

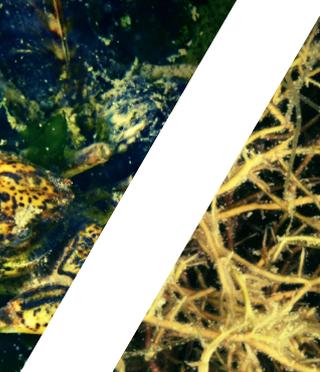
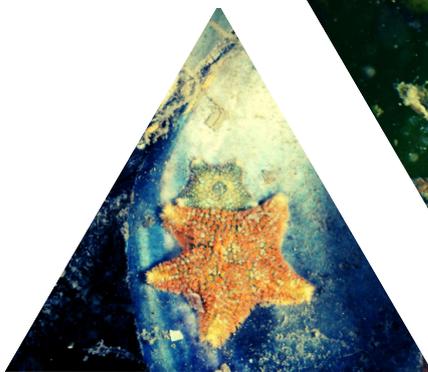
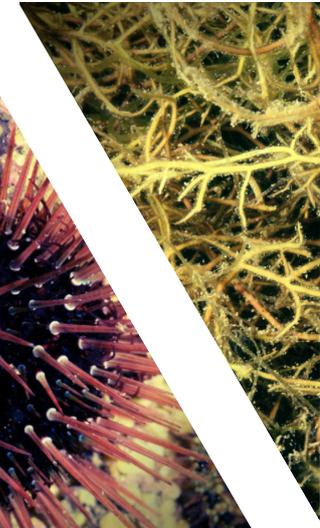
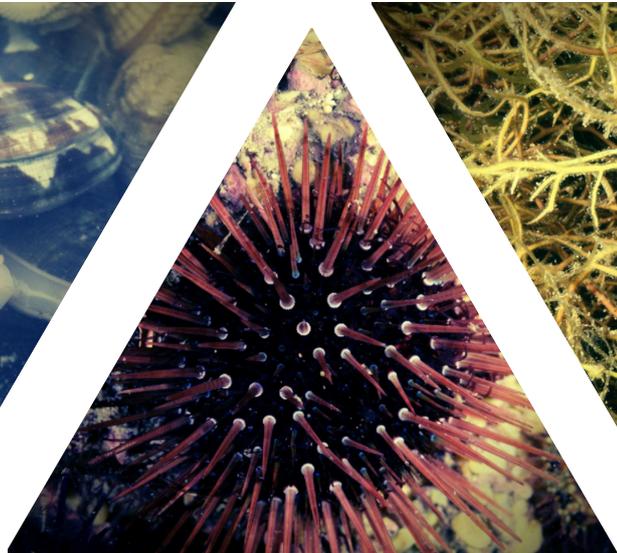
OBSERVATOIRE DU MILIEU

BILAN ANNUEL 2020



ETANG DE BERRE

UN | EXPECTED
| COASTAL
LAGOON |
L'INATTENDU



SOMMAIRE

RETOUR SUR LA SITUATION DE LA FIN DE L'ANNEE 2019	7
RESUME DE L'ANNEE 2020	9
CONTEXTE	11
1 METEOROLOGIE ET APPORTS	14
1.1 Conditions météorologiques de l'année 2020	14
1.2 Apports par la centrale de Saint-Chamas.....	15
1.2.1 Apports d'eau	15
1.2.2 Apports de limons	16
1.3 Apports par les tributaires	17
1.4 Synthèse des apports	17
2 COMPARTIMENT « EAU »	20
2.1 Température et salinité	20
2.2 Oxygène dissous	22
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)	27
3 MATIERE EN SUSPENSION ET TRANSPARENCE	30
3.1 Matière en suspension (MES).....	30
3.1.1 Disque de Secchi.....	31
3.2 Chlorophylle-a / Phytoplancton	32
3.3 Qualité sanitaire.....	34
3.4 Synthèse.....	35
4 COMPARTIMENTS « SEDIMENTS »	36
4.1 Qualité des sédiments	36

4.2	Macrofaune benthique	36
4.2.1	Résultats du suivi 2020.....	36
4.3	Suivi des peuplements de moules	42
4.4	Zoom sur les peuplements de palourdes	45
4.5	Synthèse.....	47
5	COMPARTIMENTS « MACROPHYTES ».....	48
5.1	Suivi des macrophytes.....	48
5.2	Focus sur les herbiers de zostères	53
5.2.1	Généralités sur les herbiers de zostères.....	53
5.2.2	Cartographie des herbiers	54
5.3	Synthèse.....	59
6	INFORMATIONS COMPLEMENTAIRES	60
6.1	Acquisition de données complémentaires.....	60
6.1.1	Données satellites	60
6.1.2	Balise de mesures autonomes.....	61
6.2	Projets de recherche et thèses en cours.....	61
6.2.1	Thèse sur les palourdes japonaises de l'étang de Berre.....	61
6.2.2	Autres projets	63
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.....	64
7	CONCLUSION.....	67
7.1	Conclusion sur l'état du milieu en 2020.....	67
7.2	Trajectoire écologique.....	68
	BIBLIOGRAPHIE	71

RETOUR SUR LA SITUATION DE LA FIN DE L'ANNEE 2019

L'année 2019 faisait suite à la crise écologique de 2018 avec des anoxies même dans des secteurs peu profonds et des mortalités associées à ces anoxies.

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.

RESUME DE L'ANNEE 2020

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 2020 tout en les replaçant dans une trajectoire historique.

Après une année 2019 marquée par des apports en eau faible, en 2020, les apports en eau par la centrale hydroélectrique sont les plus importants (**1 493,50 m³**) depuis la mise en place des nouvelles modalités de rejets. Particulièrement, le début de l'année de 2020 est marqué par ces apports importants. Sur les six premiers mois de l'année, 920 millions de m³ d'eau sont ainsi apportés par EDF contre seulement 574 millions sur toute l'année 2019. Cet apport d'eau douce a engendré une diminution de la salinité de la couche de surface. Les années précédentes, exception faite de 2018, il était courant d'avoir des salinités de l'ordre de 29 - 30 en surface, en fin d'été, avant la reprise des turbinages. En 2020, la salinité n'a pas dépassé les 25. Cela a eu pour conséquence une stratification marquée de la colonne d'eau. Cette importante différence de salinité entre la surface (25) et le fond (34) a conduit à une réinstallation rapide de la stratification après les épisodes de vent. Des pics de concentrations en nutriment et notamment en azote inorganique ont été observés au début de l'année. Ces concentrations de nutriments dans la colonne d'eau sont la résultante des apports importants par le bassin versant mais aussi du fonctionnement de l'étang par la reminéralisation de la matière organique. Ainsi, des blooms phytoplanctoniques sont apparus en fin d'été. Ces deux phénomènes (stratification et eutrophisation) ont provoqué des anoxies dans les zones profondes et pouvant même remonter jusqu'à 4 m de profondeur. En fin d'été la baisse des températures et le retour des épisodes venteux ont permis de limiter le phénomène et, peut-être, d'éviter la survenue d'une nouvelle crise écologique.

Ces anoxies estivales ont cependant eu des conséquences sur le compartiment de la macrofaune benthique. Ce compartiment est toujours très dégradé depuis la crise de 2018 et les indicateurs ne montrent pas de signe de recolonisation. En profondeur, à la fin de l'été, il y a une absence de vie témoignant de mortalités liées aux conditions anoxiques. Sur la bordure côtière, on observe une réapparition des coques et des juvéniles de palourdes au début de

l'année 2020 mais la pêche, notamment illégale, a fait diminuer le stock de manière importante. En ce qui concerne les moules, alors qu'en 2019 la majorité du peuplement était constitué de naissain, en 2020, on observe une plus grande diversité de taille mais des abondances globalement plus faibles que l'année précédente.

Les valeurs de salinité plutôt faibles au printemps 2020, sous l'effet des turbinages importants, ont aussi eu des conséquences sur les peuplements de macrophytes. Ainsi, les chlorobiontes (algues vertes) notamment les ulves, sont en baisse, remplacé par les Calithamniae (algues rouges). Les zostères montrent des signes de reprise avec une surface estimée à 8,2 ha en 2020 contre 7,2 ha en 2019. Pour rappel, les herbiers de zostères couvraient près de 18 ha en 2018 avant la crise. Cette aire de répartition des herbiers de zostères est encore très loin des objectifs du Gipreb (1 500 ha). Cette reprise se fait à partir de jeunes pousses de zostères autour des taches persistantes de 2019. On observe notamment cette dynamique sur les zostères de l'étang de Vaïne ou de la pointe de Berre qui avait été particulièrement impactés par la crise de 2018. Mais à ce stade, ces ensembles de taches ne constituent pas encore des herbiers, et n'assurent ainsi pas complètement leur rôle écologique. Néanmoins, cela montre une dynamique de progression.

En conclusion, les apports importants de la première partie de l'année 2020, ont durablement stratifiés la colonne d'eau et influencés les peuplements de macrophytes et favorisés l'apparition d'anoxies en profondeur. Les épisodes réguliers de vent, ont permis des brassages de la colonne d'eau évitant que ces anoxies ne se propagent vers la surface. Si des signes évidents de reprise sont visibles, l'écosystème n'est pas encore revenu à son état d'avant crise. **En 2020, les niveaux d'eutrophisation de l'eau retrouvent des valeurs plus faibles que l'année 2019 comparable aux années avant crise, mais les compartiments de la macrofaune benthique et des macrophytes restent largement moins bien représentés que les années précédentes la crise.** Les conséquences de la crise de 2018 sont donc plus durables pour ces compartiments L'année 2019 avait montré le faible impact sur l'étang, notamment sur la salinité et la stratification des crues décennales des fleuves côtiers en l'absence de rejet EDF. L'année 2020 confirme la dépendance de l'étang aux régimes de turbinages EDF dans les volumes actuels. Ce qui se comprend aisément quand l'équivalent du volume de l'étang est déversé au cours de six premiers mois de l'année.

CONTEXTE

[L'Observatoire du milieu](#)^[1] porté par le GIPREB a la vocation de coordonner la production de données relatives à l'étang de Berre. L'étang de Berre est une lagune méditerranéenne profonde. Sa surface est de 15 500 ha, sa profondeur moyenne est de 6 m, sa profondeur maximale de 9 m (Figure 2). L'étang de Berre reçoit les eaux douces de trois tributaires naturels, l'Arc, la Touloubre et la Cadière, et depuis 1966 par le canal usinier de la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas (Figure 1).

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.

^[1] Les rapports de l'Observatoire du milieu sont disponibles sur le site internet du Gipreb

<https://etangdeberre.org/telechargement/>

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.

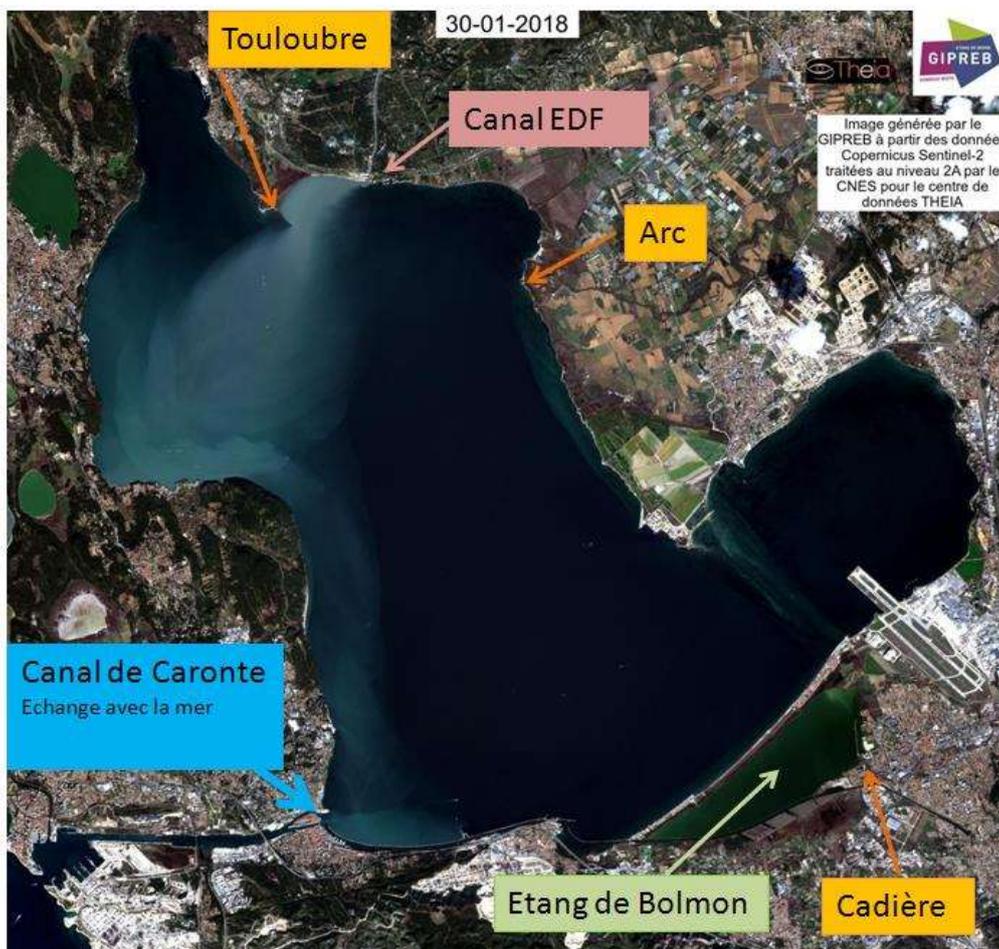
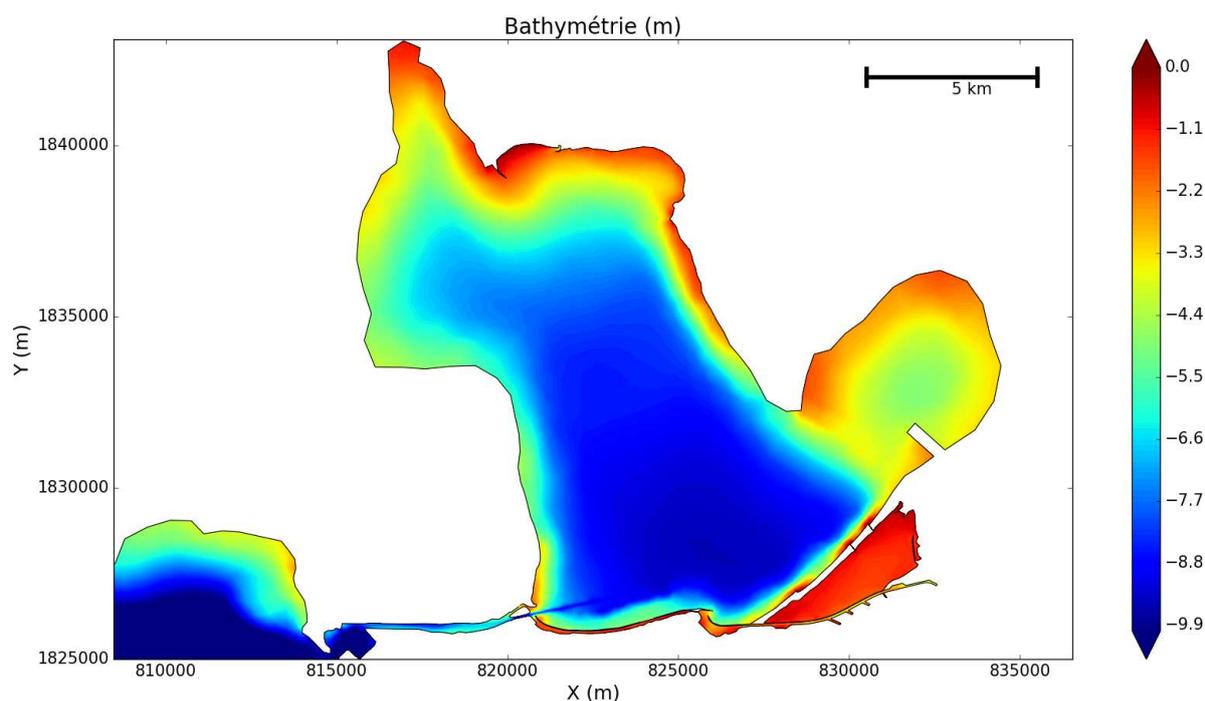


Figure 1 : Carte de l'étang de Berre

Ce rapport présente les résultats de l'Observatoire en 2020. Ces données sont tout d'abord décrites afin de caractériser l'état des lieux en 2020, 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 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 l'année 2020

L'année 2020 a été marquée par des **températures supérieures aux moyennes habituelles** (+ 1,3 °C par rapport à la moyenne 1980 - 2010 ; Figure 3). Seul le mois d'octobre a été sous les normales saisonnières en termes de température.

La pluviométrie a été contrastée au cours de l'année 2020. Si la pluviométrie a été importante aux mois de mai, juin et novembre (respectivement + 41 %, + 54 % et + 86 % par rapport aux normales saisonnières), elle a été faible le reste de l'année (Figure 5). Finalement, les cumuls annuels sont de 454,4 mm de pluie sur la station de Marignane (soit - 12 % par rapport aux normes, Figure 4). **Cette pluviométrie correspond à un apport direct de 70 millions de m³, en baisse par rapport à la moyenne des 10 dernières années (86 millions de m³).**



Figure 3 : Écart par rapport aux normes des températures de 2020. En rouge température supérieure aux normes (1981-2010) et en bleu inférieure aux normes (1981 - 2010) à la station de Marseille-Marignane (source : Infoclimat).

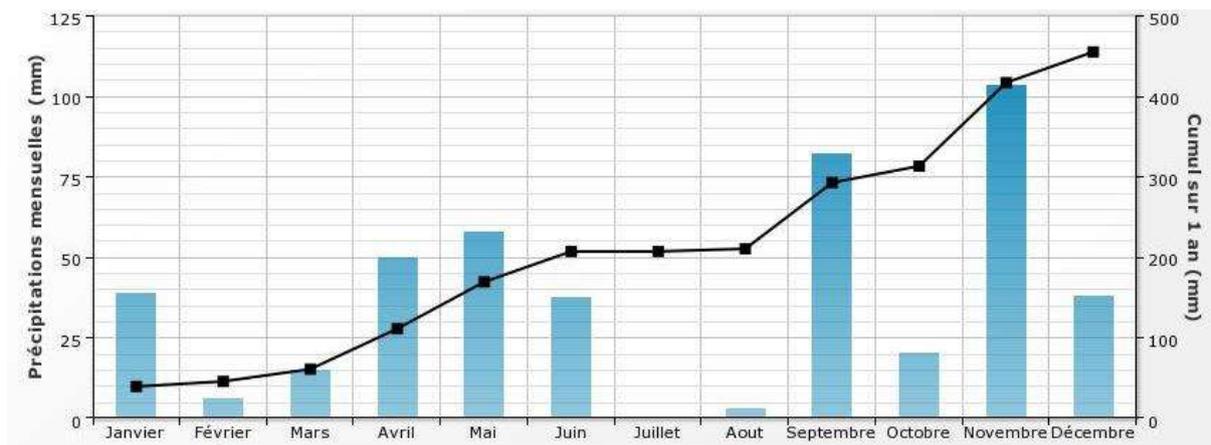


Figure 4 : Précipitations mensuelles et cumul sur la station de Marseille-Marignane en 2020 (source : Infoclimat)

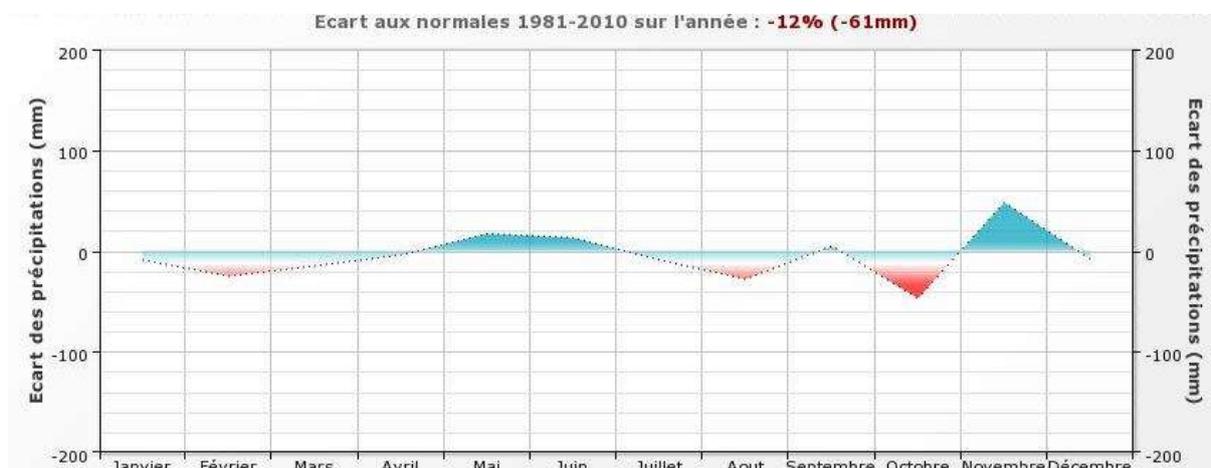


Figure 5 : Ecart mensuel aux normales des cumuls mensuels de précipitation pour l'année 2020 à la station de Marignane. La normale est calculée sur les années 1981-2010 par MétéoFrance.

