaux de feuilles isolés. Dans cet état, ils n'assurent plus de rôle écologique. Les résultats du suivi 2019 des macrophytes montrent clairement une modification de ce compartiment. Les producteurs primaires (macrophytes), en particulier les zostères ont fortement régressé. Ce compartiment est pourtant essentiel au bon fonctionnement de l'écosystème et son état traduit celui de l'écosystème. Ainsi, la dégradation de ce compartiment en 2019, montre l'importance de la dégradation subie par l'écosystème de l'étang de Berre en général lors de la crise de 2018.

A l'heure actuelle, il est difficile de prévoir l'évolution à court ou moyen terme : reprise d'une dynamique de progression ou poursuite de la dégradation ? En 2020, une cartographie complète est prévue dans le cadre de l'Observatoire du milieu. Cette cartographie s'appuiera sur des photographies satellites à haute résolution et une campagne de vérités terrains pour permettre une nouvelle comparaison et dresser un nouveau bilan.



© Steven Weinberg

6 INFORMATIONS COMPLEMENTAIRES

6.1 Acquisition de données complémentaires

6.1.1 Données satellites

Les outils de télédétection, par satellite ou par avion, sont de plus en plus utilisés pour l'observation environnementale. Appliquées à l'étang de Berre, les images et données viennent compléter les observations *in situ* et apporter des illustrations des phénomènes caractéristiques (par exemple les malaïgues, les panaches d'eaux turbides, etc...).

A partir de données satellites, il est possible de calculer des cartes de concentrations en chlorophylle *a* et en Matière en suspension (MES). Ces calculs nécessitent de disposer d'algorithmes performants. Les algorithmes développés pour l'océan ou la zone marine côtière ne donnent pas de bons résultats pour les eaux de la lagune de Berre.

Actuellement, le GIPREB collabore ainsi avec des chercheurs du LOV (CNRS Villefranche sur Mer) dans le cadre du projet européen DCS4COP (H2020) : l'objectif consistera à développer des algorithmes spécifiques à l'étang de Berre et l'étang de Bolmon (et peut être pour d'autres lagunes) à partir de mesures précises *in situ* de la turbidité de l'eau, de la teneur en chlorophylle *a* dans les eaux de surface, et de certains paramètres optiques. Plusieurs campagnes de terrain ont été menées en 2018 et 2019. Du fait de la complexité des eaux de l'étang de Berre, les travaux sont toujours en cours pour le développement d'outils opérationnels et des résultats devraient être disponibles en 2020. Des résultats intermédiaires ont cependant été présentés au colloque EUROLAG 9 en janvier 2020 ([voir le poster](#)).

L'étang de Berre est ainsi un site pilote pour l'exploitation de ces données en milieu lagunaire ! Plus d'informations sont disponibles sur le site internet du GIPREB : [page télédétection](#).

6.1.2 JUVABERRE

Les lagunes jouent un rôle majeur de nurserie pour de nombreuses espèces de poisson. Ce rôle fonctionnel de nurserie est primordial pour la biodiversité ichtyologique de l'étang de Berre mais aussi des zones côtières afférentes (Rade de Marseille, Côte bleue voire Golfe du Lion). La production halieutique qui en découle représente également des enjeux socio-économiques majeurs à travers la pêche. Cependant, l'état de cette fonction est relativement peu connu notamment dans l'étang de Berre. Cette lagune est pourtant une des plus grandes lagunes méditerranéennes et a subi de nombreuses perturbations au cours du temps. Dans un contexte de réhabilitation de l'étang de Berre, l'étude et l'analyse de cette fonction de nurserie, avec une caractérisation des habitats et la potentialité de restauration est un enjeu majeur.

C'est pourquoi le GIPREB a porté le projet JUVABERRE (appel à projet BIODIVERSITE 2018 de l'Agende de l'Eau). Cette étude, réalisée par le GIS Posidonie et Ecocean, visait 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).

Cette étude prend en compte les variabilités spatiales et temporelles (saisonnalité). Elle s'intéresse aux habitats-types de l'étang de Berre, et un aspect innovant a été mis en place : l'utilisation de stations de concentration de juvéniles sur la base d'habitats artificiels. Les résultats obtenus sont comparés aux autres lagunes méditerranéennes et mis en perspective par rapport à l'état historique des habitats côtiers et à la perspective de restauration de l'étang de Berre. En 2018, les dispositifs d'observation (récifs artificiels) et les premiers comptages ont été effectués au premier semestre. Cependant, en raison de la mauvaise transparence des eaux de la fin de l'été et suite à la crise écologique qui aurait perturbé l'analyse des résultats des suivis de la fin d'année, il a été décidé de prolonger l'étude en 2019.

La fonctionnalité de nurserie de l'étang de Berre semble être identique à celle d'autres systèmes lagunaires, du moins on retrouve la même structure du peuplement : dominance d'athérines, de gobies de petite taille et de Mugilidae. Les plages, les mosaïques hétérogènes associant des substrats meubles et durs, les roches naturelles et artificielles et probablement les herbiers sont les habitats les plus favorables et qui accueillent les plus grandes densités de juvéniles. Cependant, la crise de 2018 a eu des conséquences sur ces peuplements. Une très forte diminution de l'abondance et de la diversité taxonomique de juvéniles est constatée en juin 2019 (après la crise). Les géniteurs qui se reproduisent dans l'étang ont sans doute été affectés par la crise et ont soit quitté l'étang soit subi des mortalités importantes. Les œufs et larves émises pendant la crise ont aussi pu être impactés et diminuer le recrutement.

Les rapports d'étude sont en cours de finalisation et une vidéo sera également produite et disponible sur la [chaîne Youtube du GIPREB](#) (mi-2020).

Plus d'informations et d'illustrations sur le site internet : [page JUVABERRE](#).

