

2021

RAPPORT ANNUEL

OBSERVATOIRE
DU MILIEU



ETANG DE BERRE

UNEXPECTED
| COASTAL
LAGOON |
L'INATTENDU

SOMMAIRE

RETOUR SUR LA SITUATION DE LA FIN DE L'ANNEE 2020	7
RESUME DE L'ANNEE 2021	9
CONTEXTE	11
1 - METEOROLOGIE ET APPORTS	15
1.1 Conditions météorologiques de l'année 2021	15
1.2 Apports par la centrale de Saint-Chamas	16
1.2.1 Apports d'eau	16
1.2.2 Apports de limons	18
1.3 Apports par les tributaires	19
1.4 Synthèse des apports.....	19
2 - COMPARTIMENT « EAU ».....	22
2.1 Température et salinité.....	22
2.2 Oxygène dissous.....	25
2.3 Nutriments	26
2.3.1 Azote inorganique : NO_3 , NO_2 , NH_4	26
2.3.2 Phosphore inorganique : PO_4	30
2.3.3 Azote (Nt) et Phosphore total (Pt)	32
3 - MATIERE EN SUSPENSION ET TRANSPARENCE.....	35
3.1 Matière en suspension (MES)	35
3.1.1 Disque de Secchi	36
3.2 Chlorophylle-a / Phytoplancton	39
3.3 Qualité sanitaire	41
3.4 Synthèse	42
4 - COMPARTIMENTS « SEDIMENTS ».....	43
4.1 Qualité des sédiments.....	43

4.2	Macrofaune benthique.....	43
4.2.1	Résultats du suivi 2021	43
4.3	Suivi des peuplements de moules.....	49
4.4	Zoom sur les peuplements de palourdes	53
4.5	Synthèse	55
5	- COMPARTIMENTS « MACROPHYTES »	56
5.1	Suivi des macrophytes	56
5.2	Focus sur les herbiers de zostères	61
5.2.1	Généralités sur les herbiers de zostères.....	61
5.2.2	Cartographie des herbiers.....	62
5.3	Synthèse	68
6	- AUTRES PROJETS SCIENTIFIQUES.....	70
6.1	Projets de recherche et thèses en cours.....	70
6.1.1	Thèse sur les palourdes japonaises de l'étang de Berre	70
6.1.2	Etude statistique sur les données de l'observatoire	71
6.1.3	Autres projets	73
6.2	Classement de l'état des masses d'eau au titre de la DCE, mis à jour à partir des données IFREMER de 2018	75
7	- CONCLUSION	78
7.1	Conclusion sur l'état du milieu en 2021.....	78
7.2	Trajectoire écologique	79
	BIBLIOGRAPHIE	83

RETOUR SUR LA SITUATION DE LA FIN DE L'ANNEE

2020

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 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 durable. En profondeur, à la fin de l'été, il y a une absence de vie témoignant de mortalités liées aux conditions anoxiques. Ainsi, les espèces qui se sont développées pendant la période hivernale n'ont pas survécu aux épisodes anoxiques estivaux. 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, remplacées par les rhodobiontes (algues rouges), en particulier les Calithamniae. 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 impactées 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 stratifié la colonne d'eau et influencé les peuplements de macrophytes et favorisé 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 comparables aux années avant crise, mais les compartiments de la macrofaune benthique et des macrophytes restent largement moins bien représentés que les années précédant la crise.

RESUME DE L'ANNEE 2021

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 2021 tout en les replaçant dans une trajectoire historique.

Après une année 2020 marquée par des apports d'eaux importants, l'année 2021 est une année moyenne aussi bien en termes de pluviométrie, d'apports par les rivières que par la centrale hydroélectrique avec **1 077,80 millions de m³** d'eau pour cette dernière. Les apports globaux en eau se situent dans la moyenne des 10 dernières années. La saisonnalité de ces apports assez classique avec des apports principaux à l'hiver et à l'automne et très peu l'été (juillet-août). Les turbinages suivent un schéma devenu régulier avec un arrêt en avril-mai et une reprise d'ajustement en juin qui va être néfaste pour l'écosystème en étant une source d'azote avant l'été et reconstituer la stratification qui était en voie de réduction avec les arrêts. Des anoxies sont d'ailleurs observées fin juin en lien direct avec cette stratification. Mais le reste de l'été, les faibles apports estivaux combinés aux conditions climatiques favorables avec un vent en fréquence et en intensité suffisante pour assurer un mélange efficace de la colonne d'eau ont permis de limiter la récurrence et l'intensité des épisodes d'anoxie. Les apports modérés en été de la centrale ont aussi contribué aux faibles concentrations en éléments nutritifs observés en 2021 et à retrouver ainsi des niveaux d'eutrophisation comparables aux années 2016-2017. Il n'a pas été observé de blooms phytoplanctoniques marqués non plus.