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 2020 (de janvier à décembre).

Alors que l'année 2019 était l'année avec le moins d'apport par la centrale hydroélectrique, en 2020, le cumul des apports par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas triple presque et s'établit à **1 493,50** millions de m³ d'eau (Figure 6). Ces apports sont très largement

supérieurs à la moyenne depuis les nouvelles modalités de rejets en 2006 (912 millions de m³). Ce total annuel est le plus important depuis la mise en place des nouvelles modalités de rejets de la centrale hydro-électrique. Le début de l'année de 2020 est marqué par des apports plus importants de la part de la centrale hydro-électrique. Sur les six premiers mois de l'année 2020, 920 millions de m³ d'eau sont ainsi apportés par EDF contre seulement 574 millions sur toute l'année 2019.

Sur la base des concentrations mesurées par Gouze *et al.* (2014), les apports de l'année 2020 correspondent à un apport de 1530 tonnes d'azote et 41 tonnes de phosphore à la lagune.

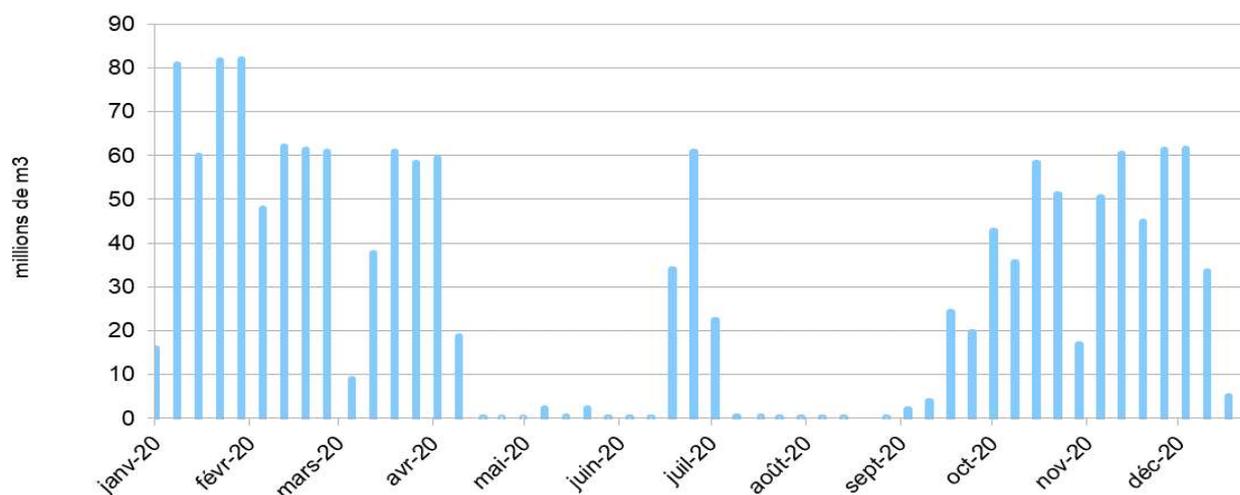


Figure 6 : Cumul hebdomadaire des apports d'eau (millions de m³) à l'étang de Berre par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas en 2020 (source : données EDF).

1.2.2 Apports de limons

Les apports de limons par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas ont été de **40 079 tonnes** pour l'année 2020 (Figure 7). C'est une valeur légèrement inférieure par rapport à la moyenne depuis 2006 (47 700 tonnes – moyenne entre 2006 et 2020).

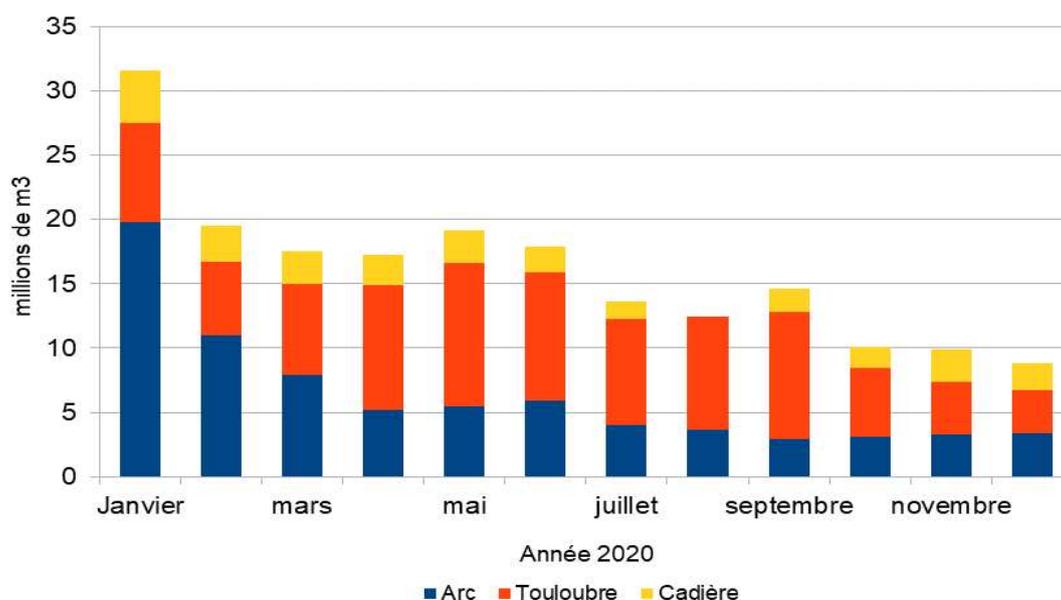


Figure 8 : Apports en eau des principaux tributaires de l'étang de Berre en 2020 (source : Banque Hydro).

Tableau 1 : Synthèse des apports en eaux en 2020 (source : EDF, Banque HYDRO).

	Centrale EDF de Saint-Chamas	Arc	Touloubre	Cadière	Impluvium direct
Apports d'eau (m ³)	1 493,50.10 ⁶	75,4.10 ⁶	91.10 ⁶	25,7.10 ⁶	70.10 ⁶

En termes d'apports en substances eutrophisantes (Azote et Phosphore) les données de concentration ne sont pas encore disponibles pour l'année 2020. Cependant, on peut présenter les bilans moyens des années 2015 - 2019 (Figure 9), pour lesquels les apports par la centrale hydroélectrique représentent 56 % des apports en Azote total et 35 % des apports en Phosphore total.

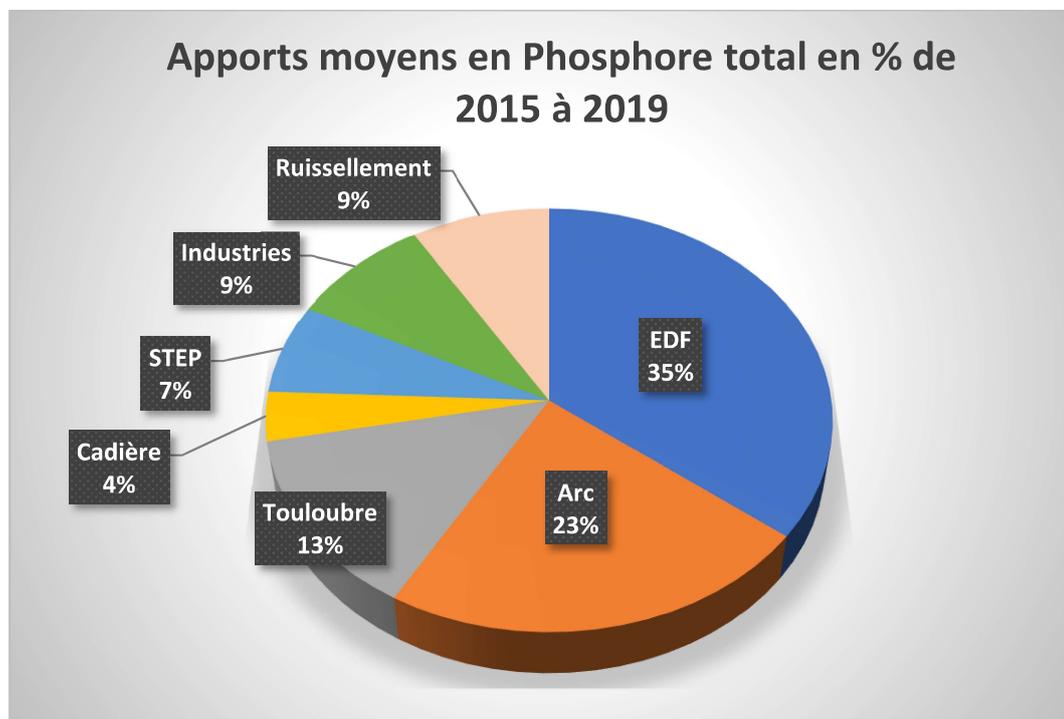
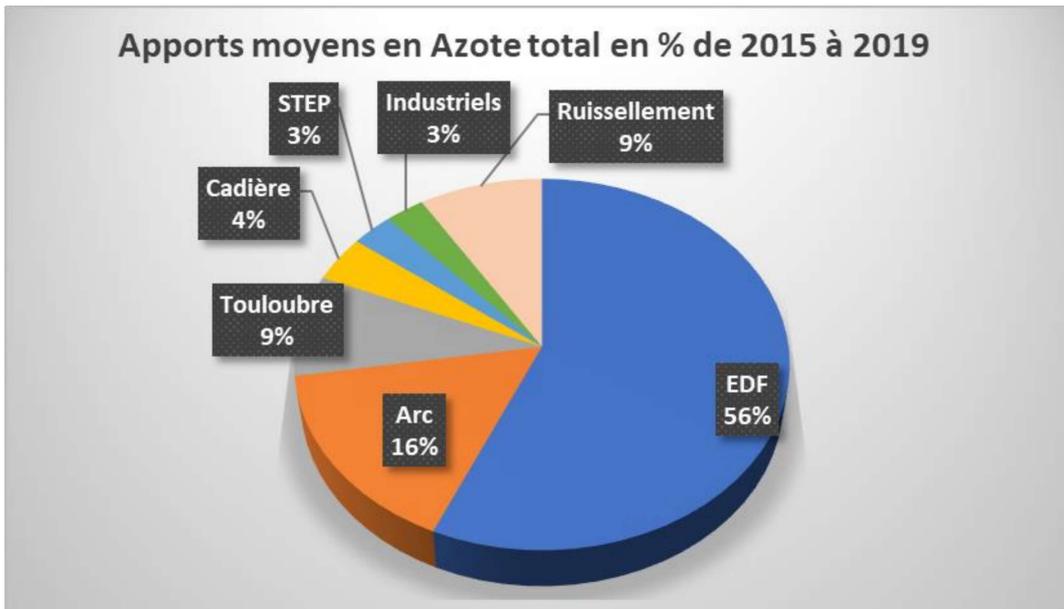


Figure 9 : Bilan moyen des principales sources d'apports en Azote total et phosphore total sur la période 2015-2019 (STEP : Stations d'épurations urbaines)

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).

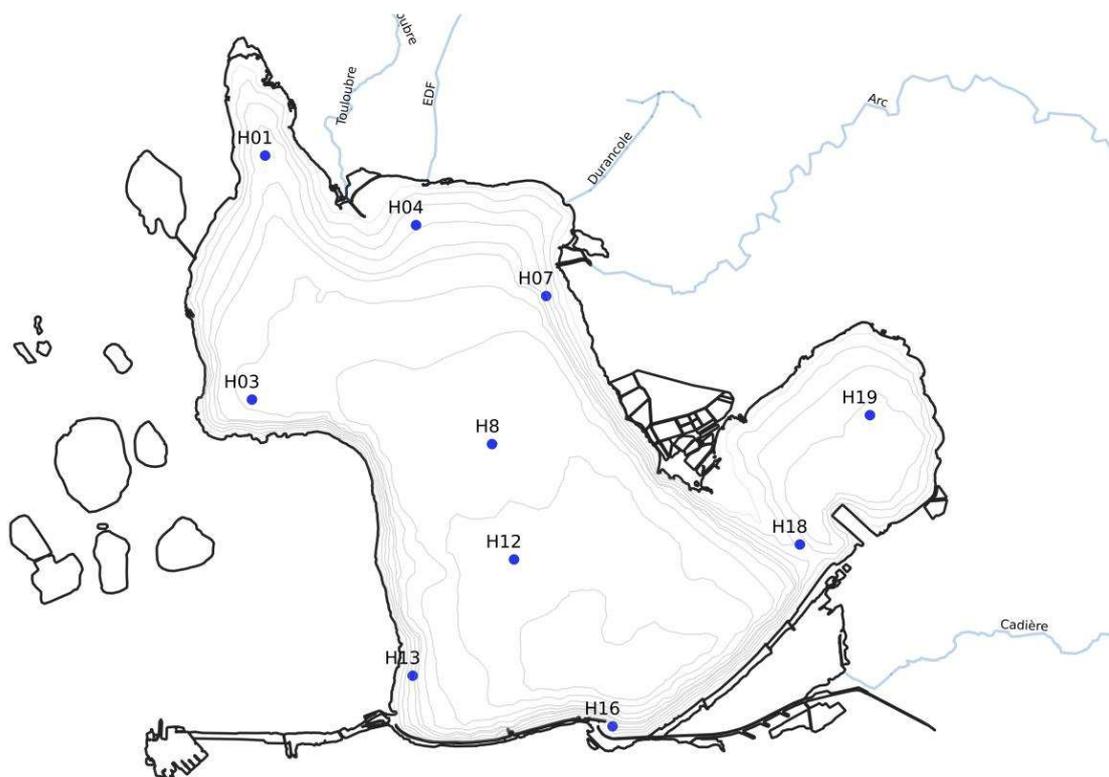


Figure 10 : Position des stations du suivi physico-chimiques du GIPREB

2.1 Température et salinité

La **température moyenne** mensuelle de l'eau sur les 10 stations a varié **entre 9 °C et 27 °C** lors des mesures effectuées en 2020 (Figure 11). La température dans l'étang de Berre suit un cycle saisonnier classique. Au cours des cinq dernières années la moyenne hivernale est de 6,33 °C (écart-type = 0,44) et la température moyenne estivale est de 26,2 °C (écart-type = 1,5).

La salinité moyenne en 2020 est comprise **entre 0 et 35** (Figure 11). Les fortes dessalures (moins de 10 de salinité) ne s'observent qu'après des épisodes de turbinage de la centrale hydraulique EDF et uniquement sur une fine couche de surface, quelques centimètres. Très vite, la majeure partie de la colonne d'eau est saumâtre avec des salinité moyennes variant entre 15 et 30 selon le période de l'année. La couche de surface (50 cm) montre souvent des salinités assez faibles : entre 17,9 et 27,8 en hiver et entre 24,0 et 30,6 en été (en moyenne au cours des cinq dernières années). En profondeur, on retrouve des salinités plus marines (35) lorsqu'une stratification est installée. Plus la différence de salinité est marquée entre les couches, plus la stratification est forte et nécessitera une énergie plus importante pour être casée, c'est-à-dire un vent plus fort (Nerini, *comm. pers.*). Au cours de l'été 2020 (juin, juillet), la différence était relativement importante avec une couche de surface avec une salinité de 23-24 soit 10 points d'écart avec la couche de fond.

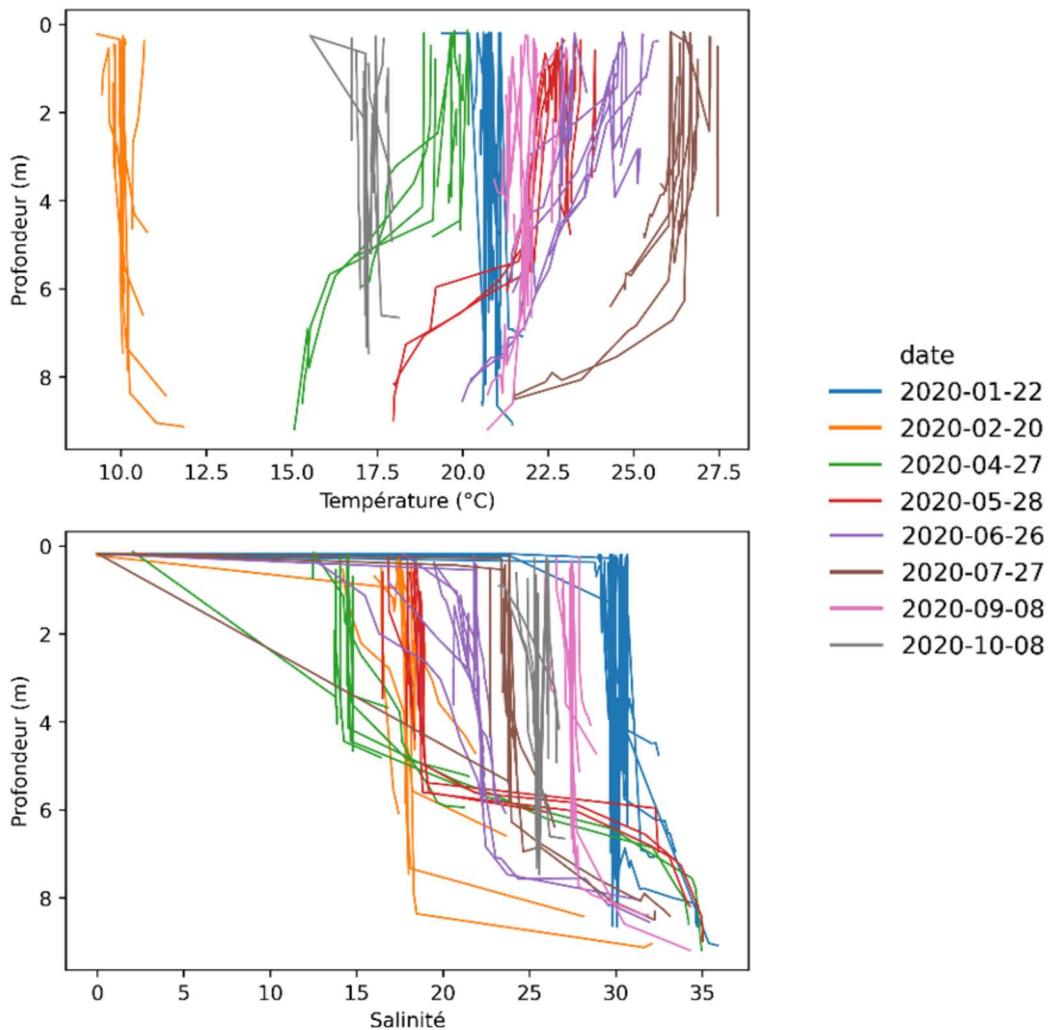


Figure 11 : Profils verticaux de la température et salinité en 2020, pour toutes les stations, à toutes les dates.

2.2 Oxygène dissous

La concentration en oxygène montre également des variations saisonnières avec des valeurs plus importantes en hiver. Au cours des cinq dernières années on observe en moyenne $10,42 \text{ mg.L}^{-1}$ (écart-type = 2,23), et des valeurs plus faibles en été, en moyenne $6,76 \text{ mg.L}^{-1}$ (écart-type = 2,41).

En 2020, les conditions d'oxygénation ont été bien médiocres en profondeurs. La forte stratification haline estivale liée à l'eutrophisation a favorisé l'installation d'anoxie sur les zones profondes, pouvant remonter jusqu'à 4 m (Figure 12). Ces anoxies ont pu durer plusieurs jours dans les zones profondes ayant des conséquences sur les peuplements benthiques. En effet, certains 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*). Contrairement à l'année 2019, où ces épisodes ont été ponctuels, ils ont été plus durables et plus étendus en 2020. Des épisodes d'hypoxies/anoxies sont classiques dans les zones profondes pour les milieux lagunaires. Cependant, la répétition de ces épisodes, leur durée et leur étendue observés en 2020, sortent de ce schéma, même s'ils n'ont pas atteint ceux de la crise écologique de 2018. Notamment parce qu'en fin d'été la baisse des températures et le retour des épisodes venteux ont permis de limiter le phénomène et, peut-être, d'éviter la survenue d'une nouvelle crise écologique.