6.2 Projets de recherche et thèses en cours

6.2.1 Thèse de Mathilde Mahé sur les palourdes japonaises de l'étang de Berre

Mathilde Mahé a débuté en avril 2018 une thèse co-encadrée par l'Institut Méditerranéen d'Océanologie (MIO – Marseille avec JC Poggiale) et le Gipreb sur l'amélioration des connaissances sur le cycle de la vie des palourdes japonaises (*Ruditapes philippinarum*) dans l'étang de Berre et le développement d'un outil de gestion pour une pêche durable.

Les objectifs de cette thèse sont multiples :

- Le cycle de vie de la palourde japonaise est variable géographiquement et inter-annuellement. Cette étude permettra d'améliorer les connaissances sur la palourde japonaise dans l'étang de Berre et de les comparer aux autres populations françaises (en Atlantique notamment). Ainsi, les périodes de reproduction sont inconnues dans l'étang de Berre. Elles sont déterminées à partir de suivis mensuels de deux indices (Indice de Condition et Indice de Développement des Gonades) sur plusieurs sites, et des paramètres déclencheurs (le plus important étant la température). Pour connaître la vitesse de croissance et la mortalité de la palourde japonaise dans l'étang de Berre, des cages ont été installées *in situ* et la croissance des palourdes est mesurée de manière saisonnière à partir d'études de sclérochronologie (marquage des coquilles des palourdes avec un composé fluorescent permettant de suivre précisément la croissance)

- Dans certaines zones de production, des maladies (maladie de l'anneau brun et du muscle brun) ont eu des impacts importants sur la ressource (notamment dans le bassin d'Arcachon). Des observations et des analyses sanitaires sont en cours pour appréhender ce risque dans l'étang de Berre.

- Un autre objectif de cette thèse est d'instaurer une pêche durable via un modèle numérique de gestion du stock. Il s'agira d'un modèle composé d'un modèle individuel (DEB) qui va simuler le cycle de vie d'une palourde couplé à un modèle à l'échelle de la population, simulant sa dynamique. Ce modèle prendra en compte les facteurs environnementaux, les pressions de la pêche professionnelle mais également de la pêche loisir, ainsi que la biologie de la palourde japonaise (croissance, reproduction, mortalité). Le modèle s'appuiera sur les données récoltées sur le cycle de vie de *R. philippinarum* et sur les données environnementales de l'Observatoire du milieu mené depuis 1994 par le Gipreb.

Plus d'informations sont disponibles sur le site internet : [page « palourdes »](#).

6.2.2 Autres projets

Deux autres thèses de doctorat sont en cours avec entre autre l'étang de Berre comme site d'étude :

- Thèse de Julie Regis (UNIMES) dirigée par S.Rigaud sur « l'Impact des hypoxies sur le devenir des polluants des sédiments dans les lagunes Méditerranéennes ». L'étang de Berre est un des sites étudiés (avec l'étang de Thau). Voir la page internet « thèse de Julie Regis ».
- Thèse de Caroline Paugam (MIO-CEREGE) dirigée par V.Rey, S.Meulé et D.Sous sur les variations de niveaux d'eau et leurs processus, avec l'étang de Berre comme un des sites (voir page internet). Des coopérations et échanges sont prévues avec le GIPREB pour les sorties terrain et la modélisation. Voir la page internet « [thèse de Caroline Paugam](#) ».

Deux projets liés à l'ichtyologie ont également démarré en 2019 :

- Projet CONNECT-MED 2 (IFREMER) : étude de la connectivité d'espèces de poissons migrateurs (loup, daurade, ...) entre les lagunes et la mer. De nombreux marquages de loup et daurade ont été réalisés en 2019 dans l'étang de Berre.
- Projet INPOLAG (IFREMER, Tour du Valat) : étude financée par l'AFB pour définir un indicateur DCE « poissons » en lagune. La première campagne de pêche scientifique sur l'étang de Berre a eu lieu en octobre 2019 (avec l'aide du GIPREB) et d'autres sont envisagées en 2020.

Enfin, suite à la signalisation du crabe bleu (*Callinectes sapidus*), espèce invasive, des échanges ont eu lieu avec le réseau qui s'occupe de sa surveillance (SapidusWatch) ainsi qu'avec un chercheur souhaitant l'étudier. Les agents et les pêcheurs sont très attentifs au développement de cette espèce et à sa prolifération éventuelle. Les pêcheurs de Berre ont été sollicités afin de faire remonter le maximum d'informations sur la prolifération éventuelle de cette espèce. Les observations de 2019 ont montré un pic d'observation pendant l'été avec toutefois peu d'individus relevés dans les filets. Les eaux froides (< 20°C) semblent limiter le développement de ce crabe, qui s'enfouit alors dans la vase.

6.3 Classement de l'état des masses d'eau au titre de la DCE, mis à jour à partir des données IFREMER de 2018

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 le document suivant : Campagne de surveillance DCE 2018, IFREMER, publié en Mai 2020 ;

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.

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.

A partir des résultats de cette campagne 2018, et des campagnes précédentes pour les données manquantes, un tableau synthétique a été constitué (Tableau 5). Les deux masses d'eau qui constituent l'étang de Berre (Grand étang et étang de Vaine) 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 « médiocre »** pour l'état écologique du compartiment macrophytes en 2018.
- **L'étang de Vaine est classé « médiocre »** au regard des macrophytes du compartiment macrophyte et l'état physico-chimie (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 le macrofaune benthique. Les données des suivis plus récents ne sont pas encore disponibles.

Tableau 5 : 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. * Les résultats partiels sont liés à une dégradation des dispositifs de concentrations dans l'eau.