Ces conditions d'eutrophisation favorables ont aussi impacté le compartiment des macrophytes avec un nouvel assemblage. Les macrophytes sont toujours présents en grandes quantités mais sont principalement représentés par des Callithamniae et des Enteromorphes. Les espèces nitrophiles (ulves, cladophores, enteromorphe), sont toujours présentes et même en augmentation par rapport à 2020 en lien avec une salinité un peu plus élevée.

La recolonisation des zostères depuis la crise de 2018 se poursuit et les herbiers atteignent en 2021, 14,7 ha. Cette dynamique de progression est encourageante.

Cependant, cette surface reste toujours faible eu égard aux objectifs de recolonisation du Gipreb ou de la DCE (1500 ha). D'autant que les zostères en 2021, sont présentes principalement sous la forme de taches ou parfois regroupées mais ne constituent pas des herbiers au sens écologique.

Le compartiment de la macrofaune benthique progresse également mais reste très faible et ne retrouve pas ces niveaux d'avant crise. Plus spécifiquement pour les palourdes, la gestion des modalités de pêche, avec des restrictions fortes, a permis de limiter la pression de pêche et couplé à une bonne dynamique de reproduction, les stocks ont pu se reconstituer.

De manière générale, on retrouve un écosystème proche de celui observé en 2016/2017 avec un niveau d'eutrophisation très faible dans la colonne d'eau, un compartiment macrophyte dominé par les rhodobiontes, une dynamique de progression pour les zostères et un compartiment de la macrofaune benthique toujours très dégradé. L'étang de Berre reste toujours un écosystème fortement contraint. Les moindres augmentations des apports d'eau douce engendrent des stratifications importantes et une augmentation de l'eutrophisation dont la combinaison est à l'origine des anoxies. Les apports en eau douce constituent toujours la contrainte majeure qui pèsent sur l'écosystème. D'autres freins au développement de l'écosystème s'y ajoutent comme la faible transparence de l'eau, résultant de la concentration en chlorophylle *a* et de la charge en matière en suspension (dont les limons), ou la richesse en matière organique des sédiments qui constituent une base pour le relargage de nutriments en condition anoxique. Ces contraintes ne permettent pas de conclure sur une trajectoire favorable de l'écosystème.

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, la Durançole et indirectement de la Cadière via l'étang de Bolmon, 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.

Le suivi habituel portant sur les paramètres vivants et réalisé par la Mission de reconquête depuis 1994 a été enrichi puis progressivement modernisé par le GIPREB. S'y ajoutent aujourd'hui 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.

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

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

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



Figure 1 : Carte de l'étang de Berre

Ce rapport présente les résultats de l'Observatoire en 2021. Ces données sont tout d'abord décrites afin de caractériser l'état des lieux en 2021, 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