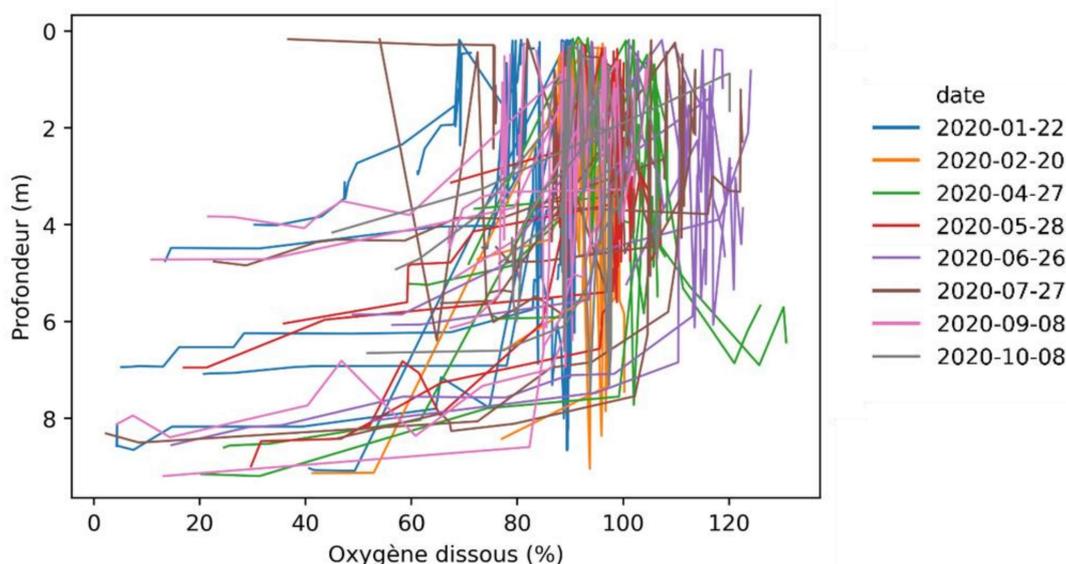


Figure 12 : Profils verticaux de l'oxygène (%) en 2020 pour toutes les stations et à toutes les dates

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 2020 des **fluctuations saisonnières** comparables à celles observées les années précédentes (2015-2019) avec néanmoins des concentrations plus fortes en azote inorganique. Le **début de l'année marqué par des apports forts en nutriments, on observe des concentrations très importantes d'azote inorganique notamment NO_3 et NO_2** . 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 (de mai à octobre). Elles ré-augmentent en novembre et décembre, probablement en lien avec les apports du ruissellement et des rivières après des épisodes pluvieux plus fréquents en automne-hiver.

Pour ce qui est de l'ammonium (NH_4), les concentrations sont faibles (inférieures à $4 \mu\text{M.L}^{-1}$) pendant toute l'année 2020. Il n'y a pas de différence notable au niveau spatial.

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, notamment en nitrates et nitrites, enregistrées au début de l'année 2020, sont les plus élevées depuis 2006.** Ces concentrations élevées peuvent s'expliquer en partie par la reminéralisation de la matière organique toujours présentes dans l'étang à la suite de la crise de 2018 mais aussi aux apports très importants par la centrale hydroélectrique au début de l'année 2020.

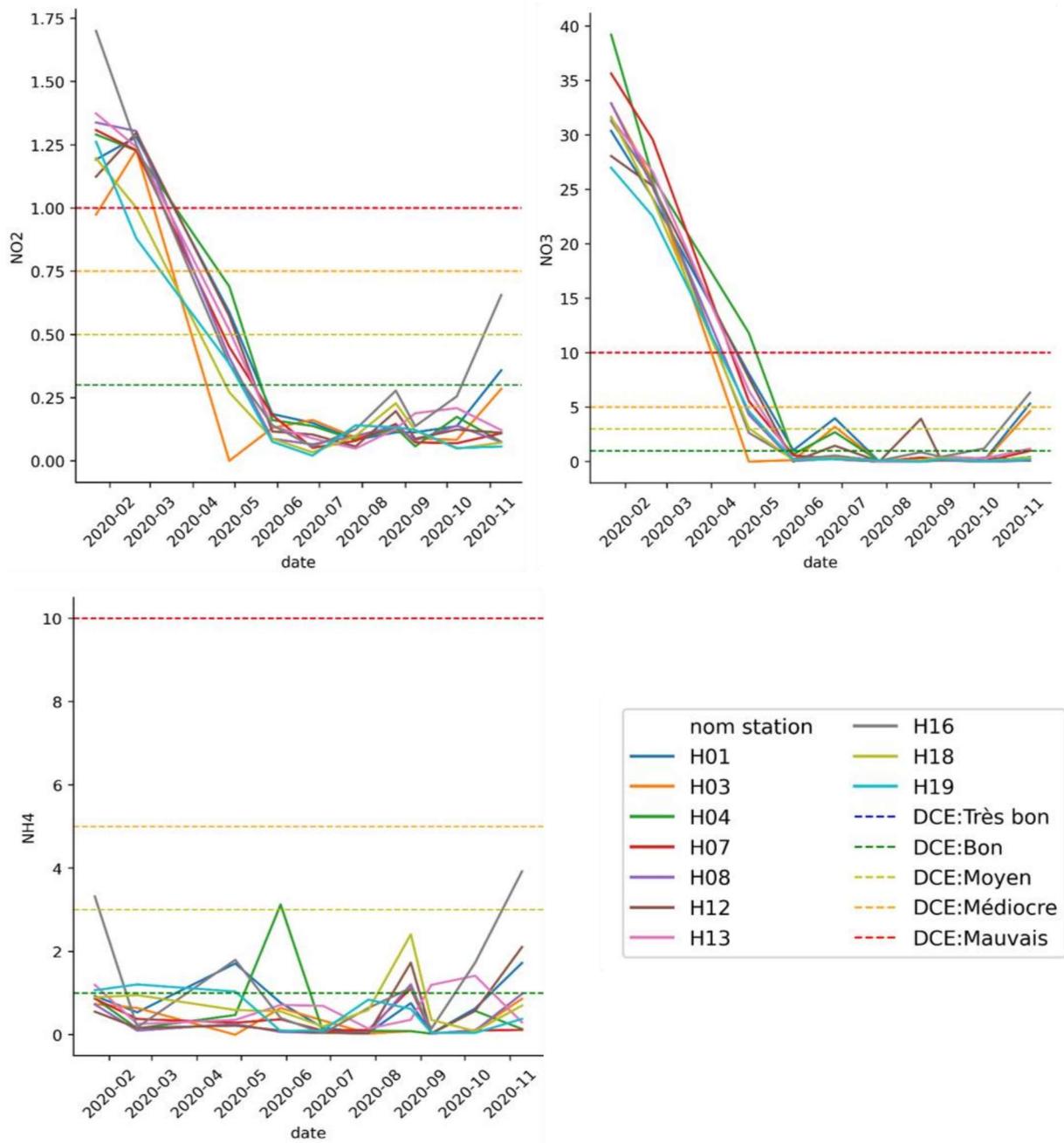


Figure 13 : Concentrations de surface en NO₃, NO₂ et NH₄ (μM.L⁻¹) en 2020 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

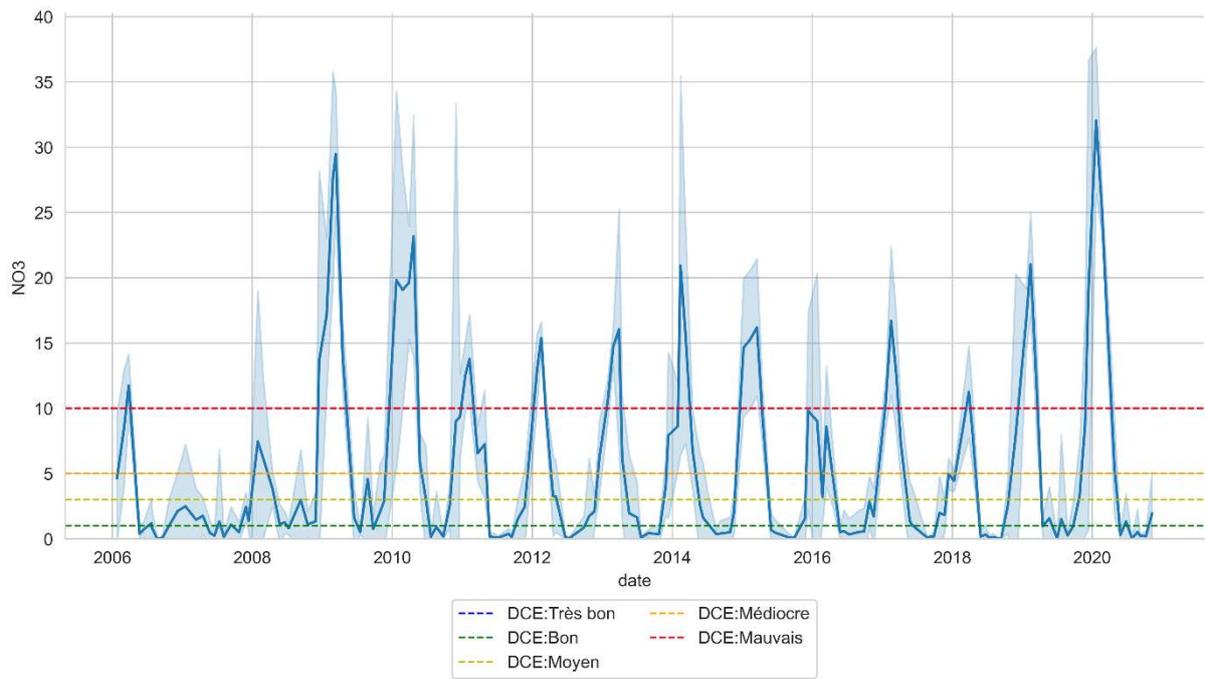


Figure 14 : Concentration moyenne en NO₃ (µM.L⁻¹) entre 2006 et 2020 sur l'étang de Berre. Les seuils de qualité DCE sont indiqués.

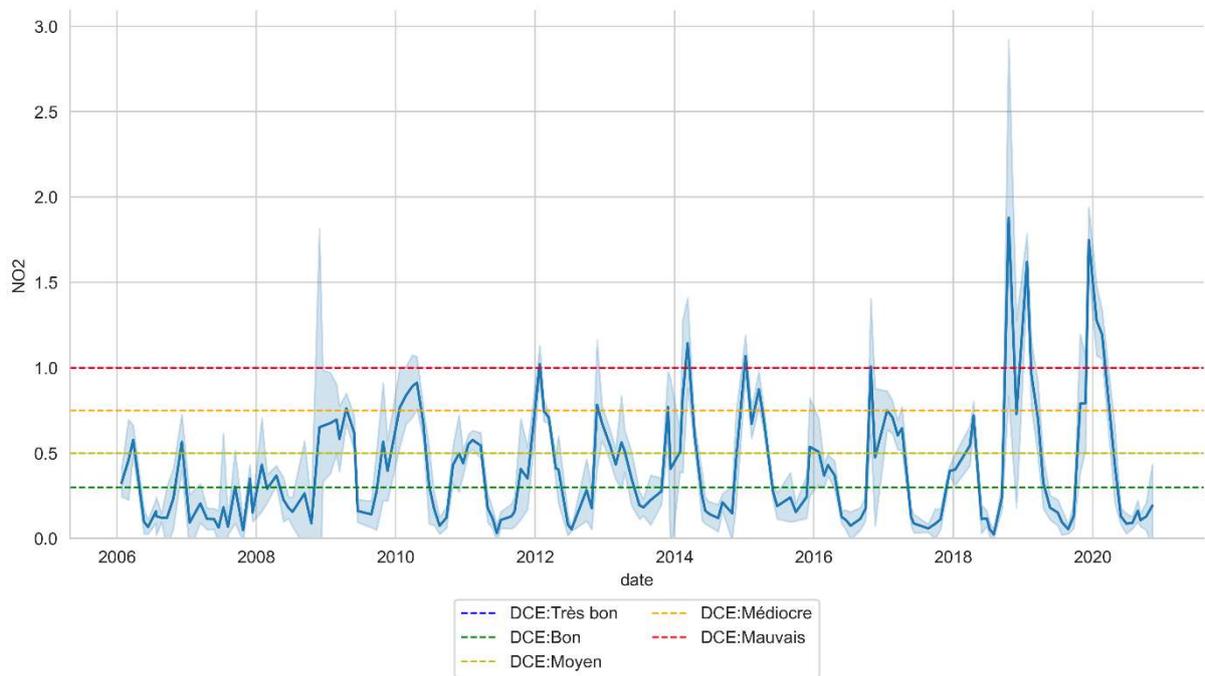


Figure 15 : Concentration moyenne en NO₂ (µM.L⁻¹) entre 2006 et 2020 sur l'étang de Berre. Les seuils de qualité DCE sont indiqués.

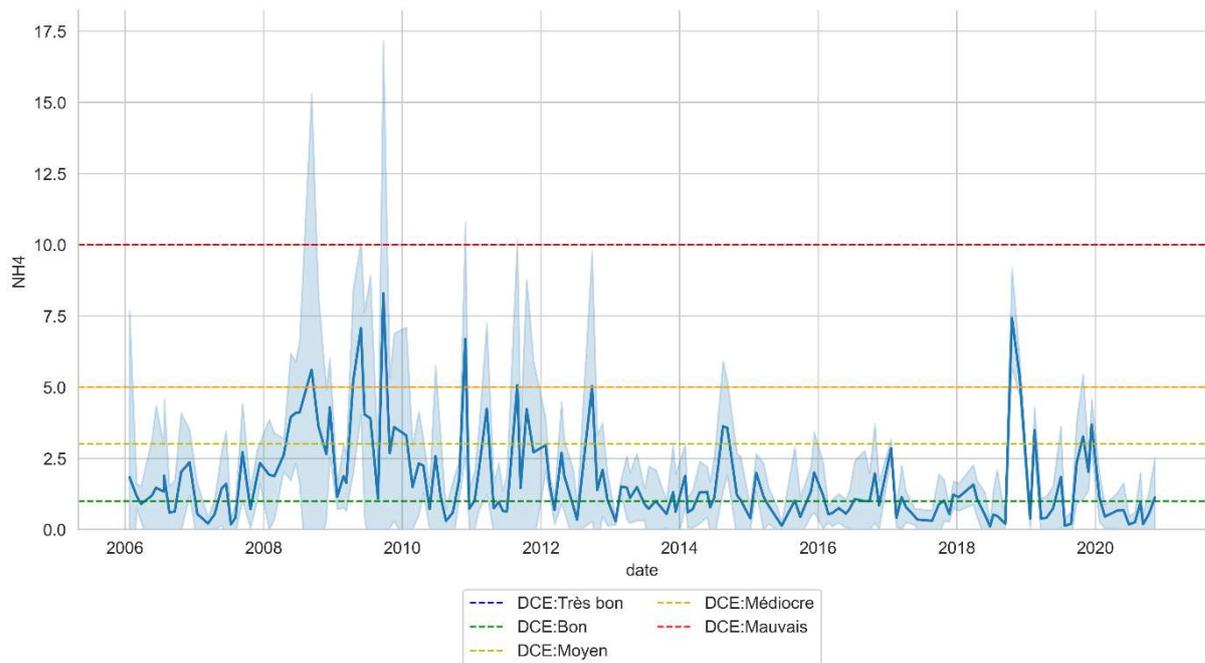


Figure 16 : Concentration moyenne en NH4 (en $\mu\text{M.L}^{-1}$) entre 2006 et 2020 sur l'étang de Berre. Les seuils de qualité DCE sont indiqués.

2.3.2 Phosphore inorganique : PO_4

Les concentrations en phosphate inorganique (PO_4) sont relativement faibles (inférieures à $1 \mu\text{M.L}^{-1}$) dans l'étang de Berre sur toute l'année 2020 (Figure 17). On constate une très légère **augmentation en fin d'été / début automne, très probablement en lien avec les épisodes d'anoxies et le relargage associés de phosphates**. 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. Selon les critères DCE, les valeurs restent bonne voire très bonne.

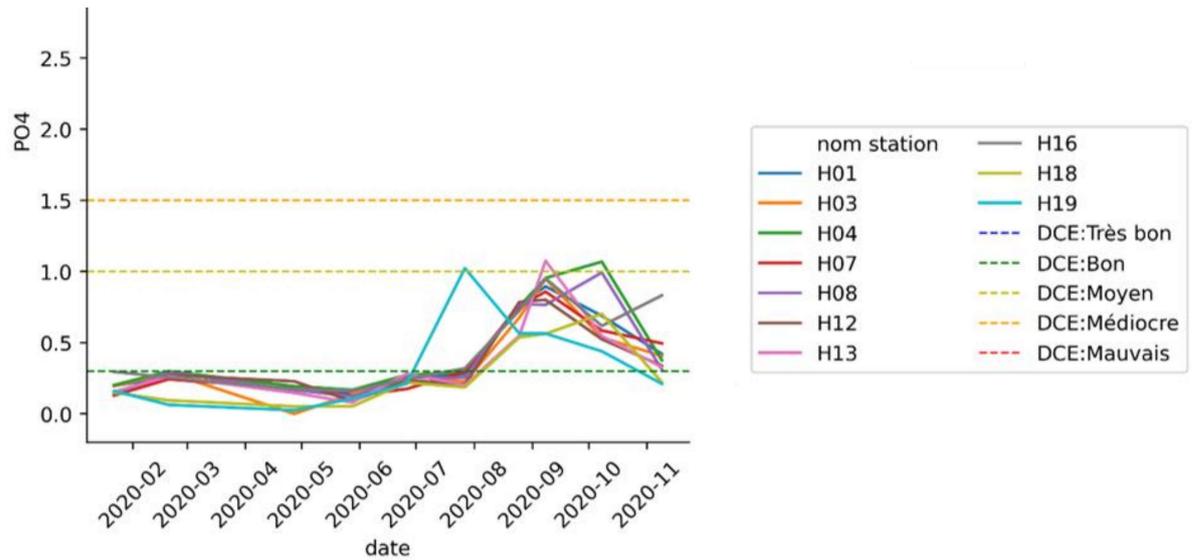


Figure 17 : Concentrations en PO4 ($\mu\text{M.L}^{-1}$) en 2020 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

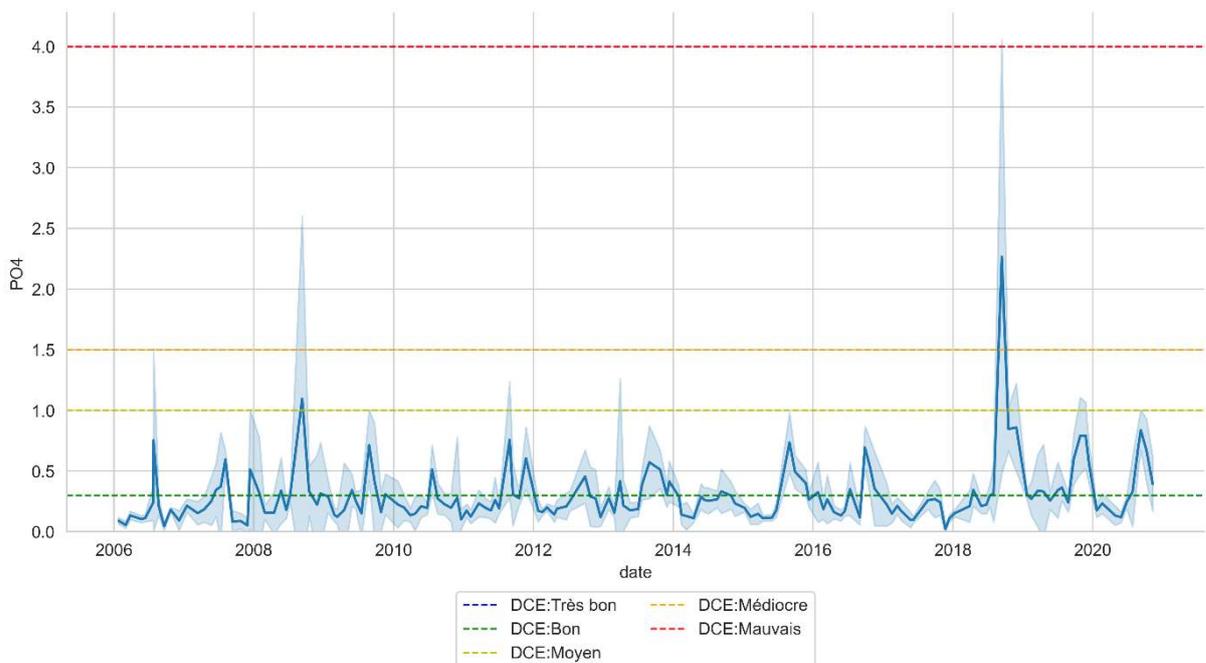


Figure 18 : Concentrations moyenne en PO4 ($\mu\text{M.L}^{-1}$) entre 2006 et 2020 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

2.3.3 Azote (Nt) et Phosphore total (Pt)

Les concentrations en Azote et Phosphore total sont faibles pour l'ensemble de l'année 2020 (Figure 19 et Figure 20). Selon la grille de qualité DCE, ces concentrations sont bonnes voire très bonnes tout au long de l'année

En termes de dynamique pluri-annuelle, les concentrations en azote et phosphore total de l'année 2020 se retrouvent dans les ordres de grandeur des années précédentes, exception faite de 2018 (Figure 21).