	Grand étang	Vaine	Bolmon
Etat écologique	2018	2018	2015
Phytoplancton	2018	2018	2015
Macrophytes	2018	2018	2009
Macrofaune benthique	2015	2009	2009
Physico-chimie	2018	2018	2015
Etat chimique	2018		
Chimie eau	2018 résultats partiels*		
Chimie matière vivante	2018		
Etat DCE	2018	2018	2015

Il est à noter que les prélèvements et mesures réalisés pour établir cet état des lieux DCE en 2018 ont été réalisés avant la crise écologique, les résultats ne tiennent ainsi pas compte des dégradations qu'ont pu subir les deux masses d'eau concernées.

L'état de la masse d'eau de Berre est identique à celui de la précédente campagne DCE 2015 pour les paramètres physico-chimie et phytoplancton. En revanche, l'état du compartiment macrophyte s'est amélioré depuis le dernier diagnostic réalisé en 2009 en passant de mauvais à médiocre. L'état chimique passe de mauvais à bon. Il était déclassé en 2015 du fait de la présence du 4-ter-octylphénol dans la matière vivante. Ce composé de synthèse, classé comme perturbateur endocrinien potentiel, dépassait le seuil. Pour

information, ce même 4 ter-octylphénol était en dépassement pour toutes les eaux de transition suivies pour le district « Rhône et côtiers méditerranéens » à l'exception du delta du Rhône. Cette substance n'est plus déclassante en 2018, malgré une consolidation de son seuil réglementaire. Dans son rapport, Ifremer explique cela par « *une variabilité temporelle des expositions de la matière vivante vis-à-vis de cette substance principalement d'origine domestique et industrielle* ».

L'état de la masse d'eau de Vaïne est identique à celui de la précédente campagne DCE 2015 pour le paramètre phytoplancton. En revanche, l'état du paramètre physico-chimie s'est amélioré, passant de mauvais à médiocre. L'état du compartiment macrophyte reste médiocre.

7 CONCLUSION

7.1 Conclusion sur l'état du milieu en 2019

L'année 2019 fait suite à la crise écologique de 2018 qui a été marquée par une importante crise dystrophique (liée à un excès de nutriments) engendrant des anoxies même dans des secteurs peu profonds (moins de 2 m) et des mortalités associées à ces anoxies. Ainsi, les résultats de l'Observatoire 2019 permettent d'observer la résilience des différents compartiments après cette crise.

L'année 2019 est une année chaude et pluvieuse. L'été 2019 est ainsi le troisième plus chaud depuis l'an 2000. La pluviométrie a été plus importante que les dix dernières années mais cette pluviométrie s'est concentrée à partir de septembre. Les cumuls ont alors été assez importants, engendrant des crues « décennales » sur les fleuves côtiers (Arc, Touloubre), ce qui n'était pas arrivé depuis décembre 2008. Ainsi, si les apports par les rivières sont en augmentation en 2019, avec près de 300 millions de m³ d'eau, plus de la moitié de ces apports ont eu lieu lors de ces épisodes pluvieux (en novembre et décembre). Au contraire, les apports par la centrale hydroélectrique ont été les plus faibles depuis sa mise en place (573,71 millions de m³) et concentrée principalement en début d'année (janvier à mi-mars).

Sous l'effet de ces apports faibles en eaux douces pendant la majeure partie de l'année, on observe une diminution de la concentration en nutriments (Azote et Phosphore) dans la colonne d'eau en 2019. Et même si ces paramètres restent légèrement supérieurs aux cinq années de pré-crise, la tendance est à un retour à la normale rapide de ce compartiment. Ainsi, les cumuls de matières organiques liés aux mortalités massives de la crise de 2018, n'ont pas eu de conséquence, ce qui peut laisser supposer une exportation efficace de cette matière organique vers la mer. Les épisodes de crues et les ruissellements associés aux épisodes orageux intenses de la fin de l'année 2019 sont à l'origine d'augmentation des concentrations en nutriments mais de manière limitée spatialement et temporellement. Les conditions d'oxygénation ont été meilleures et les anoxies sont restées cantonnées aux secteurs les plus profonds, sans remontée vers des zones littorales moins profondes. La transparence de l'eau a été bonne avec des concentrations en matières en suspension et en chlorophylle a faible.

Pour le compartiment de la macrofaune benthique, après les mortalités massives observées en 2018, on observe des signes de recolonisation avec la présence de juvéniles de moules ou d'espèces pionnières. La richesse spécifique reste très faible et ne retrouve pas les valeurs d'avant la crise. Sur la bordure côtière, la recolonisation semble plus rapide qu'en profondeur avec parfois des densités élevées mais liées à l'explosion d'une espèce (souvent des juvéniles de moules). Les espèces marines qui avaient été observées à l'embouchure du chenal de Caronte ne sont pas revenues. Le compartiment de la macrofaune benthique est fortement intégrateur des pressions que subit l'écosystème (eutrophisation, anoxie...). Sa résilience est plus lente et dépend à la fois de la qualité de l'écosystème, du sédiment, de sa stabilité dans le temps et des capacités d'essaimage des espèces restantes. Ainsi, il faudra du temps avant de retrouver les peuplements d'avant la crise. Et pour rappel, ces peuplements d'avant la crise étaient déjà considérés comme dégradés (peu d'espèces, et les quelques espèces présentes étaient des espèces indicatrices de milieux enrichis en matière organique).

Le suivi des macrophytes et des herbiers de zostères de 2019 était aussi l'occasion de mesurer les effets de la crise sur ce compartiment. Les espèces nitrophiles (ulves, cladophores...) sont toujours abondantes et témoignent d'un milieu toujours eutrophisé. Pour les zostères, la crise a eu un impact majeur. Plus de 50 % de la surface a disparu. La

surface est estimée en 2019 à 7.2 Ha contre 17.9 Ha en 2017. Certains herbiers historiques ont même disparu de plus de 90 % (Pointe de Berre, Vaïne) et leur état de dégradation est tel qu'il n'est plus possible de parler d'herbier. En tout cas, leur état ne leur permet plus d'assurer leur rôle écologique, qui est pourtant essentiel au bon fonctionnement de la lagune.