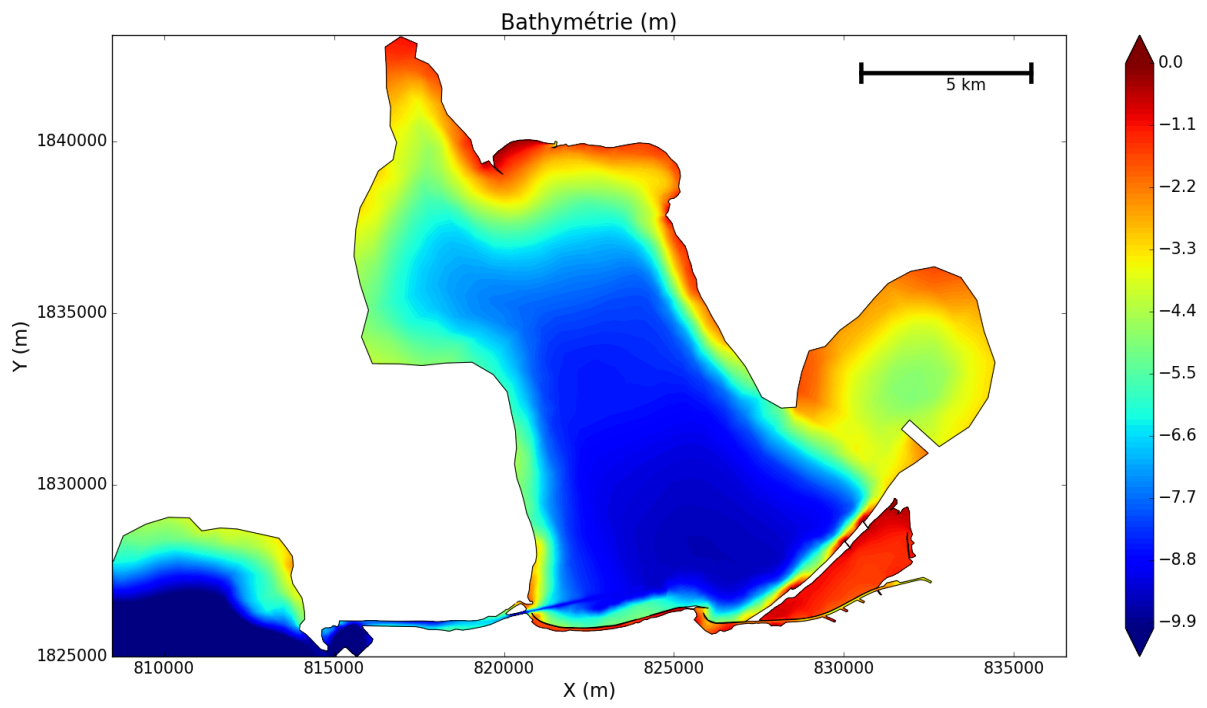


Figure 2 : Bathymétrie de l'étang de Berre
(données compilées à partir de différentes sources : SHOM, données Gipreb, LITTO3D)

1 - METEOROLOGIE ET APPORTS

1.1 Conditions météorologiques de l'année 2021

L'année 2021 a été assez classique d'un point de vue température avec un écart moyen sur l'année de +0.48 °C. A l'échelle saisonnière, on remarque toutefois un printemps plus frais que la normale (1981-2010) et un été plus chaud, notamment le mois de juin 2021.

La pluviométrie a été classique au cours de l'année 2021 (539,2 mm d'eau sur l'année soit +5 % soit par rapport aux normales 1981-2010 (Figure 4). On retrouve un schéma classique saisonnier méditerranéen avec un printemps et un automne pluvieux et un été sec. **Cette pluviométrie correspond à un apport direct de 84 millions de m³ équivalent à la moyenne des 10 dernières années (86 millions de m³).**



Figure 3 : Écart par rapport aux normes des températures de 2021. En rouge température supérieure aux normes (1981-2010) et en bleu inférieure aux normes (1981 - 2010) à la station de Marseille-Marignane (source : Infoclimat).

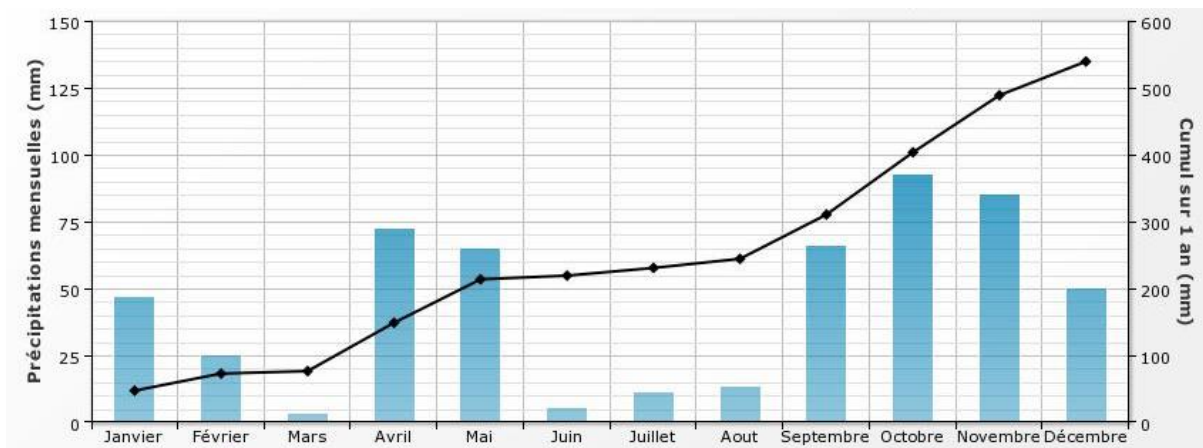


Figure 4 : Précipitations mensuelles et cumul sur la station de Marseille-Marignane en 2021 (source : Infoclimat)