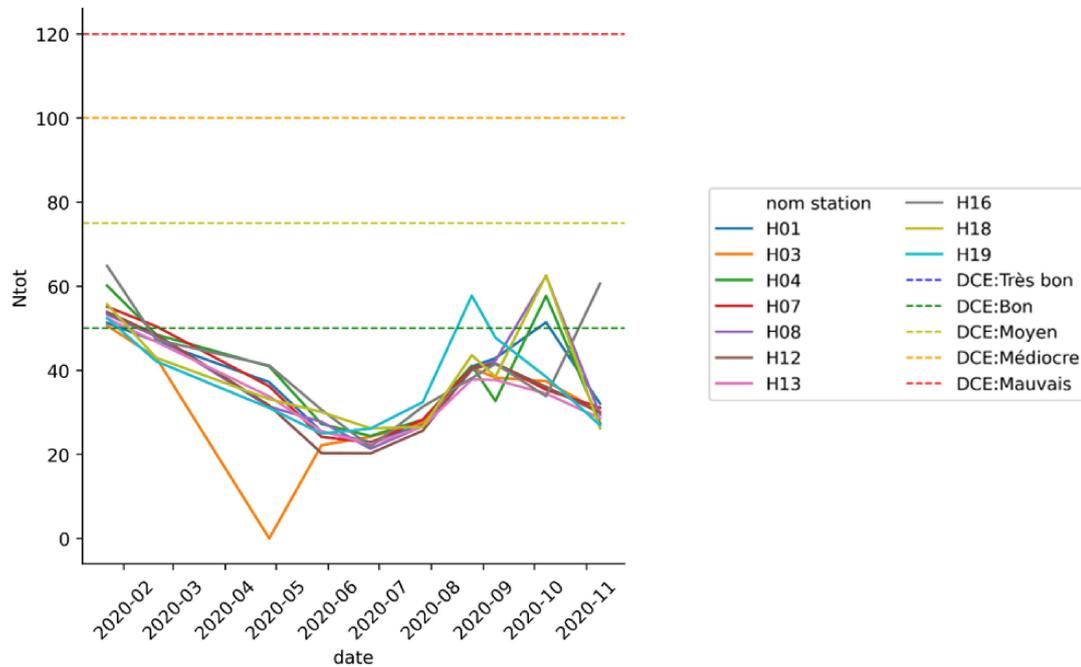


Figure 19 : Concentrations en Azote total ($\mu\text{M.L}^{-1}$) en 2020 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

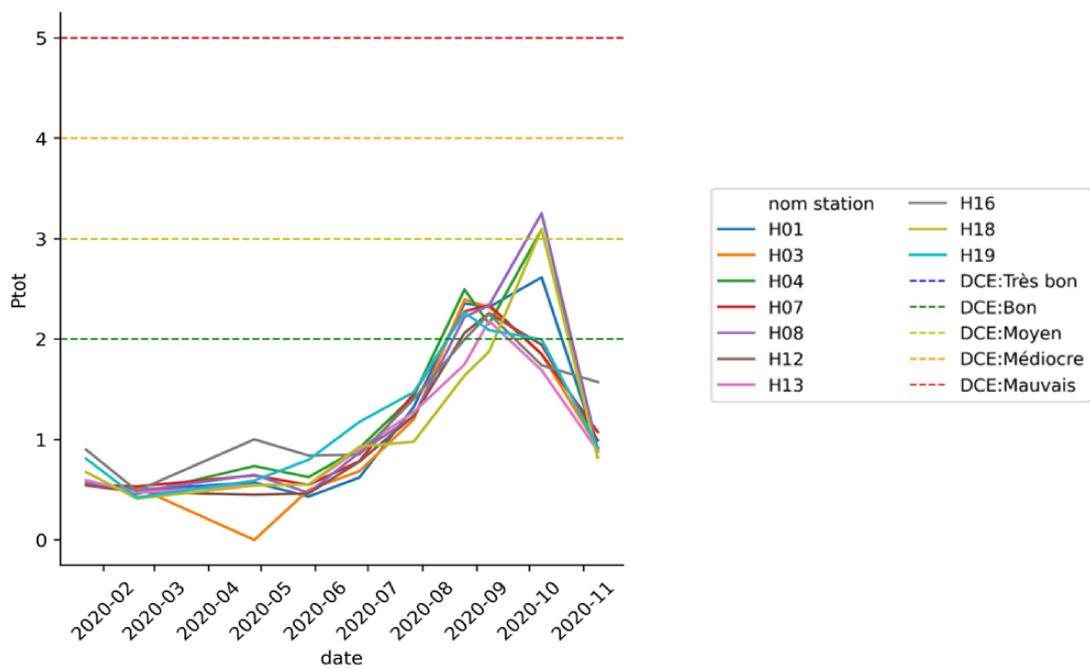


Figure 20 : Concentrations en Phosphore total ($\mu\text{M.L}^{-1}$) en 2020 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

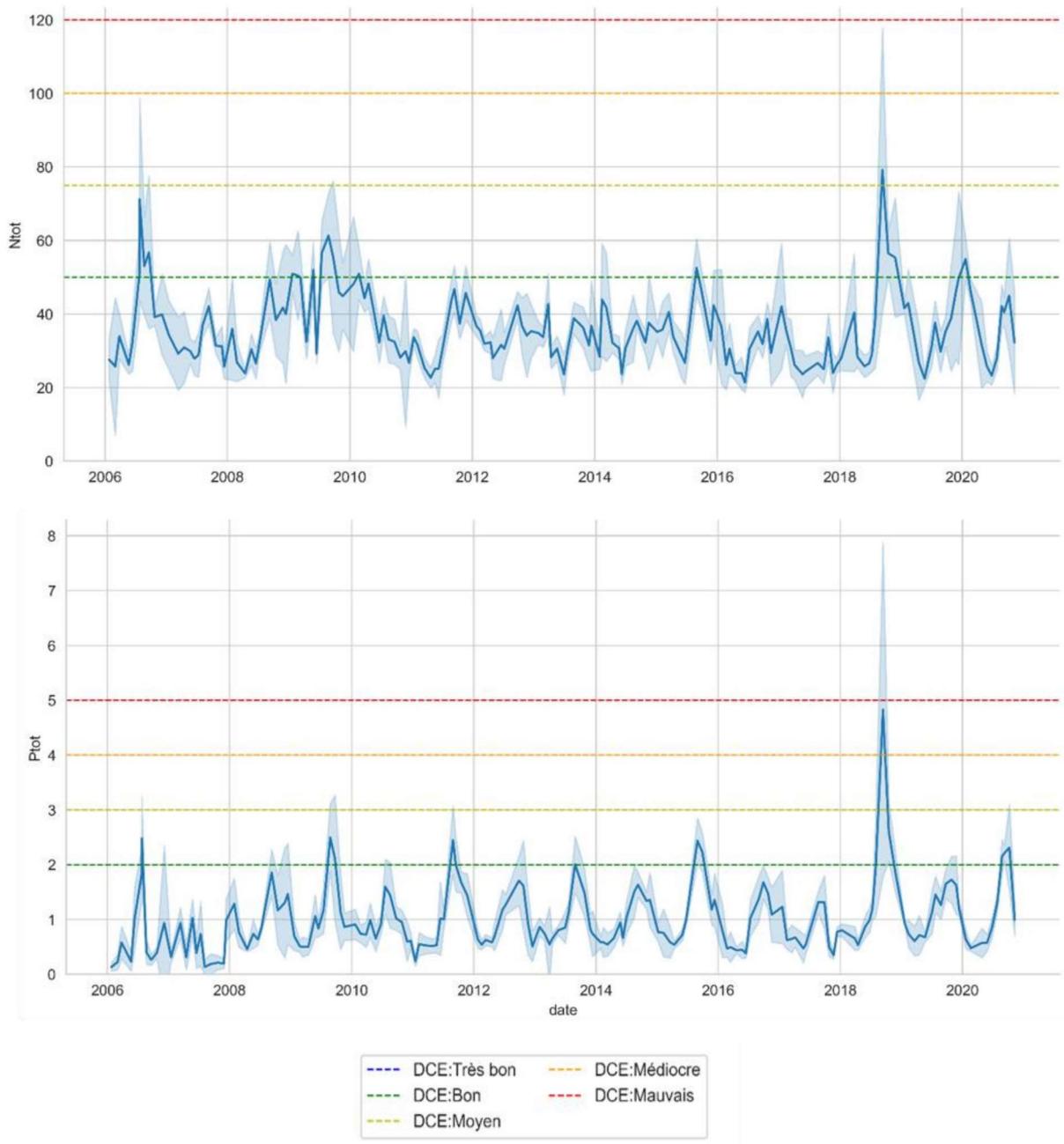


Figure 21 : Moyenne de la concentration en Azote et Phosphore total ($\mu\text{mol.L}^{-1}$) en surface et au fond dans l'étang de Berre entre 2006 et 2020.

3 - MATIERE 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 2020, les valeurs de MES restent très faible, dans la lignée des années 2016 - 2017. Ces faibles valeurs de concentrations en MES sont à mettre en relation avec des faibles concentrations de limons dans les eaux de la centrales mais aussi à une faible récurrence d'épisode orageux en 2020 et à l'absence de crues.

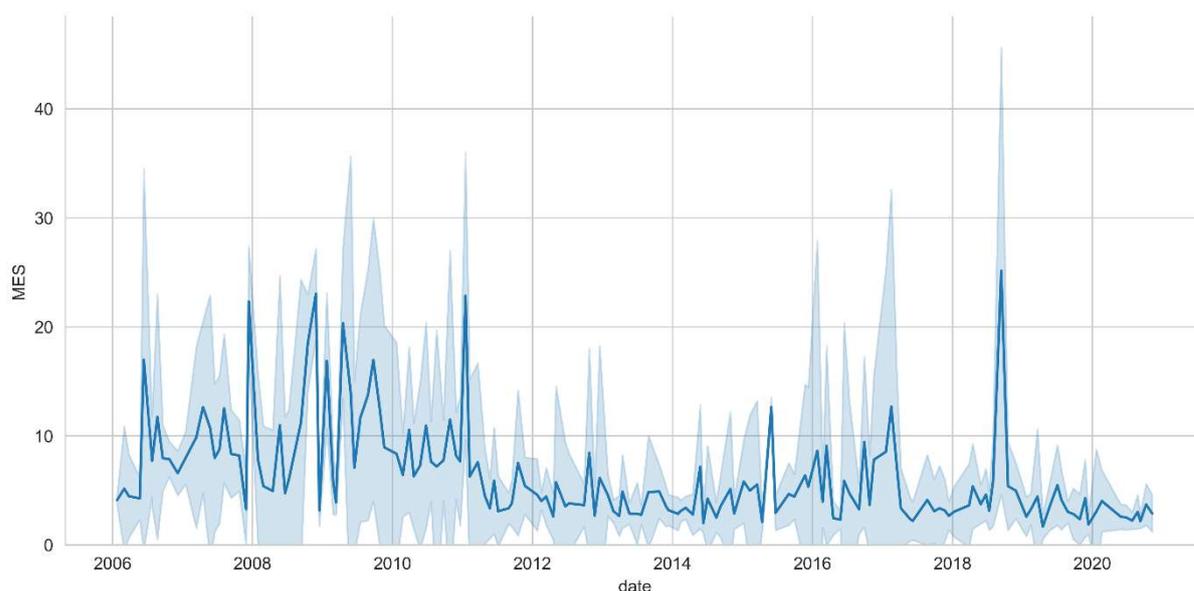


Figure 22 : Moyenne de la concentration en MES (mg.L⁻¹) moyenne dans l'étang de Berre entre 2006 et 2020.

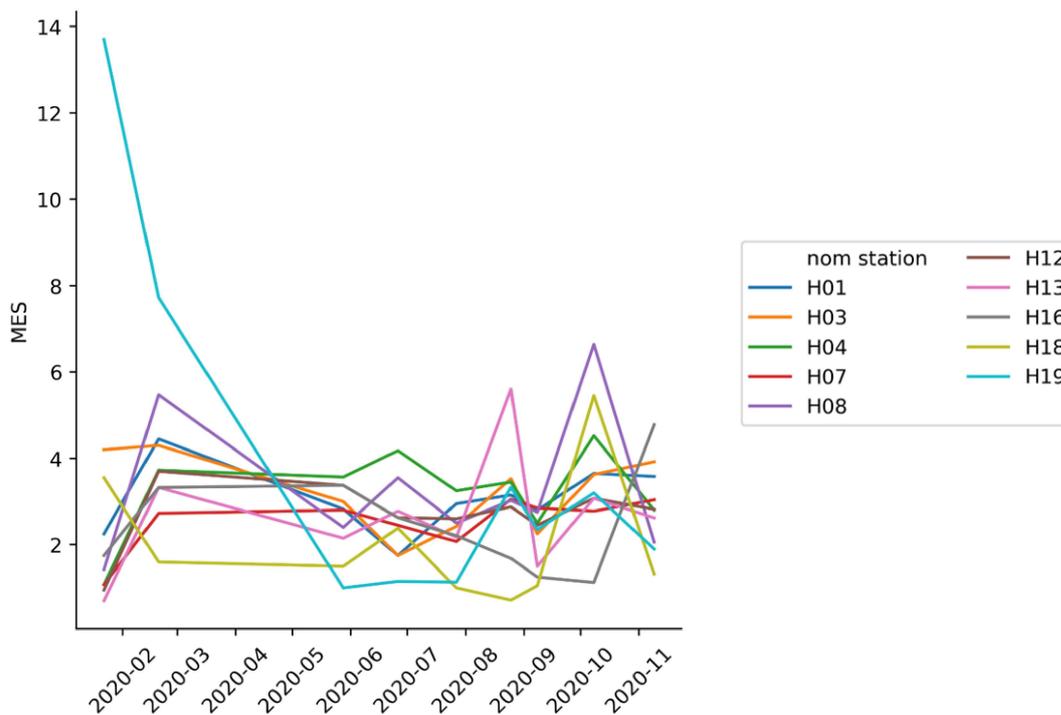


Figure 23 : Concentration en MES (mg.L⁻¹) dans l'étang de Berre en 2020.

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 2020, 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 24). La moyenne de la transparence de l'eau au cours de l'année est de 3 m, soit la deuxième meilleure valeur depuis 2005. La transparence a été maximale pendant la première partie de l'année. Dans la seconde partie de l'année, les blooms phytoplanctoniques ont réduit la transparence de l'eau.

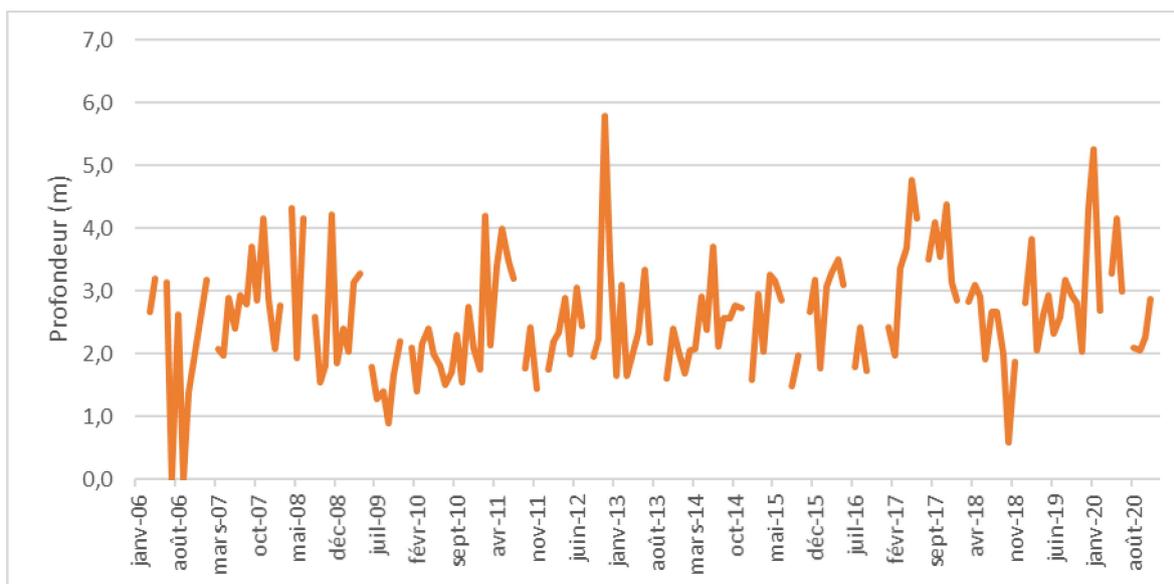


Figure 24 : Moyenne de la profondeur de disparition du disque de Secchi de 2006 à 2020.

3.2 Chlorophylle-*a* / Phytoplancton

La **concentration en chlorophylle a**, utilisée comme proxy de la quantité de phytoplancton est en moyenne au cours des cinq dernières années de $6,1 \pm 7,9 \mu\text{g.L}^{-1}$. Les pics de concentration en chlorophylle correspondant à des blooms phytoplanctoniques se situent principalement à la fin de l'été et à l'automne et peuvent atteindre de fortes valeurs comme plus de $106 \mu\text{g.L}^{-1}$ en 2018 lors de l'épisode de crise écologique. En 2020, la concentration en chlorophylle a est assez contrasté au cours de l'année. Elle est assez élevée en février puis baisse le printemps et le début de l'été avant de redevenir élevée en septembre et le reste de l'automne. On retrouve ces variations aussi bien en surface qu'au fond (Figure 25). Les concentrations élevées en azote inorganique observés au début de l'année ont ainsi été consommé et favorisé ces blooms phytoplanctoniques précoce, puis à l'automne, la reminéralisation a permis un nouveau pic de chlorophylle a.

Au niveau de la dynamique pluriannuelle, les concentrations en chlorophylle a en 2020 rejoignent la dynamique de faibles valeurs observées avant la crise de 2018 (Figure 26) mais sont en augmentation par rapport à 2019.

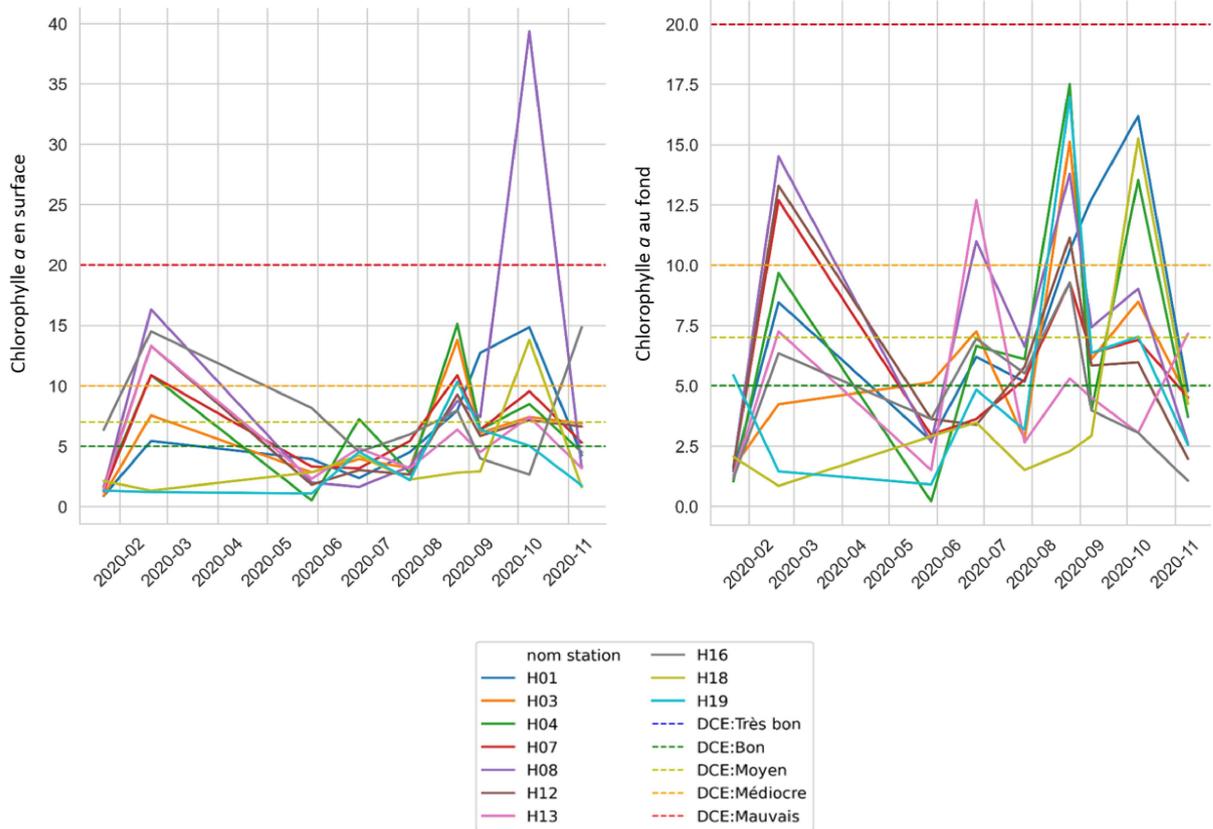


Figure 25 : Concentrations en surface et au fond en chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) en 2020 dans l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

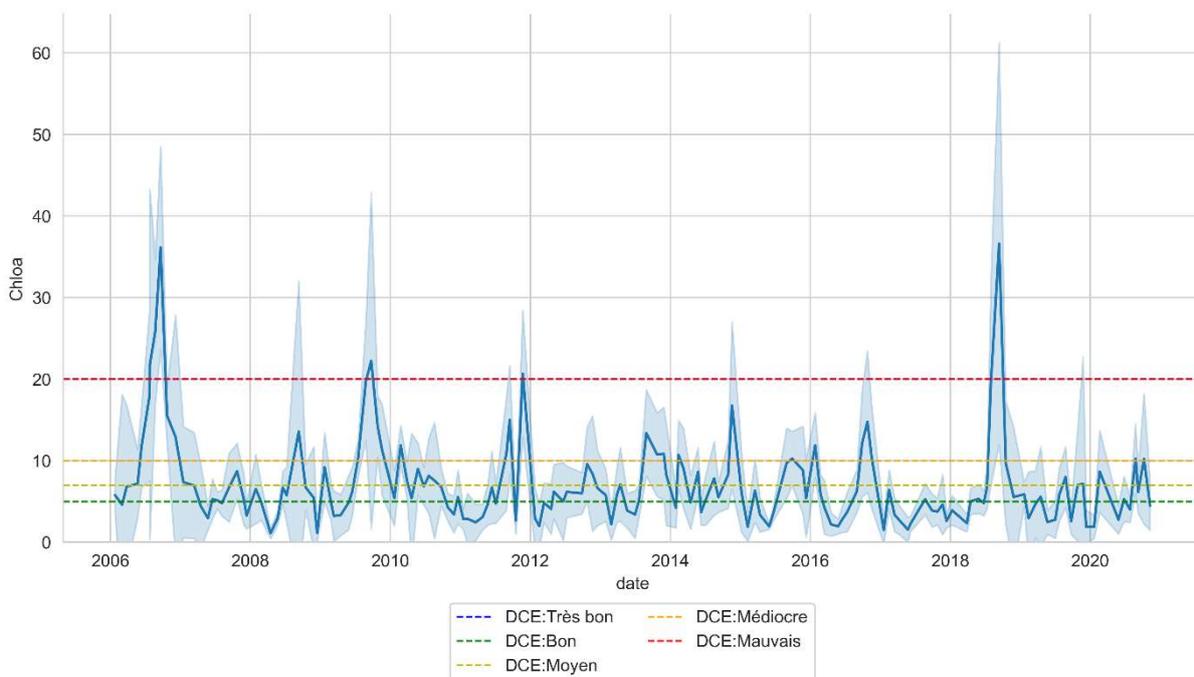


Figure 26 : Concentrations moyenne en Chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dans l'étang de Berre entre 2006 et 2020. Les seuils DCE sont indiqués.