Ainsi, la photographie de l'écosystème de l'étang de Berre en 2019 semble montrer **un recul sur la trajectoire d'amélioration dans lequel il était lancé depuis 2014**. Si sur le compartiment « eau », on peut constater des niveaux d'eutrophisation faibles, en partie sous l'effet d'apport d'eaux plus faibles, pour les compartiments plus intégrateurs (macrofaune benthique, macrophytes, zostères) **les effets de la crise sont toujours visibles et bien marqués**. Leur résilience est plus lente et va être conditionnée par le maintien dans le temps de conditions favorables (apports faibles, peu d'anoxies, bonne transparence). Evidemment, la survenue d'une nouvelle crise écologique pourrait être fatale à la recolonisation des fonds.

7.2 Trajectoire écologique

Le diagramme de Schramm (Schramm, 1999) 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 qui a été adapté aux lagunes polyhalines (Le Fur, 2018).

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 en 2017, 2018 et 2019. Dans cette trajectoire écologique, la situation en 2019 est caractérisée par :

- des niveaux de nutriment faibles et une bonne transparence des eaux (en nette amélioration par rapport à 2018 ;
- une forte régression des herbiers par rapport à 2017 (plus de 60 % de perte) ;
- des épisodes ponctuels d'anoxies, limités aux secteurs les plus profonds ;
- un compartiment de la macrofaune benthique en mauvais état, avec la présence d'espèces pionnières indicatrices de milieux eutrophisés ;
- la présence persistante des algues opportunistes nitrophiles telles que les ulves, les cladophores ou les entéromorphes.

Comme le note Le Fur (2018), 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.

Dans cette trajectoire écologique, l'année 2018 montrait un net recul vers un état plus eutrophe après des années d'amélioration. **En 2019, si les niveaux d'eutrophisation de l'eau retrouvent des valeurs plus faibles, les compartiments de la macrofaune benthique et des macrophytes sont en nette régression par rapport aux années précédentes et notamment à la situation de 2017**. Les conséquences de la crise de 2018 sont donc plus durables pour ces compartiments.

Ainsi, 2019 se situe dans cette trajectoire historique entre 2017 et 2018. Du fait de la régression de la macrofaune benthique et des herbiers de zostères et d'un niveau d'eutrophisation plus important, 2019 est un recul par rapport à la situation de 2017. Or 2017 était déjà une situation dégradée, par les pressions trop fortes qui pèsent sur le milieu (apports trop importants, en particulier d'EDF entraînant stratification et eutrophisation).