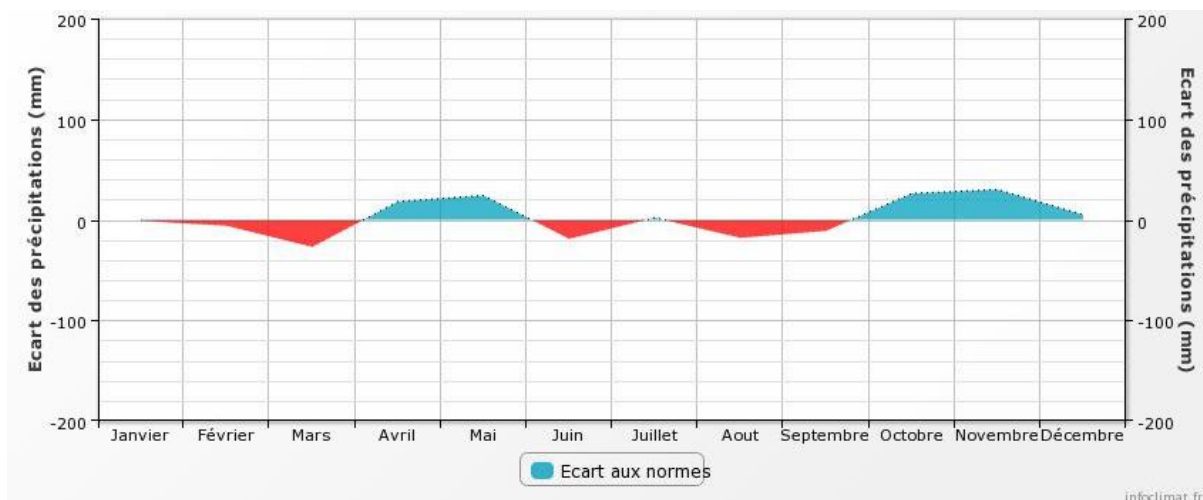


Figure 5 : Ecart mensuel aux normales des cumuls mensuels de précipitation pour l'année 2021 à la station de Marignane. La normale est calculée sur les années 1981-2010 par MétéoFrance.

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).

L'année 2020 avait été marquée par des apports très importants par la centrale hydroélectrique, 1 493,50 millions de m³ d'eau, les plus importants depuis la mise en place des nouvelles modalités de rejets de la centrale hydro-électrique. En 2021, ils sont de **1 077,80 millions de m³** d'eau (Figure 6). Cet apport se situe dans la moyenne des 10 dernières années (1 033 millions de m³). Ces apports ont été répartis en début d'année (janvier à mars), avant un épisode de turbinage important au mois de juin. Les turbinages suivent un schéma devenu régulier avec un arrêt en avril-mai et une reprise d'ajustement en juin qui va être néfaste pour l'écosystème en étant une source d'azote avant l'été et reconstituer la stratification qui était en voie de réduction avec les arrêts. Des anoxies sont d'ailleurs observées fin juin en lien direct avec cette stratification. Au cours de l'été, les rejets d'eau ont été assez faibles voire nuls jusqu'à la reprise en septembre. L'automne est la saison qui clôt l'exercice de production hydroélectrique en cours et initie celui de l'année suivante (pour rappel les « années EDF »). Ainsi, les turbinages des mois de septembre et octobre peuvent être importants si EDF dispose de marge de turbinage (cumul de plus de 100 millions de m³ en 2021) pour se rapprocher au maximum du quota annuel. Le début de l'exercice suivant (novembre décembre) va dépendre de la disponibilité en eau, de la demande en électricité et des prévisions saisonnières.

Sur la base des concentrations mesurées par Gouze *et al.* (2014), les apports en eau de l'année 2021 correspondent à un apport de 1 130 tonnes d'azote et 35 tonnes de phosphore à la lagune.