3.3 Qualité sanitaire

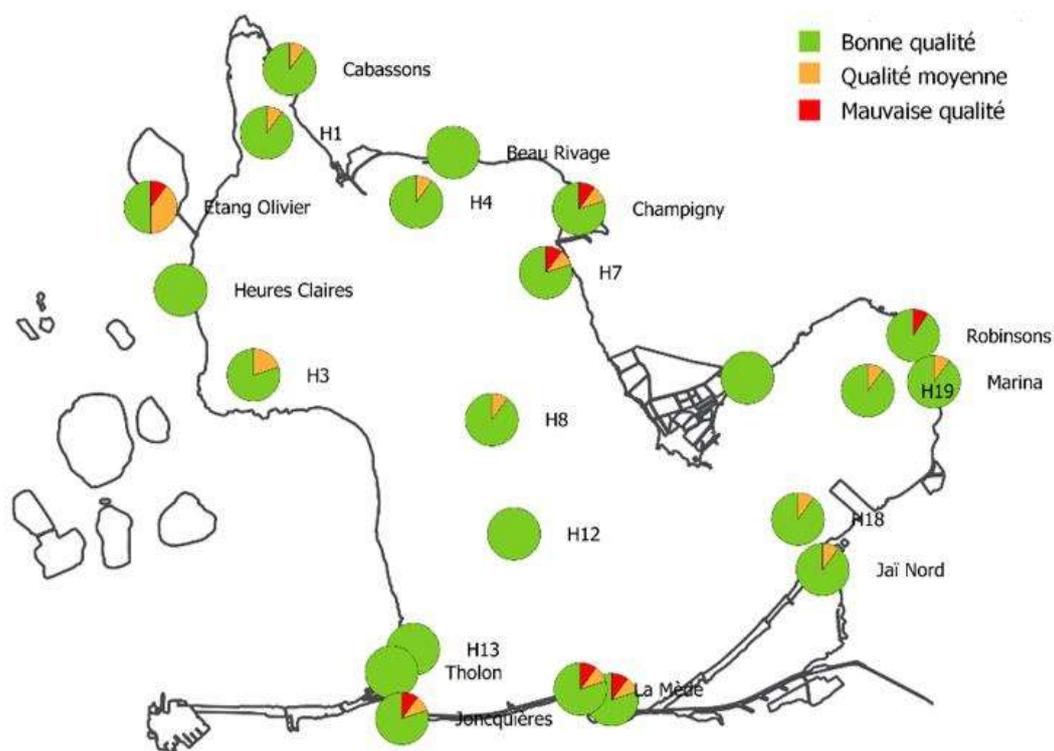


Figure 27: Résultat de la qualité bactériologique des eaux de nautisme en 2020 sur l'étang de Berre.

Le suivi de la qualité sanitaire correspond à un suivi de la qualité bactériologique des eaux. La présence en quantité d'*Escherichia coli* ou d'entérocoques témoignent d'une contamination par des eaux usées. C'est ainsi un marqueur des eaux pluviales, d'écoulement non traités ou de problèmes de réseaux. Ce suivi de la qualité sanitaire ^[2] 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 27). 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.

^[2] Les résultats du [suivi sanitaire](http://etangdeberre.org) sont mis à jour en continu sur le site du Gipreb : etangdeberre.org

3.4 Synthèse

Après l'année 2019 qui a été marquée par des valeurs excellentes en termes de niveau d'eutrophisation de l'eau ([Observatoire du milieu 2019](#)), on constate en 2020 une légère dégradation de ces indicateurs. Des concentrations élevées en azote organique au début de l'année ont favorisé l'apparition de blooms phytoplanctonique comme en témoigne les concentrations de chlorophylle *a* observées durant l'automne. Cependant, à une échelle temporelle plus large, 2020 est une année dans la lignée des niveaux d'eutrophisation observés depuis 2015, exception faite de 2018, avec des valeurs relativement faibles témoignant d'une amélioration globale de ce compartiment depuis la mise en place des nouvelles modalités de rejets. On voit cependant, que le système reste dépendant de ces apports en Azote et que dès qu'ils augmentent, il favorise l'apparition de blooms phytoplanctonique.

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). La prochaine campagne d'analyses de la qualité chimique des sédiments est programmée en 2021.

4.2 Macrofaune benthique

4.2.1 Résultats du suivi 2020

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 28). Sur chacune des stations, 3 réplicats^[3] de prélèvements sont effectués à l'aide d'une benne de type orange-peel (Figure 29). Les prélèvements sont ensuite tamisés à 1 mm et le refus de tamis est analysé pour identifier les espèces présentes.

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

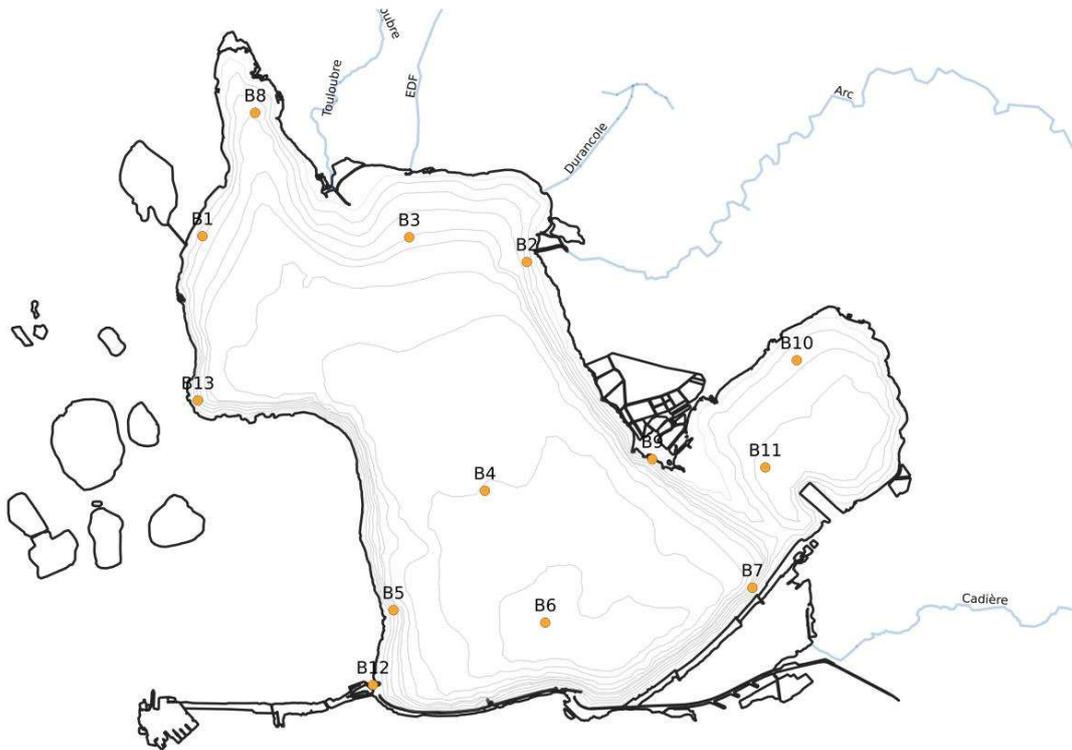


Figure 28 : Localisation des sites de prélèvements de la Macrofaune benthique dans l'étang de Berre.

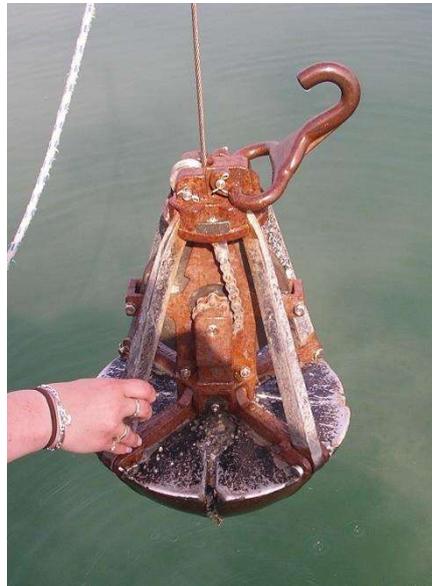


Figure 29 : Benne Orange-Peel pour le prélèvement

Sur les trois stations suivies mensuellement (B3, B4 et B6, Figure 28), 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 (13 espèces en janvier et avril 2020 à B3 au maximum). Cependant, cette diversité spécifique est en progression par rapport à la fin de l'année 2018 et à l'année 2019. Sur la première partie de l'année 2020, on retrouve des peuplements un peu plus diversifiés qui se rapprochent de ce qu'on pouvait observer avant la crise. Ensuite, après l'été, les conditions d'hypoxie et d'anoxie ont contraints ces peuplements qui ont régressés.

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.

La station profonde du sud de l'étang (B6, 9 m) est sous l'influence des entrées d'eau marine et peut être ainsi plus oxygénée que B4. On y observe des peuplements plus diversifiés (jusqu'à 12 espèces) et de manière temporaire, des espèces plus marines sont observées comme *Tharyx marioni* ou le crustacé *Melita palmata*.

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 30 présente l'évolution depuis 2006 de la richesse spécifique à ces trois stations. Après la crise de 2018 qui avait fortement dégradé les peuplements, on observe sur la première partie de l'année un retour de peuplement benthique plus classique pour l'étang en termes de diversité. Pour la densité (Figure 31), on constate pour les stations B3 et B6 la une augmentation au début de l'année 2020, dans la suite de celle de 2019 liée à la recolonisation de ces fonds par la moule introduite *Arcuatula senhousia* qui forme d'importants tapis sur le fond. Les mauvaises conditions d'oxygénation estivales ont provoqué des mortalités qui ont réduits ces peuplements. Cependant, il reste une qui doit permettre au cours de l'hiver et du printemps 2020 - 2021 d'assurer la poursuite de la recolonisation de ce compartiment.

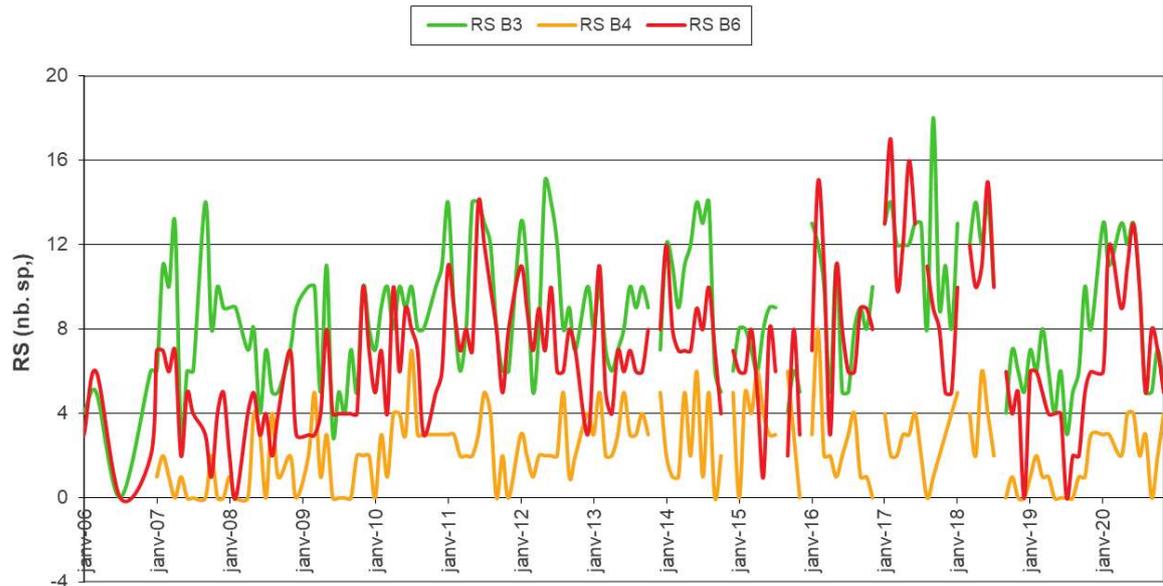


Figure 30 : Richesse spécifique (nombre d'espèces, RS) de la macrofaune benthique des stations suivies mensuellement.

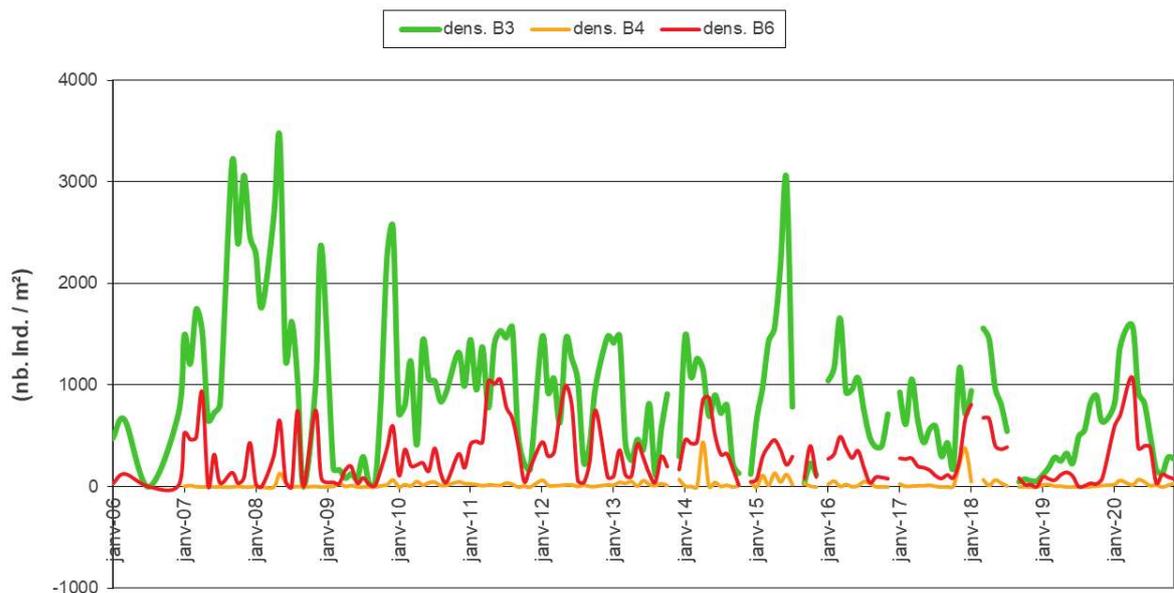


Figure 31 : Densité (nombre d'individus par m²) de la macrofaune benthique des stations suivies mensuellement.

Après la crise de 2018 les peuplements benthiques côtiers avaient vu leur diversité chuter drastiquement puis une recolonisation s'est opérée à partir de 2019 (Figure 36). La richesse spécifique réaugmente sur toutes les stations sans toutefois retrouver des valeurs pré-crise. En 2020, la richesse spécifique se maintient au niveau de 2019. On ne retrouve pas les valeurs

d'avant crise. Les peuplements sont toujours dominés par des espèces opportunistes comme *Arcuatula senhousia*, *Capitella capitata* ou *Nereis succinea*. En ce qui concerne l'abondance moyenne (Figure 35) en septembre 2020, elle baisse de manière franche. Cette baisse peut être liée d'une part à la régulation des naissains de moules après leur fort développement observée en 2019 et également en lien avec les hypoxies survenues pendant l'été 2020.

L'analyse de la macrofaune benthique, selon les critères DCE montre que les peuplements sont classés « mauvais » à « médiocre » pour l'année 2020 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 ». En septembre 2020, presque toute les stations littorales sont « médiocres » et aucune station littorale n'a retrouvé un classement « moyen » selon ce critère de la DCE, comme elles étaient régulièrement classées avant la crise.

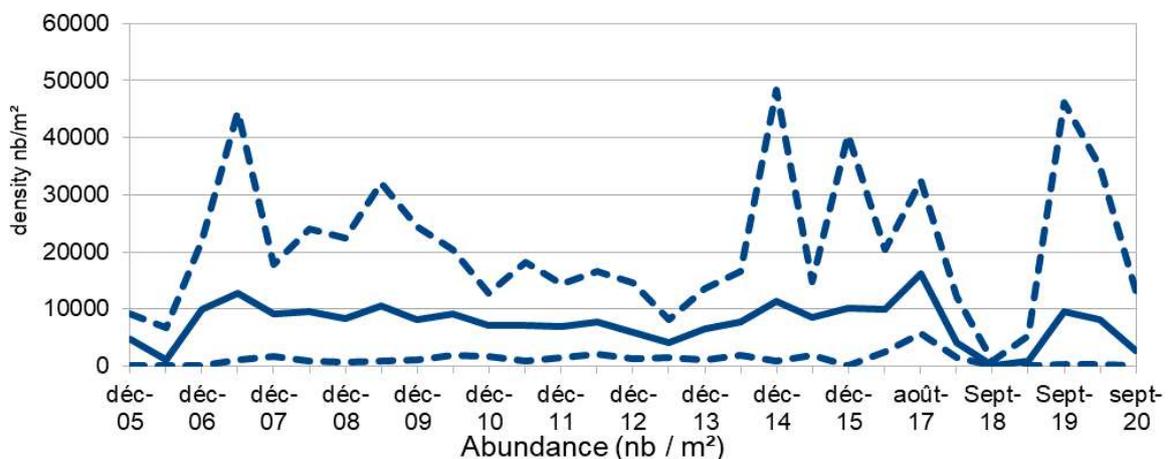


Figure 32 : Abondance moyenne (en trait plein) et minimale et maximale (en pointillés) des stations côtières du suivi de la macrofaune benthique de l'étang de Berre entre décembre 2005 et septembre 2020.