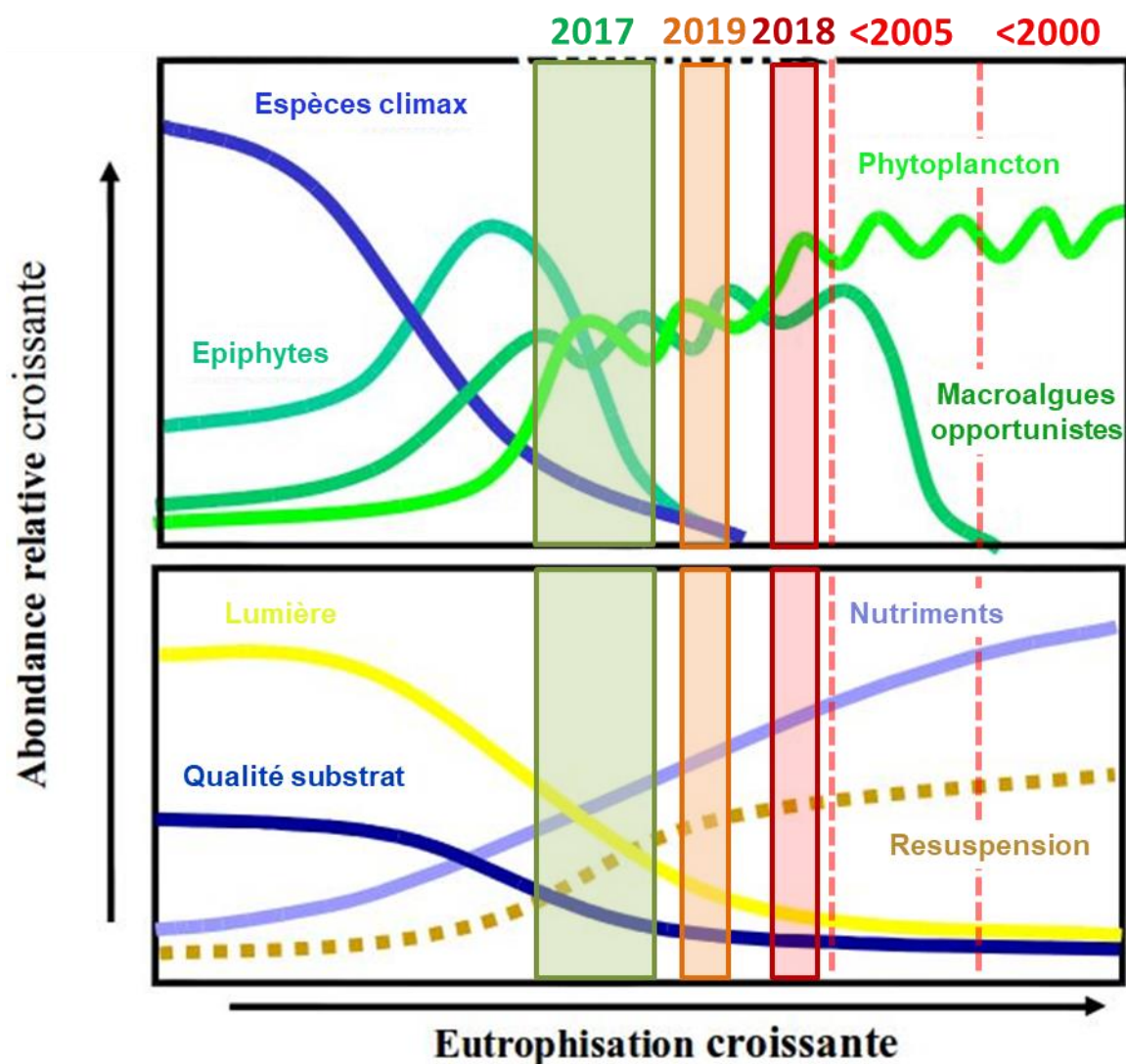


Figure 53 : Diagramme de Schramm (1999), modifié par T.Laugier : état de l'étang de Berre avant 2000, avant 2005, en 2017, en 2018 et 2019. « Espèces climax » correspondent à des espèces de référence comme les zostères, et « macroalgues opportunistes » correspondent à des algues du type ulves.

Le retour à un état comparable à avant la crise prendra du temps. Cette durée va fortement dépendre des conditions environnementales (pluviométrie, vents, température), des apports en substances eutrophisantes (apports par les fleuves, ruissellement, apports EDF) et l'absence de nouvelle crise écologique entre autres. Selon la persistance dans le temps de conditions favorables, la recolonisation peut être plus ou moins rapide. Les prochains suivis de l'Observatoire du milieu seront particulièrement intéressants pour suivre la vitesse de résilience de ces compartiments de l'écosystème de l'étang de Berre

Cependant, il est important de rappeler que même si l'écosystème retourne à une situation similaire à celle de 2017, il sera encore considéré comme dégradé. Les herbiers de zostères ne représentaient que 1,9 % de l'objectif DCE et l'état écologique selon la DCE est classé médiocre (par rapport à la macrofaune et aux macrophytes).

8 ANNEXES

8.1 Figures complémentaires compartiment « eau »

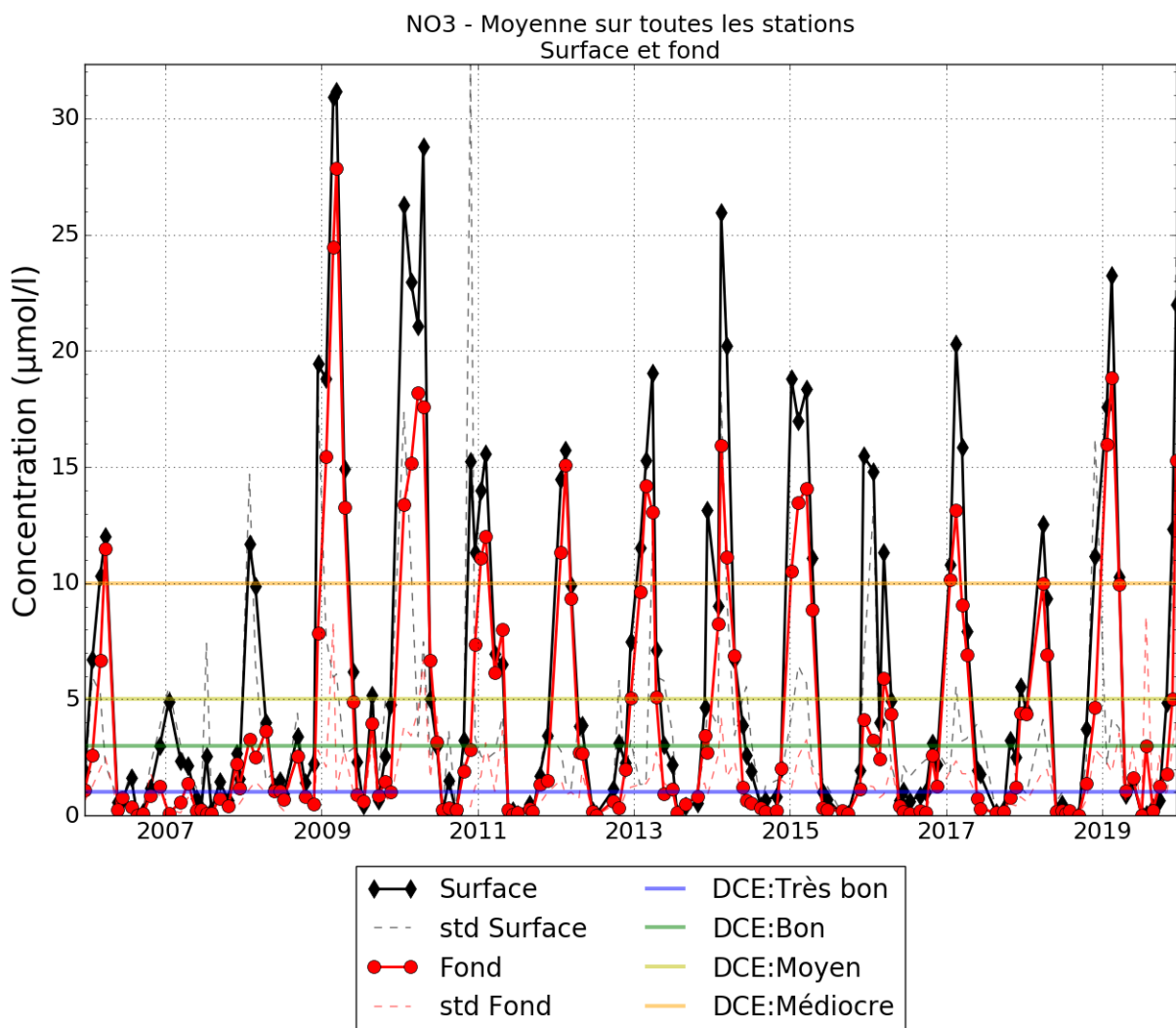


Figure 54 : Moyenne de la concentration en nitrates (NO_3) dans l'étang de Berre en surface et au fond. Les écart-types sont présentés en pointillés.