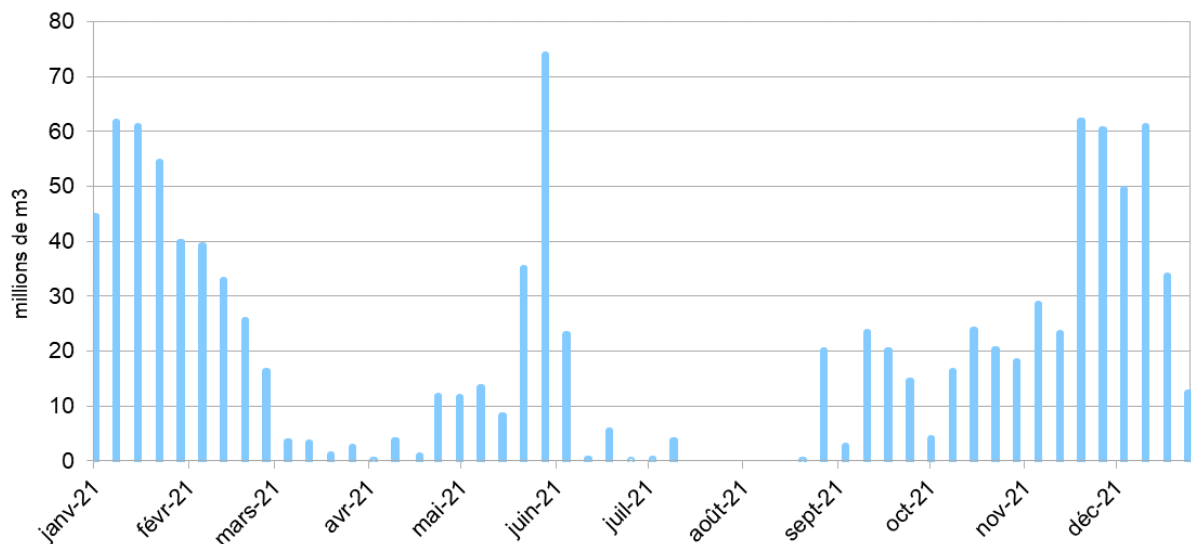


Figure 6 : Cumul hebdomadaire des apports d'eau (millions de m³) à l'étang de Berre par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas en 2021 (source : données EDF).

1.2.2 Apports de limons

Les apports de limons par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas ont été de **47 816 tonnes** pour l'année 2021.

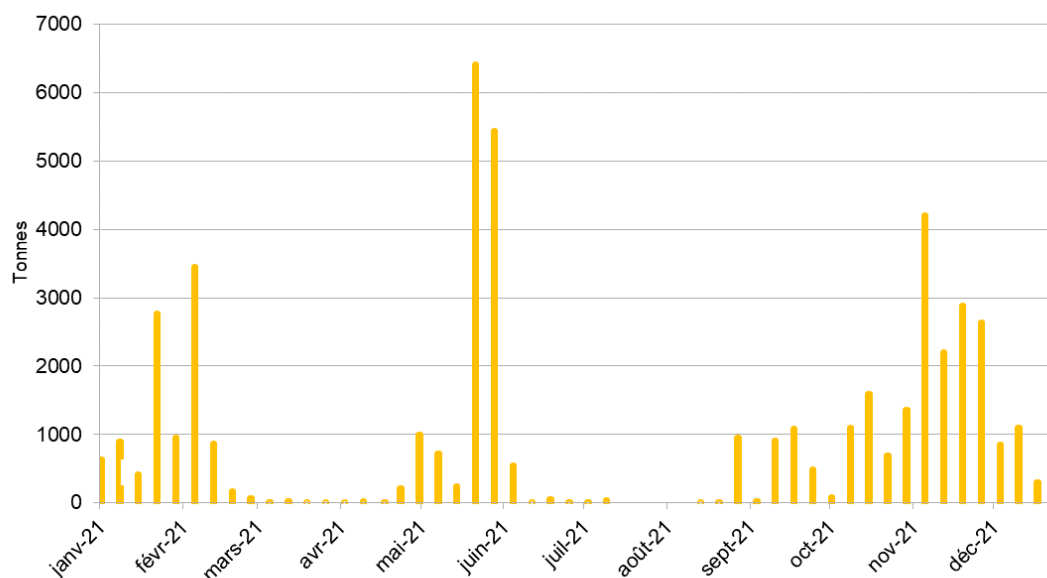


Figure 7. C'est une valeur égale à la moyenne depuis 2006 (47 700 tonnes – moyenne entre 2006 et 2020).