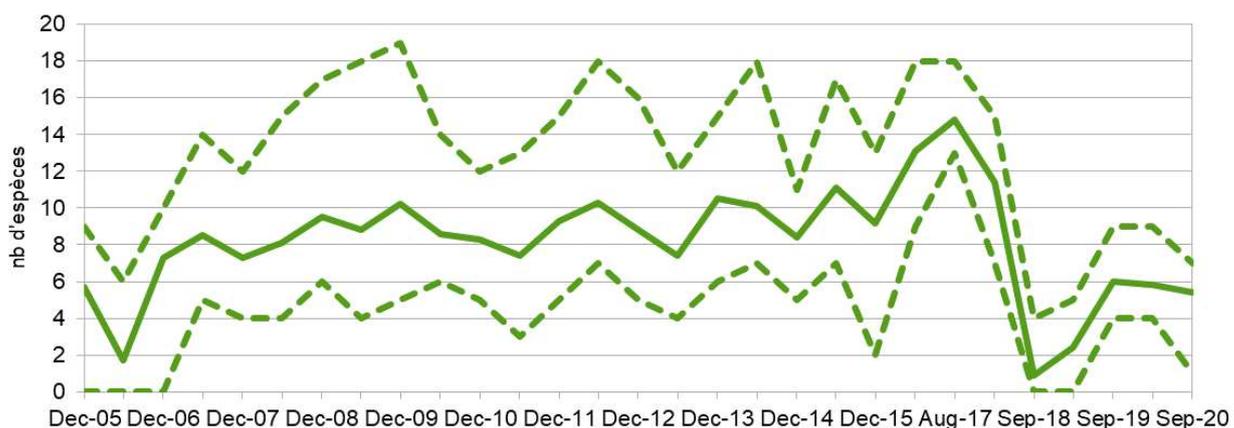


Figure 33 : Richesse spécifique moyenne (en trait plein) et minimale et maximale (en pointillés) des stations côtières du suivi de la macrofaune benthique de l'étang de Berre entre décembre 2005 et septembre 2020

Tableau 2 : Indicateurs M-AMBI pour les stations côtières de l'étang de Berre entre juillet 2008 et septembre 2020

Stations	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	fev19	sep-19	fev-20	sep-20
B1	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	0.27
B2	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	0.26
B5	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	0.23
B7	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	0.24
B8	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	0.02
B9	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	0.27
B10	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	0.28
B11	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	0.24
B12	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	0.22
B13	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	0.23

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 2013 et 2020

Année	2013			2014			2015			2016			2017			2018			2019			2020		
	B3	B4	B6																					
1	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	0,28	0	0,25
2	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	0,24	0,03	0,25
3	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				0,25	0	0,22
4	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	0,21	0	0,13
5	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	0,16	0	0,11
6	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	0,21	0	0,20
7	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	0,08	0	0
8	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	0,16	0	0,04
9	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	0,14	0	0
10	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	0,18	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	0,18	0,16	0,22
12	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 34 et Figure 35 décrivent les Indices d'Abondance Moyenne (IAM).

De manière générale, *Mytilus galloprovincialis* est dominante sur 26 des 31 transects avec un schéma de répartition des valeurs d'abondance autour de l'étang de Berre globalement identique depuis le suivi de 2006. Les populations les plus développées (IAM supérieur à 300) sont observées à proximité de Martigues. De fortes abondances ont également été observées dans l'anse de Saint-Chamas et dans l'étang de Vaine. Comparé à 2019 où le naissain de

moules avait largement recolonisé les espaces laissés vide par la crise de 2018, un assemblage de taille plus varié est recensé en 2020, les classes de tailles dominantes sont les juvéniles dans l'étang de Vaïne (stations 21 à 25). Les stations aux abords de Martigues sont toujours majoritairement composées de moules adultes alors que de nombreux naissains ont encore été observés sur la station 2.

Sur le plan interannuel, on observe en 2020 (Figure 36) une diminution des peuplements aussi bien de l'espèce introduite *Arcuatula senhousia* que de *Mytilus galloprovincialis*. En 2019, à la suite de la crise écologique, les peuplements étaient principalement composés de naissain. En 2020, les classes de tailles sont plus variés et la population s'est stabilisés. L'observation la plus fréquente de *Mytilus galloprovincialis* s'est faite sous forme de juvénile en 2020. Le cascaïl *Ficopomatus enigmaticus* a régulièrement été observé vivant lors du suivi. C'est également une espèce opportuniste indicatrice de milieux eutrophes. Son évolution sera à surveiller. Elle n'était pas observée depuis 2018.

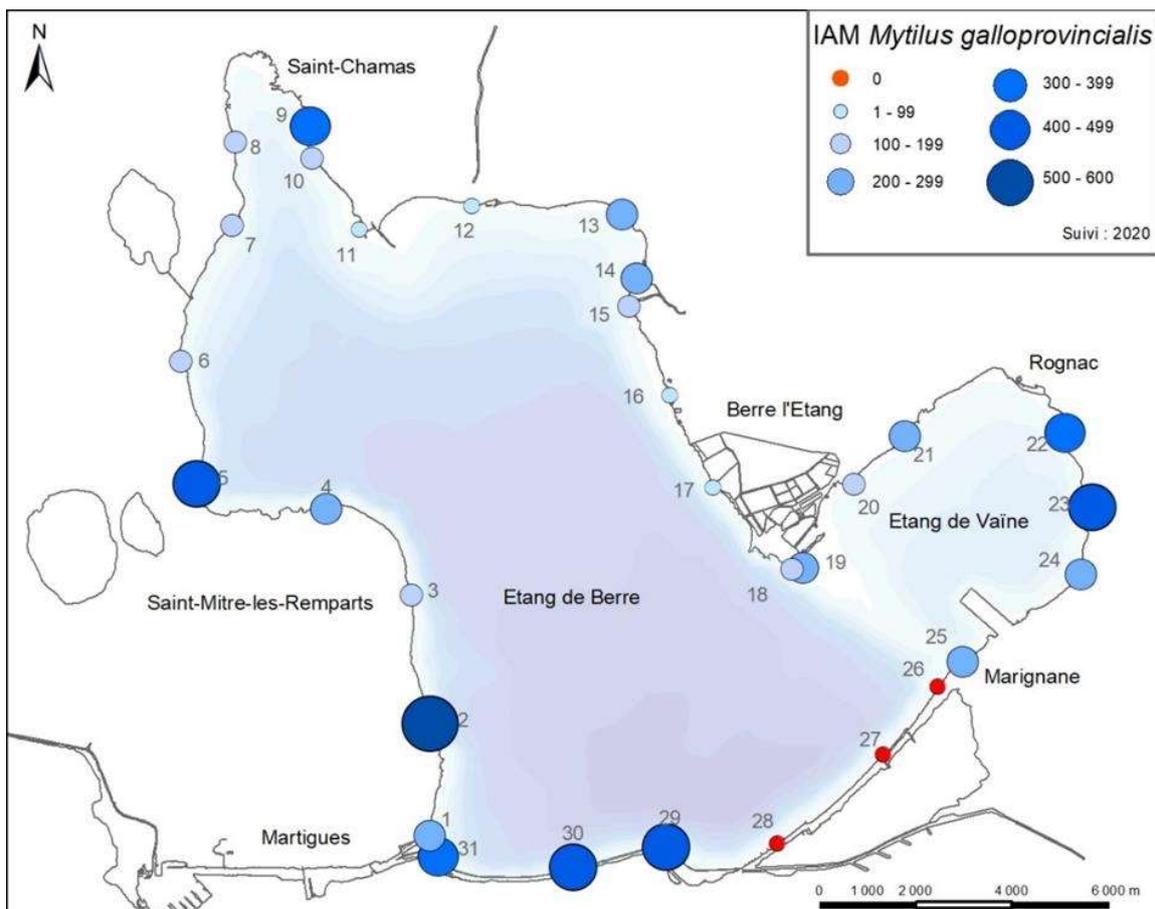


Figure 34 : Abondance (IAM) de *Mytilus galloprovincialis* en 2020 au niveau des 31 transects étudiés dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre (source : Gis Posidonie).

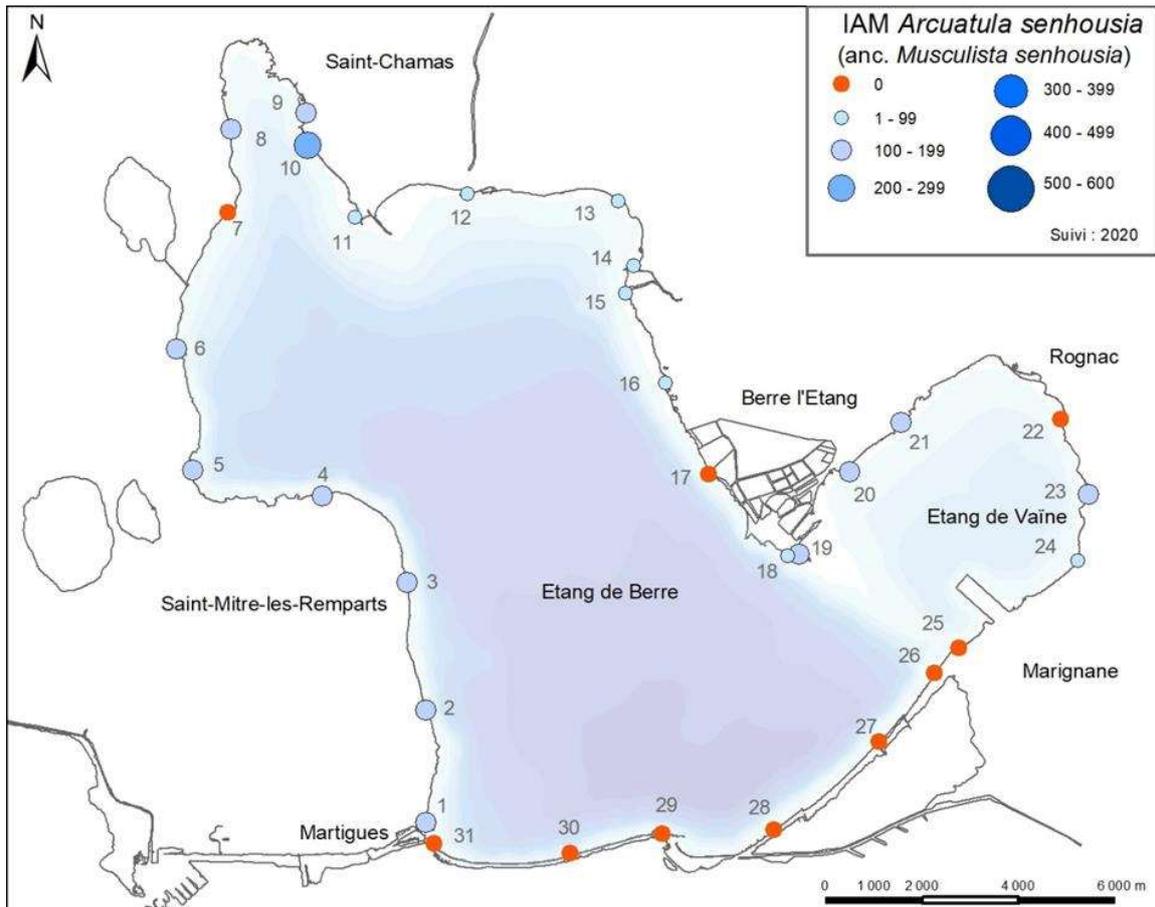


Figure 35 : Abondance (IAM) d'*Arcuatula senhousia* en 2020 au niveau des 31 transects étudiés dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre (source : Gis Posidonie).

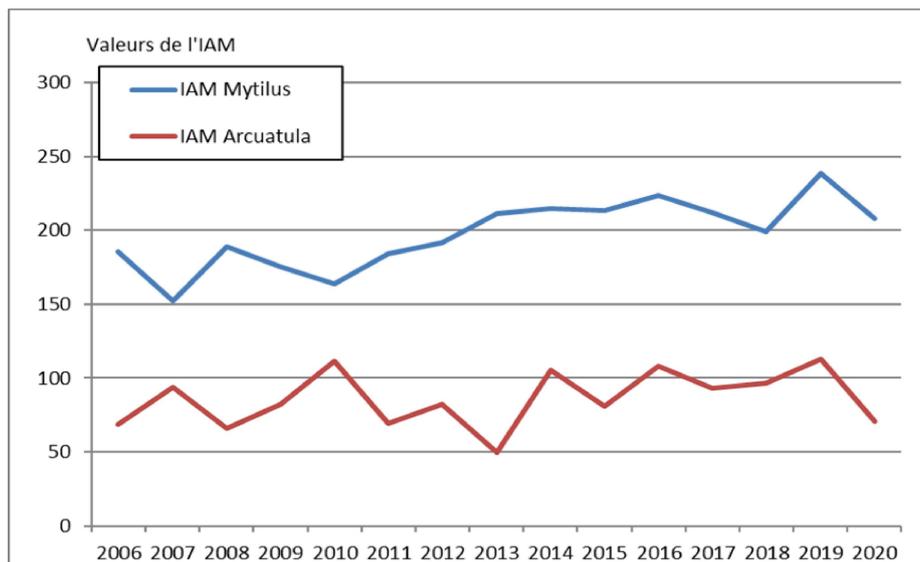


Figure 36 : Evolution des valeurs d'abondance (IAM) de *Mytilus galloprovincialis* et *Arcuatula senhousia* entre 2006 et 2020 au niveau des 31 stations étudiées, dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre (source : Gis Posidonie)

4.4 Zoom sur les peuplements de palourdes

Au printemps 2019, le GIPREB a mené la première campagne d'évaluation de l'état du peuplement de palourdes dans l'étang de Berre. Cette campagne était de grande envergure : 238 stations ont été suivies entre 0 et 5 m de profondeur correspondant à 38,78 km² ([Mahé et al. 2020a](#)). Au-delà de 5 m de profondeur, le peuplement de palourdes japonaises était considéré comme décimé, à la suite de la crise écologique de 2018 (GIPREB 2018). Le but était de faire un inventaire de l'état des populations sur la bordure côtière après la crise, et également d'avoir un état zéro permettant de suivre la recolonisation.

L'observation de la longueur des palourdes a montré clairement la présence de deux cohortes : une d'individus entre 28 et 34 mm et l'autre entre 6 et 12 mm. Cette deuxième cohorte laisse supposer un événement de reproduction efficace lors de l'année précédente (2018). 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. L'abondance totale était de 552 millions d'individus \pm 75 représentant une biomasse de 2 904 tonnes \pm 433 sur la bordure côtière entre 0 et 5 m de profondeur.

Cette campagne au printemps 2019 est une observation ponctuelle de l'état du peuplement de palourdes. Afin de suivre régulièrement la population de palourdes japonaises dans l'étang de Berre, quelques zones d'intérêt ont été sélectionnées : ces zones représentaient 69 % de l'abondance totale et 80 % de la biomasse. Elles permettent donc d'avoir une assez bonne estimation de l'état du peuplement à l'échelle de l'étang.

Le premier échantillonnage est celui de la campagne du printemps 2019 ([Mahé et al. 2020a](#)), il date de mai 2019. Le deuxième échantillonnage a été fait en décembre 2019, 6 mois après le premier prélèvement. Les pêcheurs professionnels ont souhaité, à la vue de l'augmentation de l'abondance entre mai 2019 et décembre 2019, la réouverture de la pêche à pied. Les nouvelles modalités de pêche stipulent une réouverture entre le 15 mars et le 31 mai, ainsi qu'entre le 15 octobre et le 31 décembre (Arrêté n° R93-2020-04-06-001 du 6 avril 2020). Ainsi, un échantillonnage début mars était prévu pour avoir une idée du peuplement de palourdes avant la réouverture de la pêche ; mais le contexte (épidémie de covid-19 et confinement) n'a pas permis de le réaliser. Un troisième échantillonnage a été réalisé après la première période de pêche, en juin 2020. Début septembre 2020, un quatrième échantillonnage a été effectué pour estimer l'évolution du peuplement après la période estivale, où la pêche professionnelle et de loisir étaient interdites, et avant la deuxième période de pêche, qui a débuté le 15 octobre 2020.

Les résultats sont présentés dans le rapport de Mahé *et al.*, 2020b (Figure 37). Globalement, ils mettent en évidence une reproduction efficace entre mai 2019 et décembre 2019 (447 tonnes de juvéniles en décembre). Entre décembre 2019 et septembre 2020, une forte diminution de la fraction exploitable est observée : elle peut être due à l'effet de la pêche (réouverte en 2020) mais également, probablement, à du braconnage – notamment sur une zone de « hotspots » qui a perdu 91 % de la biomasse en palourde entre mai 2019 et septembre 2020.

Les évolutions en biomasse des palourdes sont présentées régulièrement en comité de pilotage de la pêche des palourdes de l'étang de Berre dont le GIPREB est membre. En effet, depuis la première ouverture de la pêche, le 1er février 2018 (Arrêté n°R93-2018-01-30-001 du 30 janvier 2018), un comité de pilotage a été créé pour suivre l'évolution des palourdes japonaises dans l'étang de Berre et permettre d'ajuster les réglementations en vigueur. Ce comité est composé du Comité Régional des pêches maritimes et des élevages marins de Provence-Alpes-Côte d'Azur (CRPMEM-PACA), la Prud'homie des patrons pêcheurs de Martigues, la Direction Interrégionale de la mer Méditerranée (DIRM-Med), la Direction Départementale des territoires et de la mer des Bouches-du-Rhône (DDTM 13) et du GIPREB Syndicat Mixte.

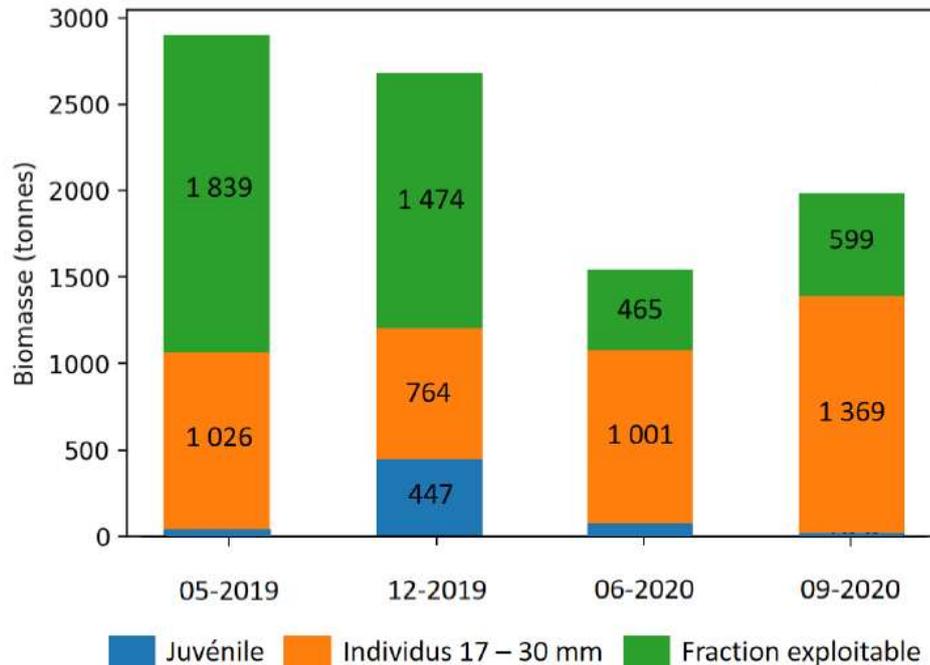


Figure 37. Estimation de la biomasse à l'échelle de l'étang de Berre (entre 0 et 5 m) en fonction des périodes de prélèvements et des différentes classes de taille : les juvéniles sont les individus mesurant moins de 17 mm et la fraction exploitable représente les palourdes de taille supérieures à 30 mm.

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 2020 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 médiocre en 2020** (Tableau 3).

Après la crise de 2018, la recolonisation se poursuit mais est toujours lente avec la présence majoritaire 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 des peuplements de palourdes s'opère progressivement. Le retour de peuplements benthiques d'avant la crise semble prendre du temps, d'autant qu'il est toujours limité par la récurrence d'épisode d'hypoxie voire d'anoxie notamment pendant la période estivale.

5 - COMPARTIMENTS « MACROPHYTES »

5.1 Suivi des macrophytes

Le suivi des macrophytes s'appuie sur 31 transects littoraux de 100 m de long (Figure 38). 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.*, 2020).