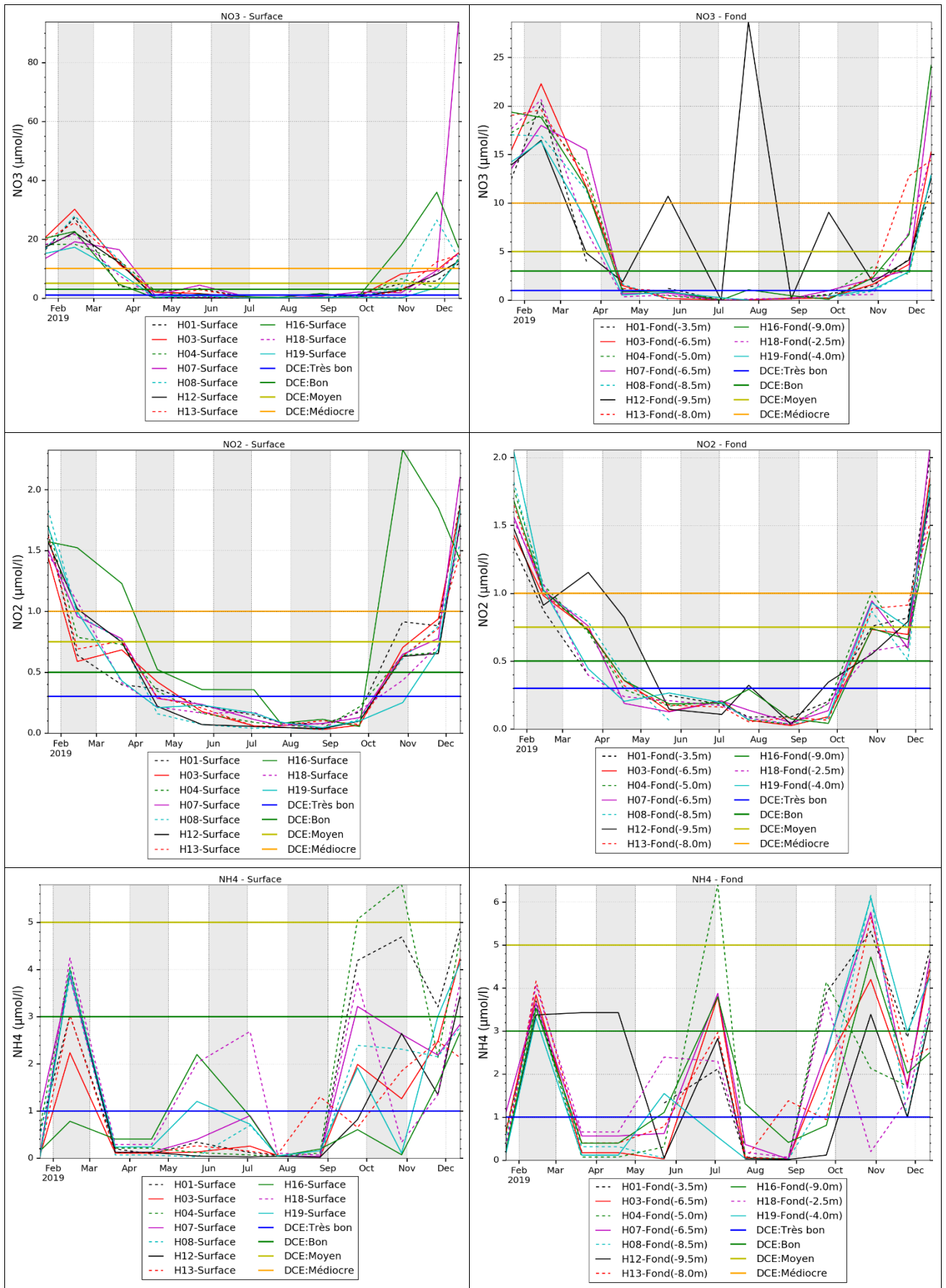


Figure 55 : Concentrations en NO₃, NO₂ et NH₄ (µM/l) en 2019 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