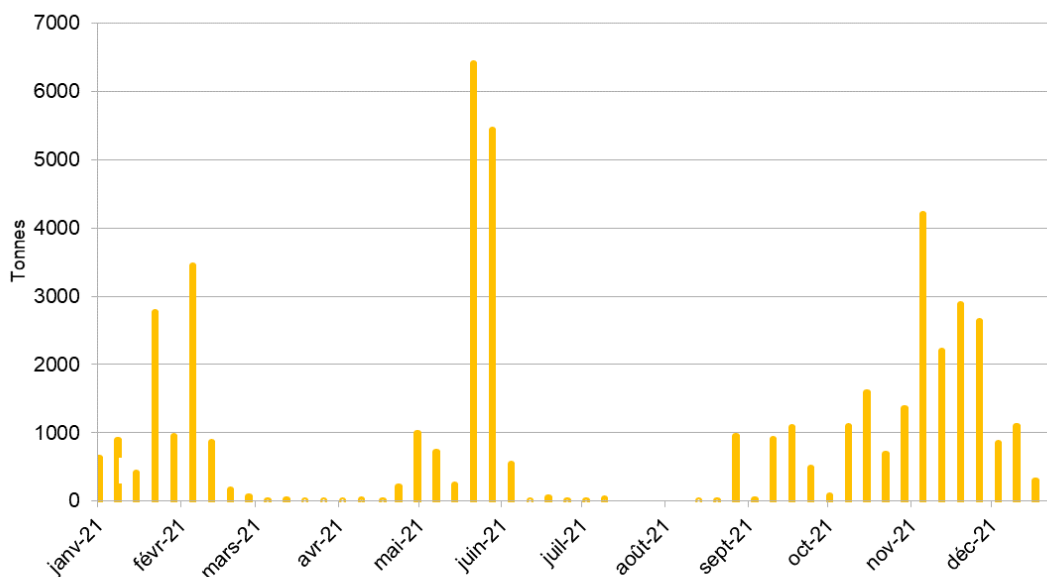


Figure 7 : Cumul hebdomadaire des apports de limons (tonnes) à l'étang de Berre par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas en 2021 (source : données EDF).

1.3 Apports par les tributaires

Les tributaires naturels de l'étang de Berre sont l'Arc, la Touloubre (Figure 1) et indirectement la Cadière qui transite via l'étang de Bolmon. La Touloubre reçoit de nombreux retour de canaux d'irrigation au sa partie aval. Ces retours, constitués d'eau durancienne sont indépendant de la pluviométrie locale et confère à cet affluent un régime hydrologique très artificialisés. En 2020, leurs apports ont été respectivement de 51,1, 74,5 et 22,1 millions de m³ d'eau soit un apport total de **148 millions de m³ d'eau** (Figure 8, données Banque HYDRO). Ces apports sont en baisse par rapport à l'année précédente (192 millions de m³). Comme en 2020, les apports par la Touloubre ont été supérieurs à ceux de l'Arc en 2021, contrairement aux années précédentes (voir rapport précédent).

1.4 Synthèse des apports

Le Tableau 1 synthétise les différents apports en eau dans l'étang de Berre. Il est important de noter que les mesures de l'Agence de l'eau (données banque hydro-Naïades) dans les tributaires sont des mesures mensuelles ou bimensuelles (pour Azote, Phosphore et MES).

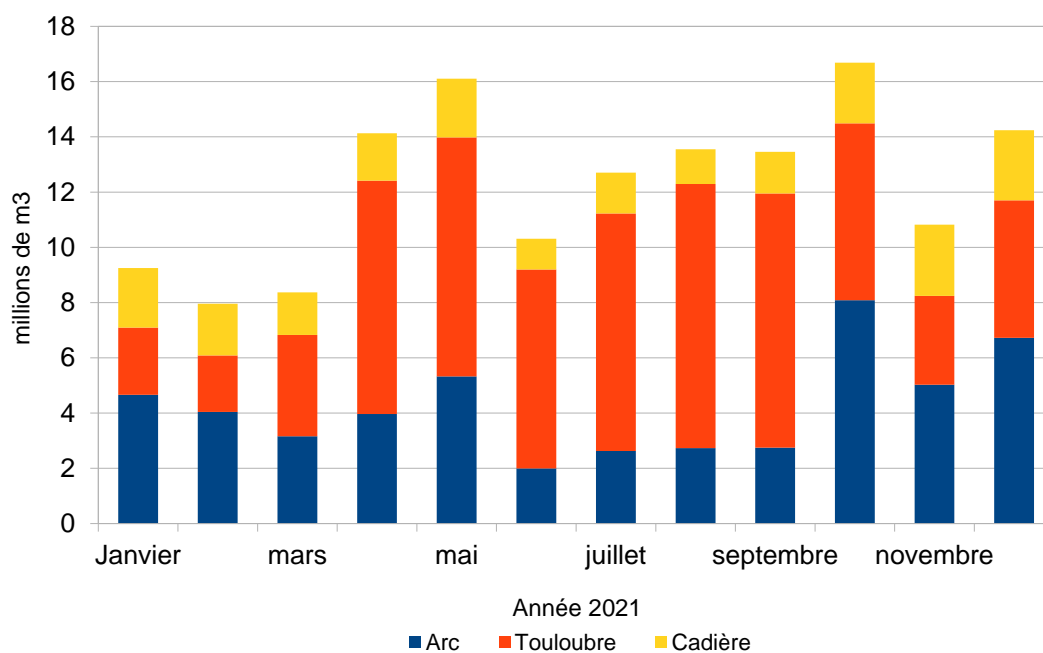


Figure 8 : Apports en eau des principaux tributaires de l'étang de Berre en 2021 (source : Banque Hydro).