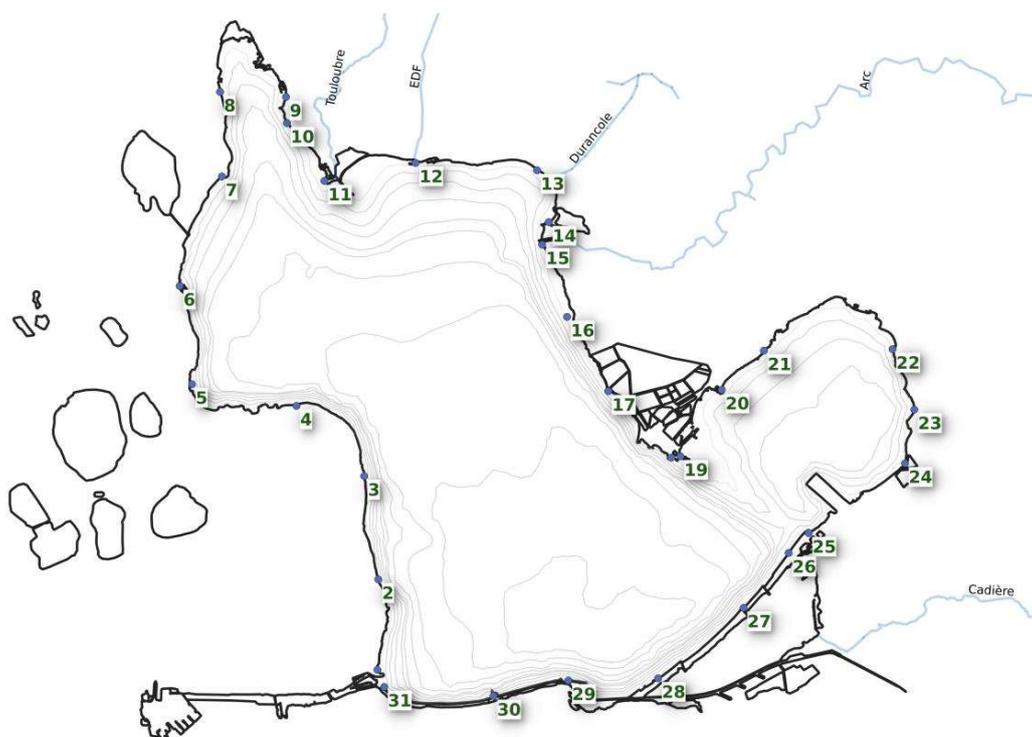


Figure 38 : Carte des 31 transects littoraux du suivi macrophytes.

Après la forte régression des herbiers de zostères (*Zostera noltei*) observée en 2019 et faisant suite à la crise écologique de 2018, les herbiers sont en légère progression en 2020. Cette progression se traduit par l'observation de rhizomes traçants qui colonisent les zones perdues par l'herbier lors de la crise. On retrouve des niveaux d'abondances et de signalisation proche de ceux de 2014 - 2016. Alors que la zostère atteignait par endroit jusqu'à 3,3 m de

profondeur avant la crise anoxique de 2018, elle ne dépasse que rarement 1 mètre de profondeur en 2020.

L'abondance des chlorobiontes (algues vertes) est en forte diminution en 2020. Leur abondance cumulée est divisée par 3 par rapport à 2019. Même si le nombre de signalisations d'*Ulva spp.* est stable, son abondance est plus faible et pour la première fois les ulves ne constitue pas l'espèce majoritaire cette année. Les entéromorphes sont aussi observées sur moins de stations et en plus faible quantité que les années précédentes. Seules les cladophores sont en légère progression. Cette baisse peut être liée à la salinité plus faible observée au mois de juin, période où est réalisée le suivi. Cette salinité plus faible aurait défavorisée le développement de ces macrophytes.

Les rhodobiontes (algues rouges) est le groupe majoritaire de macrophytes en 2020. Pourtant on observe une baisse significative des gracilaires avec une abondance divisée par deux. On les retrouve principalement la partie nord de l'étang de Berre et dans l'étang de Vaïne. L'espèce invasive *Gracilariopsis vermiculophylla* fait l'objet d'un suivi particulier. En 2020, la baisse observée depuis 2018 se continue, avec des observations sur seulement 10 transects (contre 18 en 2018). On la retrouve principalement vers Saint-Chamas et dans Vaïne. Les callithamniae ont été observés sur l'ensemble des stations en 2020 (31 stations) mais leur abondance reste relativement similaire aux années précédentes.



Figure 39 : Gracilaires avec probablement l'espèce invasive *Gracilariopsis vermiculophylla* (source : Gis Posidonie)

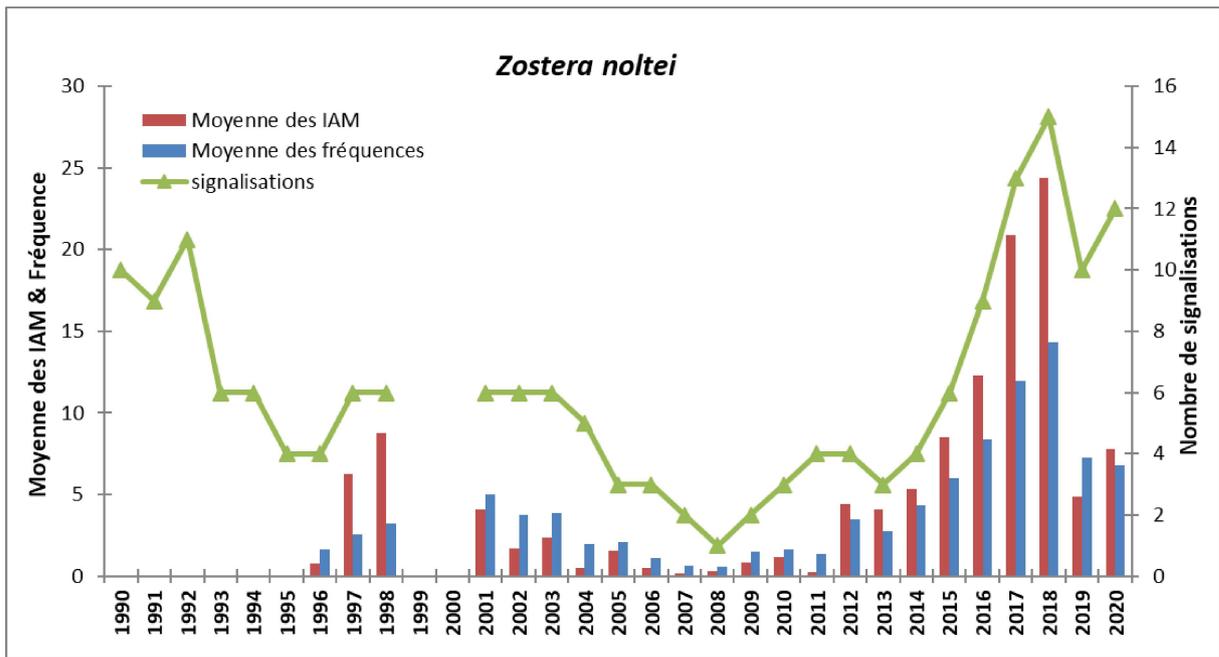


Figure 40 : Evolution de 1990 à 2020 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2020 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Zostera noltei*. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (source : Gis Posidonie)

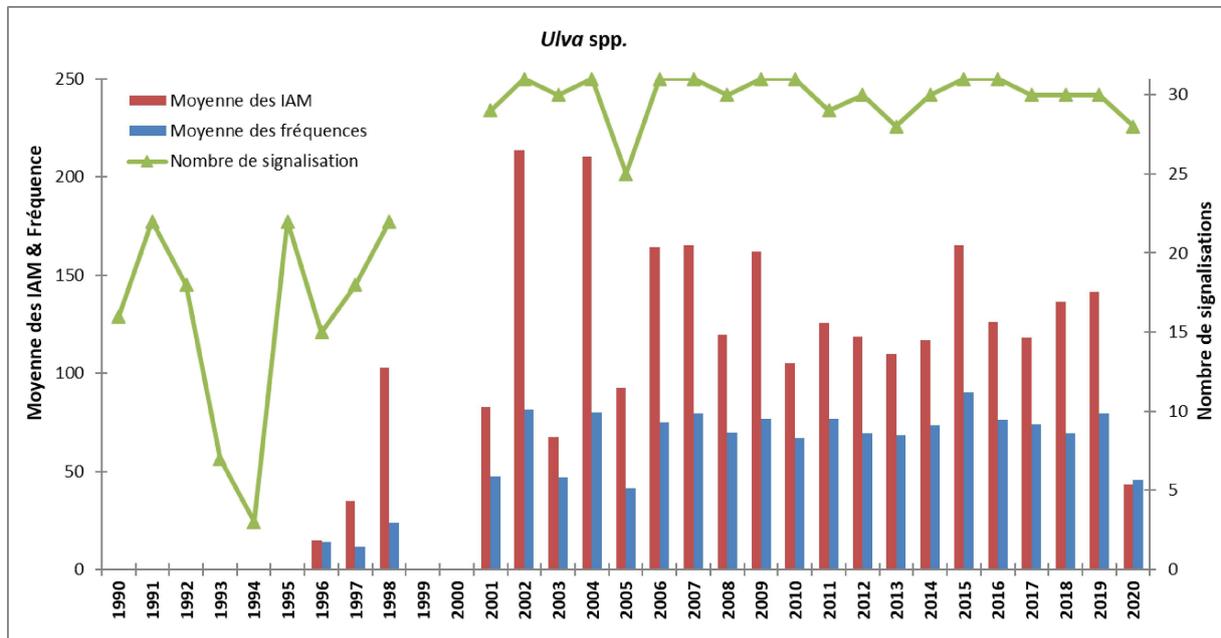


Figure 41 : Evolution de 1990 à 2020 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2020 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Ulva spp.* NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (source : Gis Posidonie)

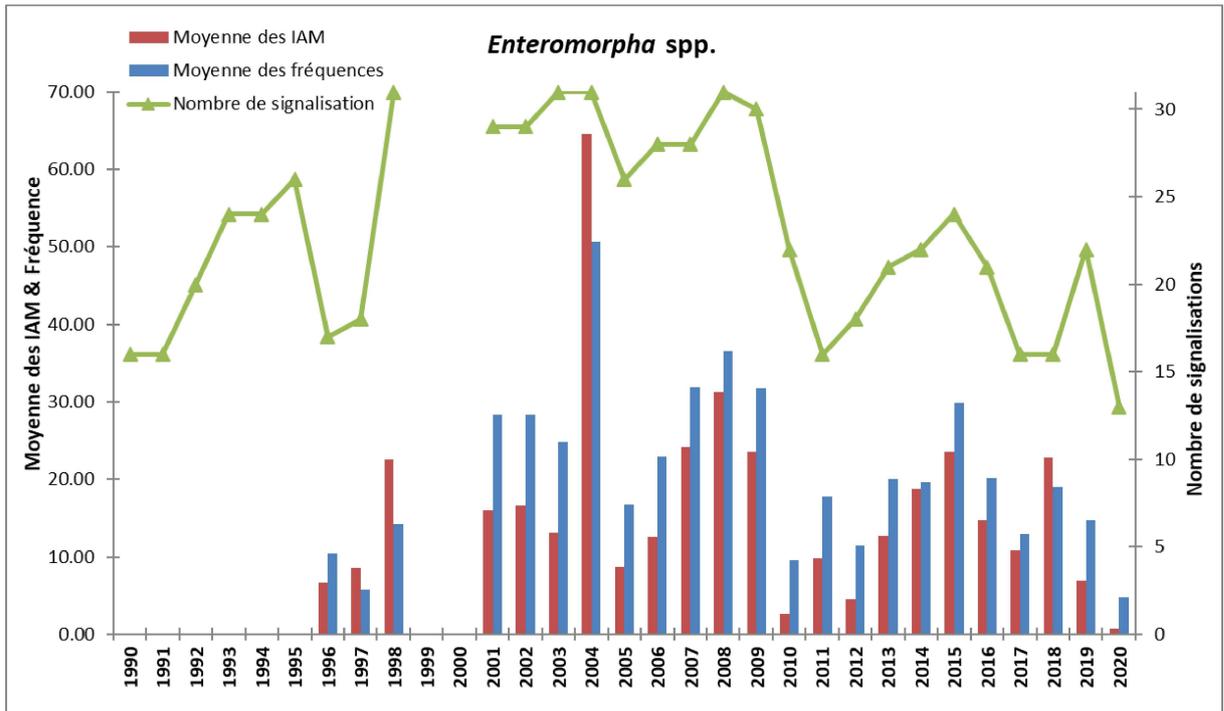


Figure 42 : Evolution de 1990 à 2020 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et, de 1996 à 2020, de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Enteromorpha* spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (source : Gis Posidonie)

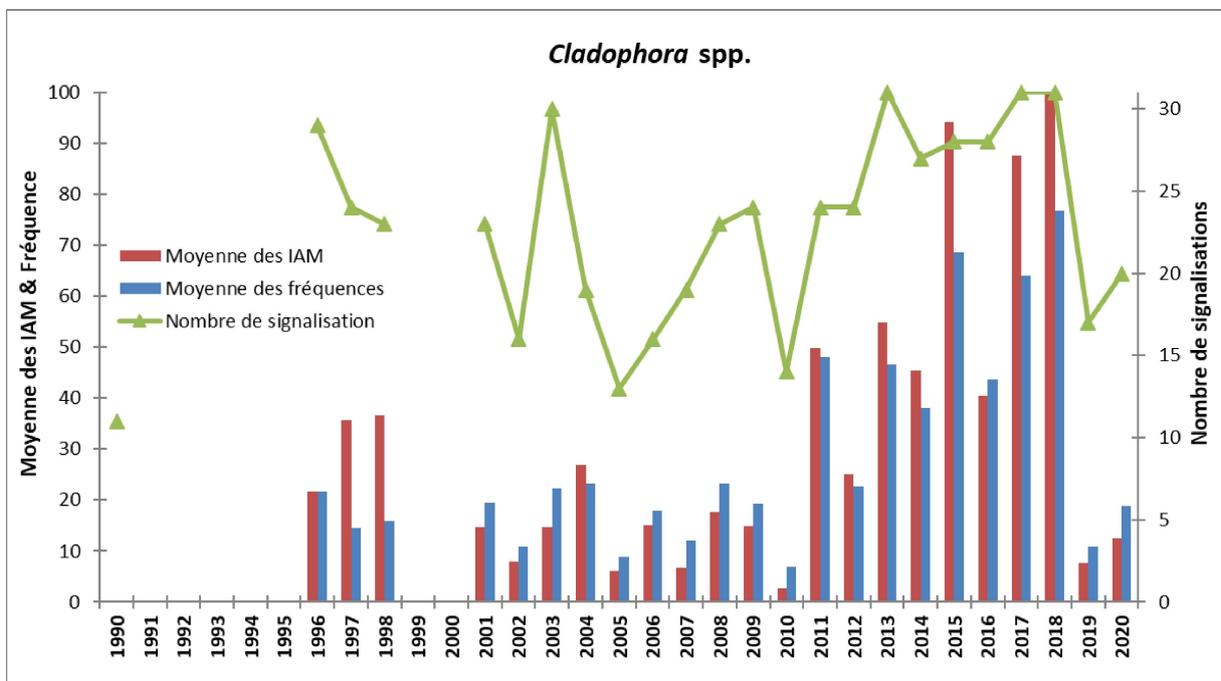


Figure 43 : Evolution de 1990 à 2020 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et, de 1996 à 2020, de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Cladophora* spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (source : Gis Posidonie)

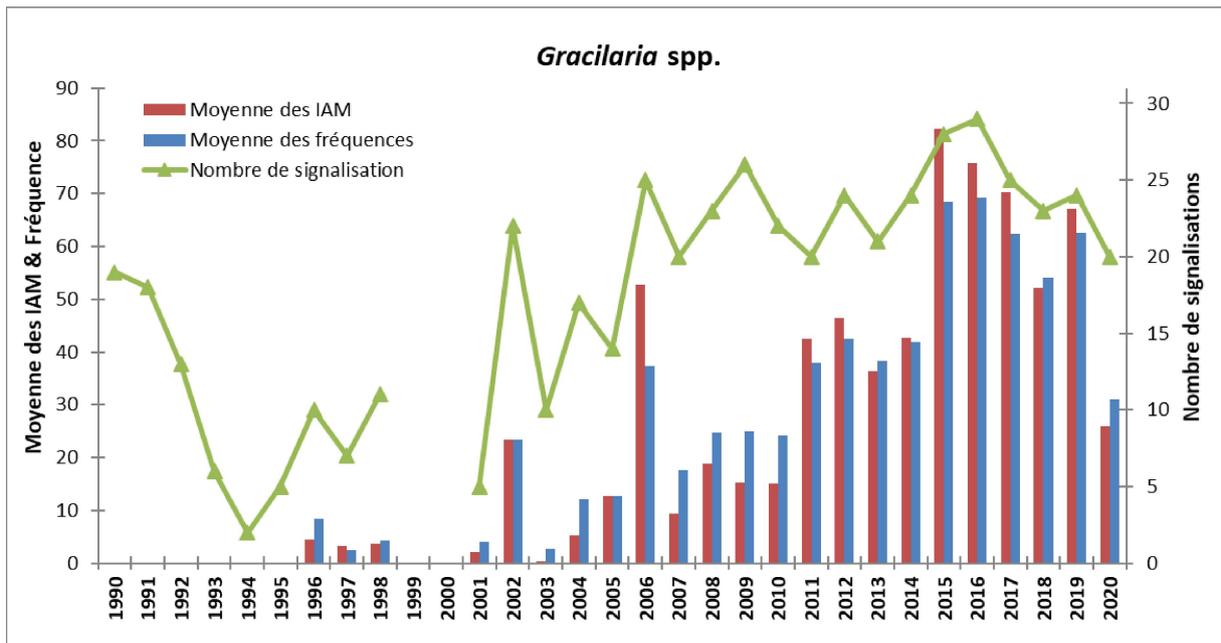


Figure 44 : Evolution de 1990 à 2020 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2020 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Gracilaria* spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (source : Gis Posidonie)

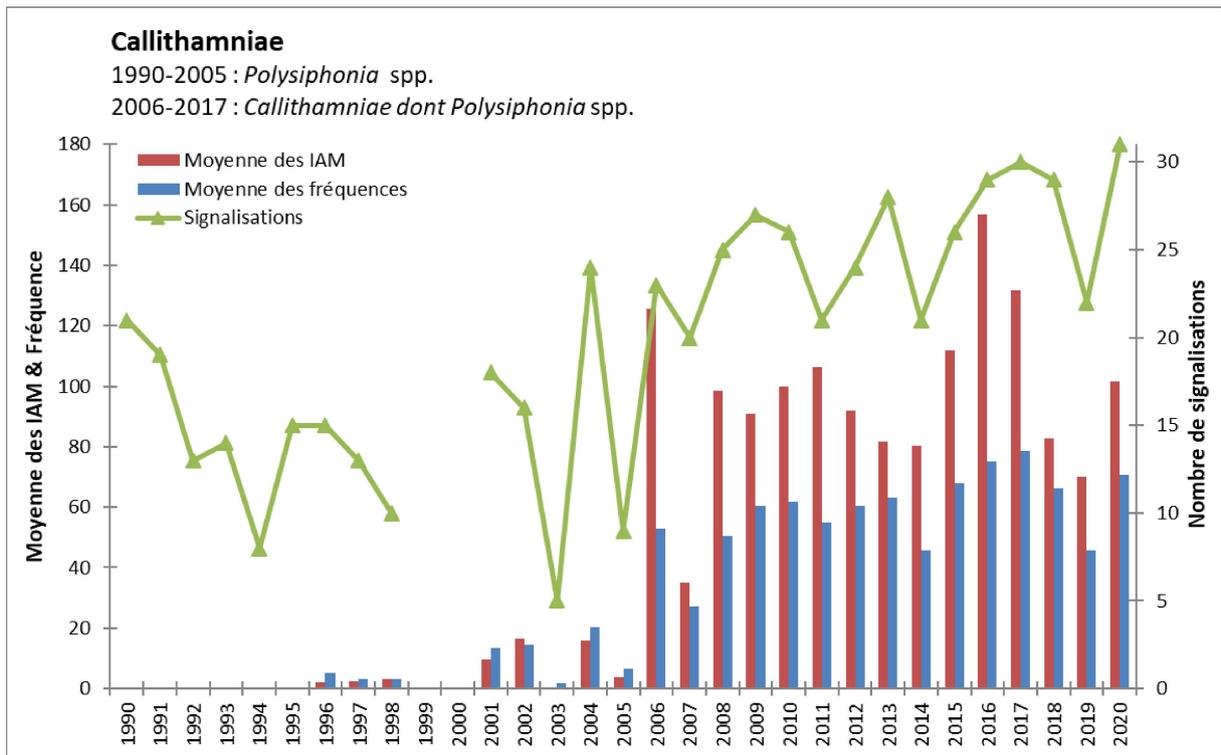


Figure 45 : Evolution de 1990 à 2020 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2020 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM des *Callithamniae*. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (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 46) 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 46 : 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](#).

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 tâches 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.

Avant la crise de 2018, les herbiers atteignaient 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 2020, 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 4. Cependant, il est important de rappeler que les valeurs estimées depuis 2018 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.

En 2020, la surface des herbiers de zostères est de 8,2 ha. Les zostères progressent sur tous les secteurs. La dynamique de progression est particulièrement marquée à la Pointe de Berre ou dans l'étang de Vaïne. La progression en surface se fait à partir des taches présentes qui vont s'accroître en surface grâce à des rhizomes à croissance horizontale. De nouvelles petites taches font aussi leur apparition sur ces secteurs. De proche en proche ses taches peuvent se rejoindre (coalescence) pour former des taches plus grandes. Cependant, à ce stade sur ces secteurs il est encore difficile de parler d'herbiers au sens écologique du terme. En effet, ces taches disjointes, éparpillées, ne peuvent assurer le rôle écologique d'un véritable herbier. Un herbier, du fait de sa surface continue, produit de l'oxygène en quantité, limite l'érosion du sédiment, constitue un abri pour les juvéniles de poissons (rôle de nurserie) et est un pôle de biodiversité. Dans l'étang de Berre, il n'y a plus d'herbiers assurant un tel rôle à l'heure actuelle. La plus grande surface se trouve au niveau du bassin de délimonage mais, son état dégradé (feuilles petites, recouvertes de limons,) est peu propice à ce rôle. Si la progression continue, on pourra espérer que des herbiers avec une bonne vitalité se reconstituent.