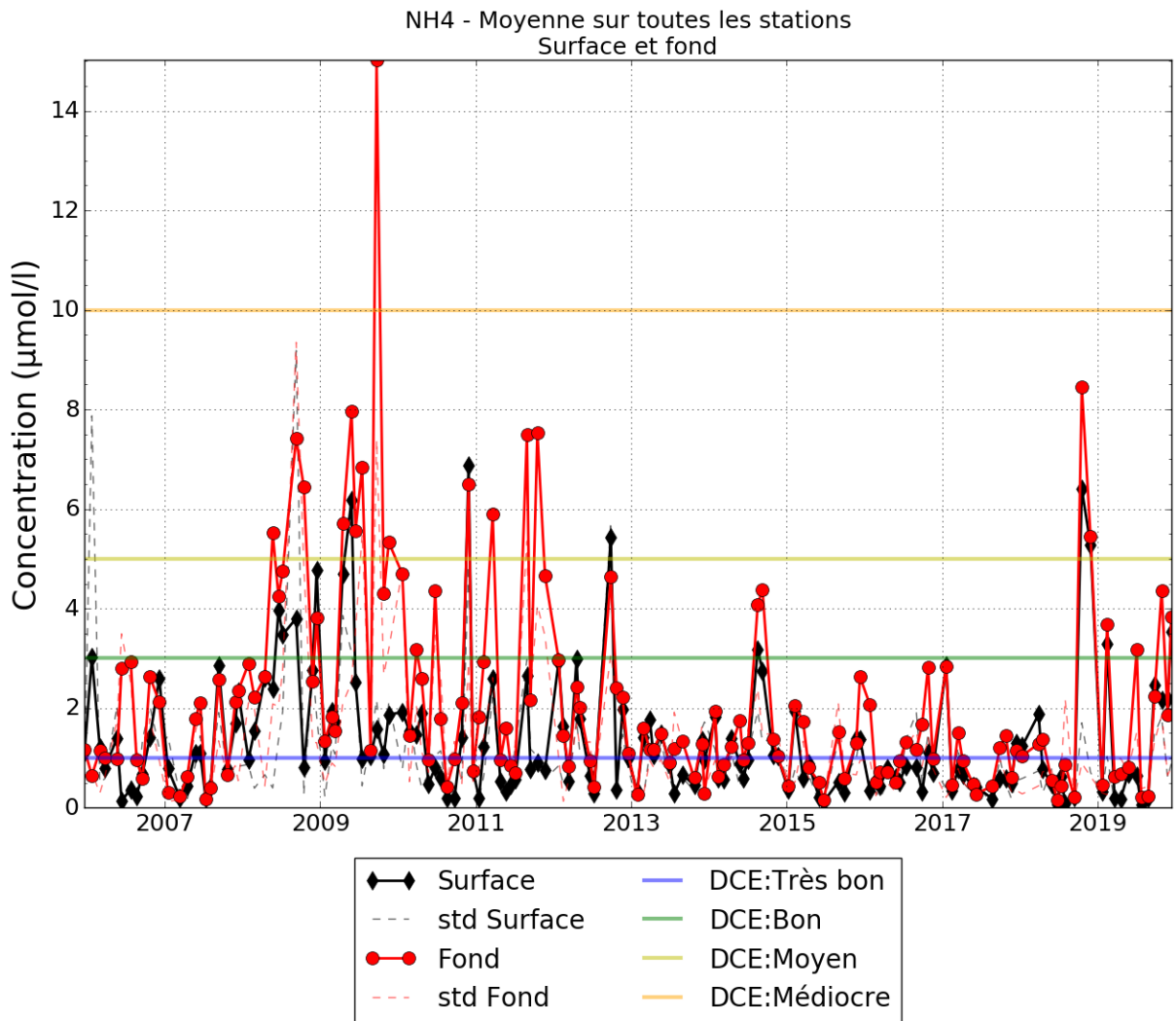


Figure 56 : Moyenne de la concentration en ammonium (NH4) dans l'étang de Berre en surface et au fond. Les écart-types sont présentés en pointillés.

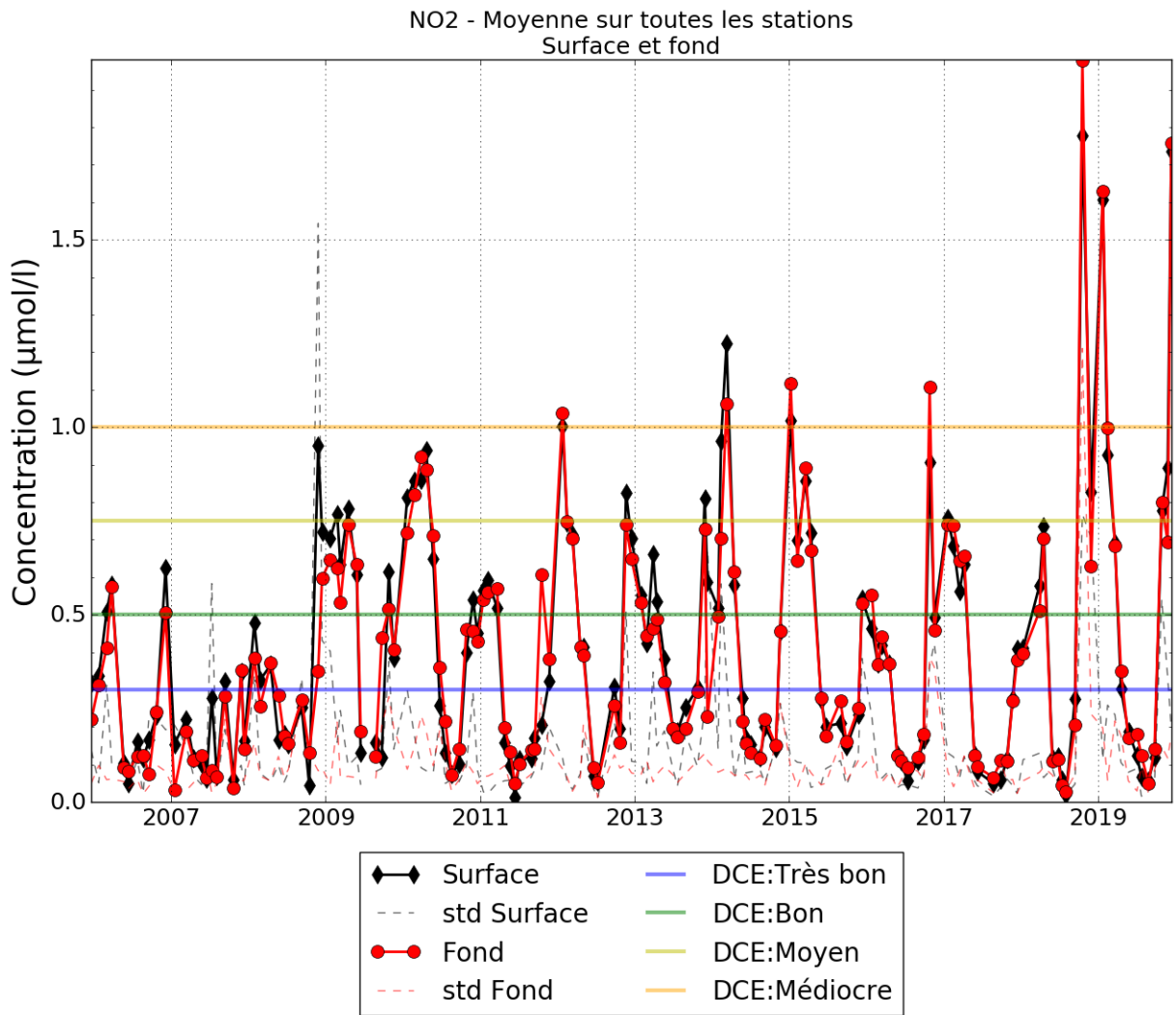


Figure 57 : Moyenne de la concentration en nitrites (NO₂) dans l'étang de Berre en surface et au fond. Les écart-types sont présentés en pointillés.