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)	1 077,80.10 ⁶	51,1.10 ⁶	74,4.10 ⁶	22,1.10 ⁶	84.10 ⁶

En termes d'apports en substances eutrophisantes (Azote et Phosphore) les données de concentration ne sont pas encore disponibles pour l'année 2021. 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.

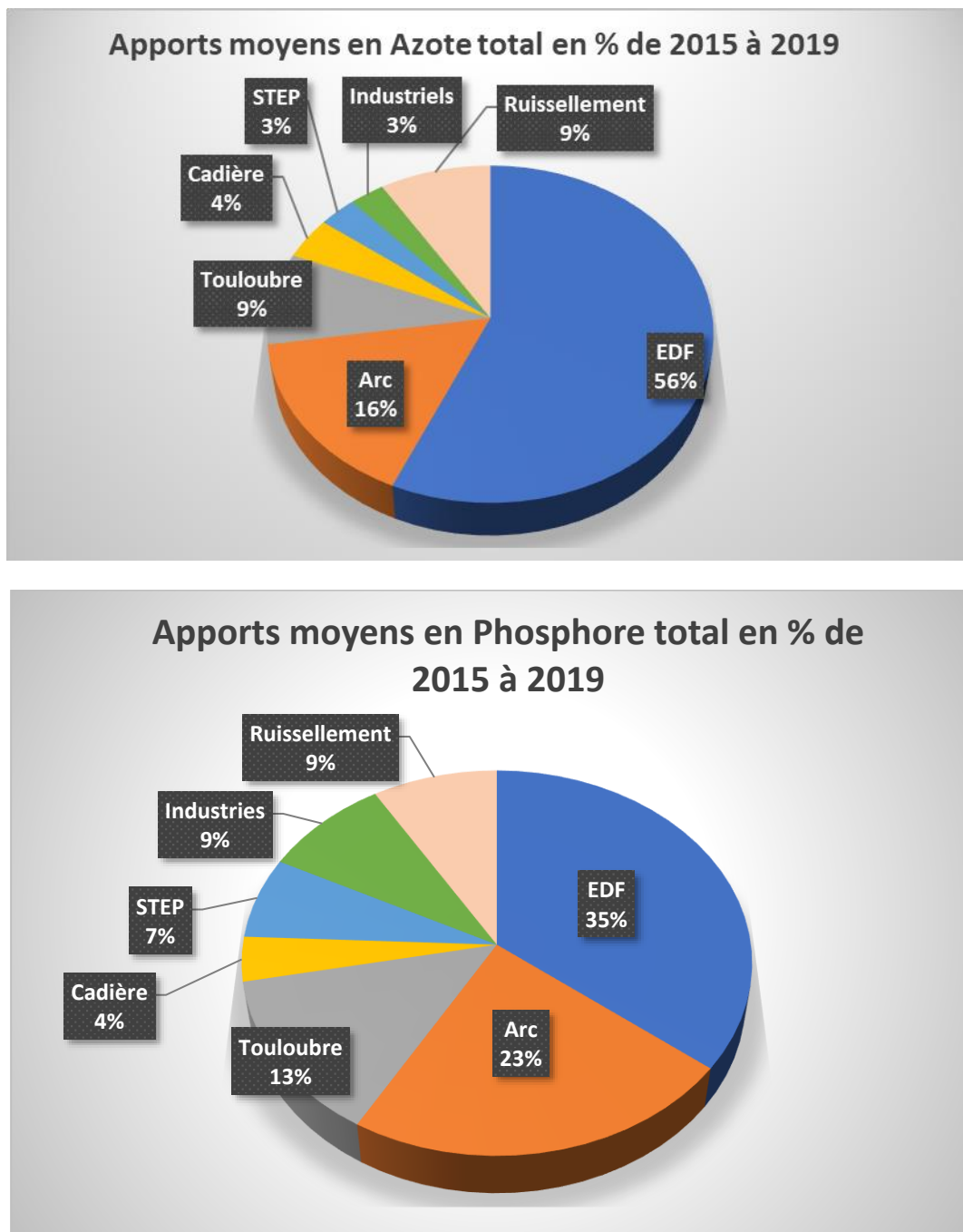


Figure 9 : Bilan moyen des principales sources d'apports en Azote total et phosphore total sur la période 2015-2019 (STEP : Stations d'épurations urbaines)

2 - COMPARTIMENT « EAU »

Le suivi hydrologique de l'Observatoire du milieu réalisé par le 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).