Tableau 4 : Comparaison des surfaces d'herbiers de zostères entre 2017 et 2020, sur différents secteurs de l'étang de Berre.

Secteur	Surface 2017	Surface 2018	Surface 2019	Surface 2020
Pointe de Berre	27 299 m ²	25 590 m ²	1 898 m ²	4 729 m ²
Figuerolles (côte ouest)	1 146 m ²	2 407 m ²	2 597 m ²	2 058 m ²
Côte est (Bouquet, sud de l'Arc)	25 196 m ²	34 893 m ²	7 632 m ²	11 072 m ²
Marettes (étang de Vaine, à l'est)	19 849 m ²	20 976 m ²	294 m ²	9 036 m ²
Bassin de délimonage	66 558 m ²	Non disponible	55 891 m ²	49 555 m ²
Surface totale	17,93 ha	Non disponible	7,2 ha	8,2 ha



Figure 47 : Cartographie des herbiers de zostères à la Pointe de Berre en 2020 (source photo : image Pleiades 2020, CNES)

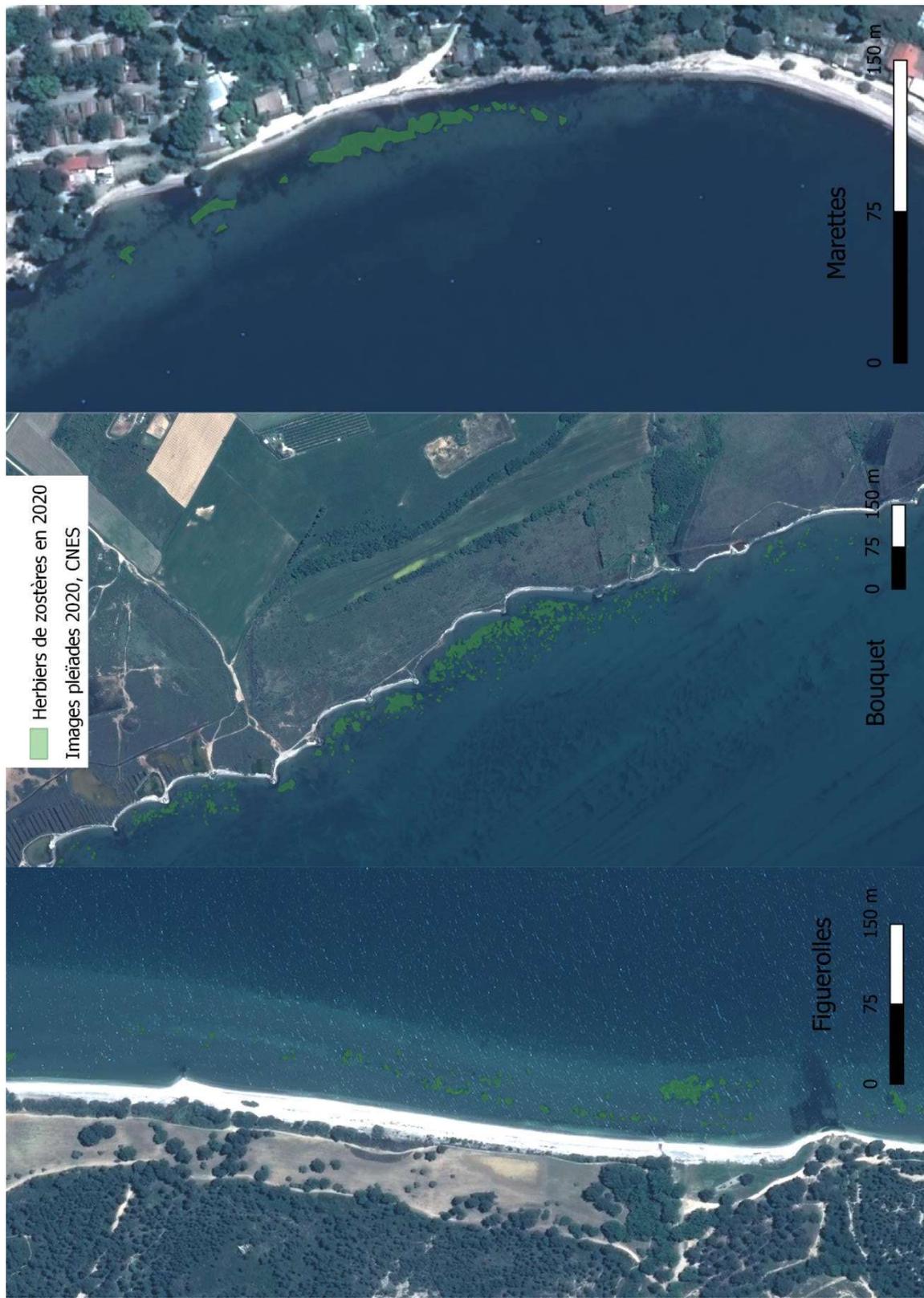


Figure 48 : Cartographie des herbiers de zostères en 2020 (source photo : image Pleiades 2020, CNES).
De gauche à droite : Figuerolles (côte ouest), Bouquet (côte est), Marettes (étang de Vaïne).

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. Cependant, en 2020, on observe une diminution de l'abondance de ces espèces probablement en lien avec la faible salinité observée au printemps.** De manière générale les abondances d'algues sont en baisse en 2020.

Les zostères qui avaient montré une forte régression à la suite de la crise écologique de 2018 avec plus de 60 % de perte, sont en progression et passe de 7,2 ha en 2019 à 8,2 ha en 2020.

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. L'atteinte du bon état au titre de la DCE est fixé à 2027, mais une procédure d'objectif moins strict est actuellement portée par l'Etat.

La reprise observée en 2020 se fait à partir de jeune pousse de zostères autour de taches persistantes. Cette dynamique est notamment observée sur les herbiers de l'étang de Vaïne ou de la pointe de Berre qui avaient été particulièrement impactés par la crise de 2018. Mais à ce stade, ces taches ne constituent pas encore des herbiers et n'assurent ainsi pas complètement leur rôle écologique. Néanmoins cette dynamique de recolonisation est encourageante.



© Steven Weinberg

6 - INFORMATIONS COMPLÉMENTAIRES

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 l'étang 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. Ces travaux vont se poursuivre avec l'installation d'un robot pour réaliser des mesures en continues sur l'étang.

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 Balise de mesures autonomes

Une nouvelle balise (Figure 49) a été installée au niveau du point H12 (Figure 10). Cette balise, propriété du Gipreb, a été installée par le service des phares et Balises en décembre 2020. Cette balise servira de support à différentes expériences ou aux positionnements d'outils



Figure 49 : Balise du Gipreb

de mesure scientifiques. Début janvier 2021, elle a ainsi été équipée de sondes autonomes. Ces sondes situées à trois profondeurs (surface (50 cm sous la surface, 6 m et fond (9m) mesurent en continu la salinité, la température et l'oxygène dissous. En outre, une station météo située en surface relève, la température de l'air, la force et la direction du vent, la pluviométrie. L'ensemble des données sont télétransmises en direct au Gipreb. Un travail est en cours pour mettre ses données en direct sur le site internet du Gipreb.

6.2 Projets de recherche et thèses en cours

6.2.1 Thèse 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 Jean-Christophe 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 premier était d'améliorer les connaissances sur le cycle de vie de la palourde japonaise. Ce cycle était variable géographiquement et inter-annuellement, il était important d'avoir les informations in situ dans l'étang de Berre : période de reproduction, taille à la maturité sexuelle, vitesse de croissance, etc.

Les premiers résultats de la thèse portent sur les trois maladies principales retrouvées chez les palourdes japonaises ([Mirleau et al., 2020](#)). La première est la Maladie de l'Anneau Brun (en anglais BRD : "Brown Ring Disease") provoquée par les bactéries *Vibrio tapetis* identifiées par (Paillard & Maes, 1990 in [Laruelle, 1999](#)). Dans l'étang de Berre, aucun signe de cette

maladie n'a pu être noté. Une autre maladie a été identifiée pour la première fois dans le bassin d'Arcachon, en 2005, c'est la maladie du Muscle Marron (en anglais BMD "Brown Muscle Disease") dont l'origine est encore inconnue. Dans les palourdes de l'étang de Berre, la prévalence de cette maladie est de l'ordre de 2 %. La troisième maladie est la perkinsose, induite par le parasite protozoaire du genre *Perkinsus*, qui a été observé avec une prévalence de 5 %. Ces maladies ne semblent pas avoir d'impact sur la santé humaine. Cependant, si leur prévalence augmentait drastiquement, elle pourrait provoquer des dégâts sur les populations de palourdes, comme ce fut le cas en Bretagne à la fin du 20ème siècle où le pathogène *Vibrio* a entraîné le collapse de *R. philippinarum* (de Montaudouin, Arzul *et al.*, 2016). Même si actuellement, la prévalence de ces maladies est faible dans l'étang de Berre, elles sont à surveiller attentivement. Au printemps 2019, une étude sur l'état du peuplement des palourdes a été menée sur l'ensemble de la bordure. Ces observations ont conduit les représentants des pêcheurs et les services de l'Etat à réouvrir la pêche en 2020 selon des modalités plus contraignantes qu'en 2018⁵ (Arrêté n° R93-2020-04-06-001 du 6 avril 2020)

Le deuxième objectif de cette thèse est de créer un modèle de gestion de la pêche. Il s'agit 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 prend 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'appuie 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. Le modèle est en cours de développement.

Cette thèse fait partie du projet GEstion du PEuplement des PALourdes de l'étang de Berre (GEPEPA). Ce projet est financé par le Fond Européen pour les Affaires Maritimes et la Pêche (FEAMP). N° de dossier OSIRIS : PFEA400018DM0930002.



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 autres 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. 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 sont également en cours en 2020 :

- 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 et le Gipreb a réalisé en 2020 la relève des données des capteurs acoustiques positionnés dans l'étang et dans le chenal de Caronte.
- Projet INPOLAG (IFREMER, Tour du Valat) : étude financée par l'AFB pour définir un indicateur DCE « poissons » en lagune. Des campagnes de pêches expérimentales ont eu lieu, avec l'appui du Gipreb, en 2020 et se poursuivent en 2021.

Enfin, à la suite de 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.

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 (DCE), 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 en 2018 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 2020

2019 était une année avec très peu d'apport en eau. Au contraire, en 2020, les apports en eau par la centrale hydroélectrique sont les plus importants (**1 493,50 m³**) depuis la mise en place des nouvelles modalités de rejets. Particulièrement, le début de l'année de 2020 est marqué par ces apports importants. Sur les six premiers mois de l'année, 920 millions de m³ d'eau sont ainsi apportés par EDF contre seulement 574 millions sur toute l'année 2019. Cet apport d'eau douce a engendré une diminution de la salinité de la couche de surface dès la reprise des turbinages fin décembre 2019 et sur tout le printemps 2020. Les années précédentes, exception faite de 2018, il était courant d'avoir des salinités de l'ordre de 29-30 en surface, en fin d'été, avant la reprise des turbinages. En 2020, la salinité n'a pas dépassé les 25. Cela a eu pour conséquence une stratification marquée de la colonne d'eau. Cette importante différence de salinité entre la surface (25) et le fond (34) a conduit à une réinstallation rapide de la stratification après les épisodes de vent. Des pics de concentrations en nutriments et notamment en azote inorganique ont été observés au début de l'année. Ces concentrations de nutriments dans la colonne d'eau sont la résultante des apports importants par le bassin versant mais aussi du fonctionnement de l'étang par la reminéralisation de la matière organique. Ainsi, sont apparus des blooms phytoplanctoniques en fin d'été. Ces deux phénomènes (stratification et eutrophisation) ont provoqué des anoxies dans les zones profondes et pouvant même remonter jusqu'à 4 m de profondeur. En fin d'été la baisse des températures et le retour des épisodes venteux ont permis de limiter le phénomène et, peut-être, d'éviter la survenue d'une nouvelle crise écologique.

Ces anoxies estivales ont cependant eu des conséquences sur le compartiment de la macrofaune benthique. Ce compartiment est toujours très dégradé depuis la crise de 2018 et il n'y a pas de signe de recolonisation franc en profondeur. En profondeur, à la fin de l'été, il y a une absence de vie témoignant de mortalités liées aux conditions anoxiques. Sur la bordure côtière, on observe une réapparition des coques et des juvéniles de palourdes au début de l'année 2020 mais la pêche, notamment illégale, a fait diminuer le stock de manière importante. En ce qui concerne les moules, alors qu'en 2019 la majorité du peuplement était constitué de

naissain, en 2020, on observe une plus grande diversité de taille mais des abondances globalement plus faibles.

Les valeurs de salinité plutôt faibles au printemps, sous l'effet des turbinages importants, ont aussi eu des conséquences sur les peuplements de macrophytes. Ainsi, les chlorobiontes (algues vertes) notamment les ulves, sont en baisse, remplacé par les calithamniae (algues rouges). Les zostères montrent des signes de reprise avec une surface estimée à 8,2 ha en 2020 contre 7,2 ha en 2019. Pour rappel, les herbiers de zostères couvraient près de 18 ha en 2018 avant la crise. Cette aire de répartition des herbiers de zostères est encore très loin des objectifs du Gipreb (1 500 ha). Cette reprise se fait à partir de jeunes pousses de zostères autour des taches persistantes de 2019. On observe notamment cette dynamique sur les zostères de l'étang de Vaine ou de la pointe de Berre qui avait été particulièrement impactés par la crise de 2018. Mais à ce stade, ces ensembles de taches ne constituent pas encore des herbiers, et n'assurent ainsi pas complètement leur rôle écologique. Néanmoins, cela montre une dynamique de progression.

En conclusion, les apports importants de la première partie de l'année 2020, ont durablement stratifiés la colonne d'eau et influencés les peuplements de macrophytes et favorisés l'apparition d'anoxies en profondeur en fin d'été. Les épisodes réguliers de vent pendant l'été, ont permis des brassages de la colonne d'eau évitant que ces anoxies ne se propagent vers la surface. Si des signes évidents de reprise sont visibles, l'écosystème n'est pas encore revenu à son état d'avant crise. L'année 2019 avait montré le faible impact sur l'étang, notamment sur la salinité et la stratification des crues décennales des fleuves côtiers en l'absence de rejet EDF. L'année 2020 confirme la dépendance de l'étang aux régimes de turbinages EDF dans les volumes actuels. Ce qui se comprend aisément quand l'équivalent du volume de l'étang est déversé au cours de six premiers mois de l'année.

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 50 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 2020. Dans cette trajectoire écologique, la situation en 2020 est caractérisée par :

- des niveaux de nutriment relativement faibles et une bonne transparence des eaux ;
- 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.

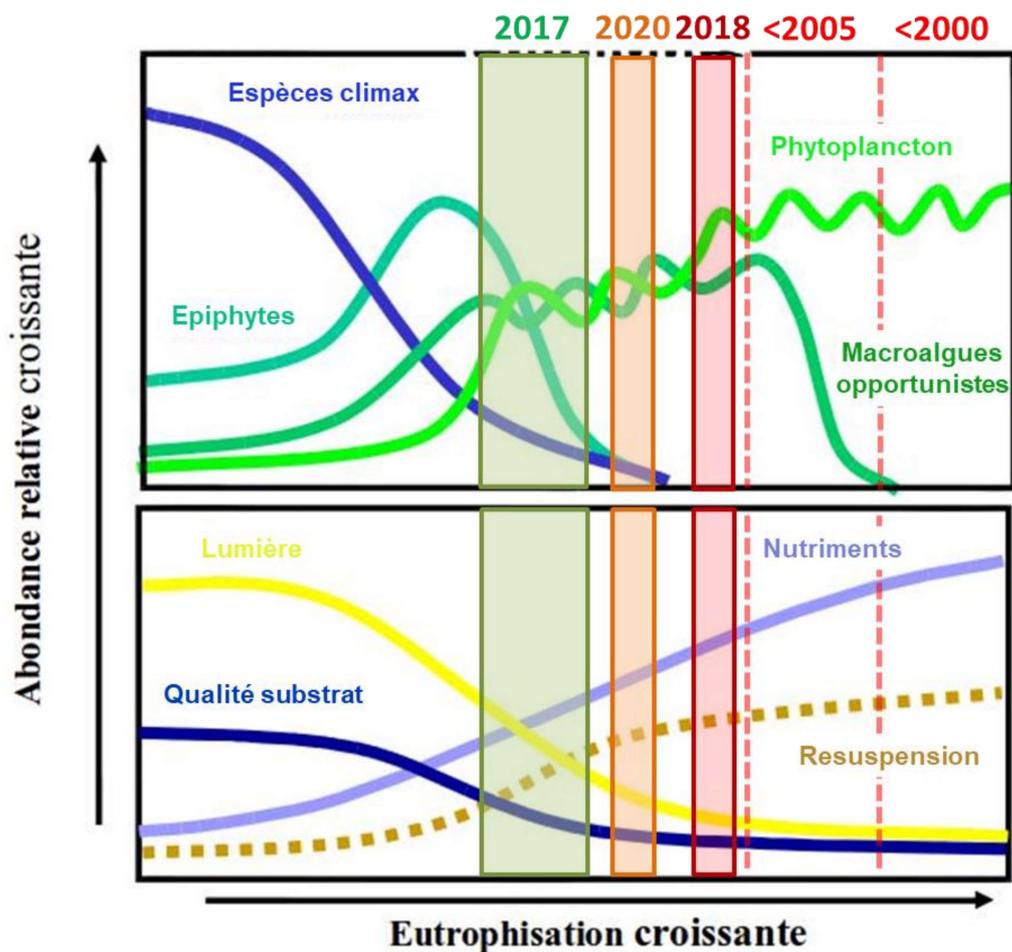


Figure 50 : Diagramme de Schramm (1999), modifié par T. Laugier : état de l'étang de Berre avant 2000, avant 2005, en 2017, en 2018 et 2020. « Espèces climax » correspondent à des espèces de référence comme les zostères, et « macroalgues opportunistes » correspondent à des algues du type ulves.

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 ; c'est-à-dire que le seuil de restauration est inférieur au seuil de dégradation.

Dans cette trajectoire écologique, l'année 2018 montrait un net recul vers un état plus eutrophe après des années d'amélioration. **En 2020, 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 avant crise.** Les conséquences de la crise de 2018 sont donc plus durables pour ces compartiments.

Ainsi, 2020 est comparable à 2019 et se situe dans cette trajectoire historique entre 2017 et 2018. La recolonisation très lente des zostères et les contraintes toujours très fortes sur le compartiment benthique constituent un état plus dégradé que la situation de 2017.

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 alors 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).

BIBLIOGRAPHIE

- Astruch P., Lyonnet A., Luchini N., 2020. 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 2020. Contrat GIS Posidonie/GIPREB. GIS Posidonie publ., Marseille, Fr., 48 pp
- de Montaudouin, X., Arzul, I., Caill-Milly, N., Khayati, A., Labrousse, J.-M., Lafitte, C., Paillard, C., Soudant, P., and Gouletquer, P. (2016). Asari clam (*Ruditapes philippinarum*) in France: history of an exotic species 1972 – 2015 35–42.
- 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.
- Ifremer (2018). Contamination chimique des sédiments des lagunes méditerranéennes françaises. Bilan de la campagne ROCCHSED 2017. RST-RBE-BE-2018-01. 56p.
- Laruelle, F. (1999). Phénologie et déterminisme de la reproduction chez *Ruditapes decussatus* (L.) et *Ruditapes philippinarum* (Adams et Reeve) en Bretagne. Université de Bretagne Occidentale.
- 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.
- Mahé, M., Mayot, N. and Grisel, R. 2020a. Evaluation de l'état du peuplement de palourdes dans l'étang de Berre. Campagne 2019 – avec l'environnement. Version 2.0 (novembre 2020) - GIPREB.
- Mahé, M., Mayot, N. and Grisel, R. 2020b. Evaluation de l'état du peuplement de palourdes dans l'étang de Berre. Campagne intermédiaire 2019 – 2020. Version 1.0 (décembre 2020) - GIPREB.
- 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.
- Schramm, W., 1999. Factors influencing seaweed responses to eutrophication: some results from EU-project EUMAC. Journal of applied Phycology 11: 69–78
-



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



DÉPARTEMENT
**BOUCHES
DU-RHÔNE**



établissement public du ministère
chargé du développement durable



PROVENCE
ALPES
CÔTE D'AZUR