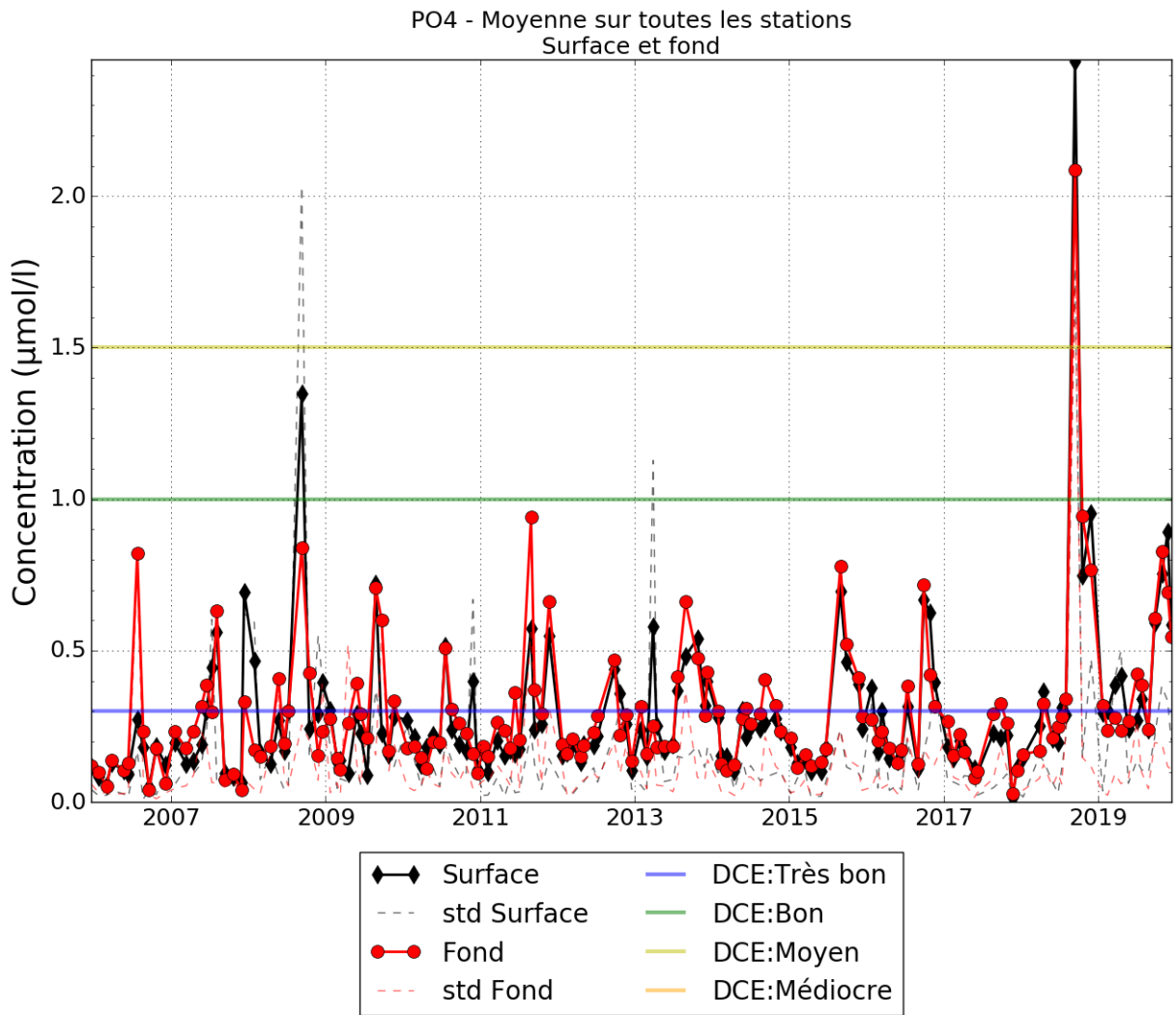


Figure 58 : Moyenne de la concentration en phosphates (PO₄) dans l'étang de Berre en surface et au fond. Les écart-types sont présentés en pointillés.

BIBLIOGRAPHIE

- 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 hydroélectrique à l'étang de Berre. La Houille Blanche, n° 3, 2014, p. 64-76.
- 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.
- Mayot N., Gouze E., Malet N. (2011). Bilan des apports à l'étang de Berre et état des lieux de l'eutrophisation. Actes du colloques lagun'R, Gipreb publ. Pp 128-141.
- Ifremer (2018). Contamination chimique des sédiments des lagunes méditerranéennes françaises. Bilan de la campagne ROCCHSED 2017. RST-RBE-BE-2018-01. 56p.
- Astruch P., Lyonnet A., Luchini N., 2019. Système de surveillance des principales espèces de macrophytes dans les étangs de Berre et de Vaïne et évaluation de l'abondance de la moule de Méditerranée *Mytilus galloprovincialis*: Suivi 2018. Contrat GIS Posidonie/GIPREB. GIS Posidonie publ., Marseille, Fr., 48 pp
- Schramm, W., 1999. Factors influencing seaweed responses to eutrophication: some results from EU-project EUMAC. Journal of applied Phycology 11: 69–78
- 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
| COASTAL
LAGOON |
L'INATTENDU



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