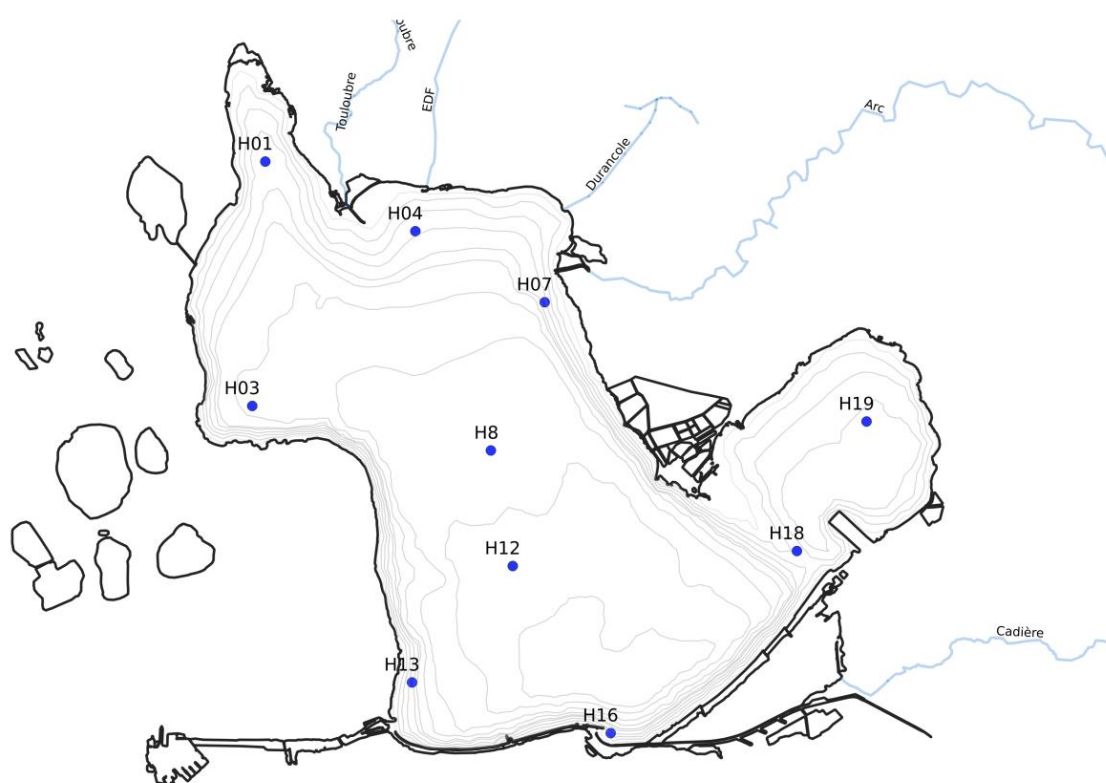


Figure 10 : Position des stations du suivi physico-chimiques du GIPREB

2.1 Température et salinité

La **température moyenne** mensuelle de l'eau sur les 10 stations a varié **entre 3 °C et 27 °C** lors des mesures effectuées en 2021 (Figure 12). 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 2021 est comprise **entre 0 et 35** (Figure 12). 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 salinités moyennes variant entre 15 et 30 selon la période de l'année. L'observation des mesures en continu à la balise H12 (Figure 11) située au centre de l'étang et à mi-profondeur permet de bien illustrer ces variations. L'hiver, la salinité est plus faible que l'été. La couche de surface montre des dessalures (baisse de salinité) suite aux épisodes de rejets de la centrale. Ces dessalures et la mise en place de stratification se font avec un délai de 2,5 mois en moyenne (Nerini et Mante, 2021). En effet, si à la suite de trubinages, il y a une dessalure des eaux de surface, l'intensité de la stratification est maximale 2,5 mois après les rejets. En profondeur, hors épisode de brassage, on retrouve des salinités plus marines (35). Plus la différence de salinité est marquée entre les couches, plus la stratification est forte et nécessitera une énergie importante pour être cassée, c'est-à-dire un vent plus fort (Nerini et Mante, 2021). Au cours de l'été 2021, la différence était importante en début d'été (fin juin) avec une couche de surface avec une salinité de 23 soit 10 points d'écart avec la couche de fond. En l'absence de rejets de la centrale, et d'apports faibles par les rivières ou le ruissellement, la salinité de surface a pu atteindre presque 29-30 en fin d'été (fin août) soit presque plus de stratification.

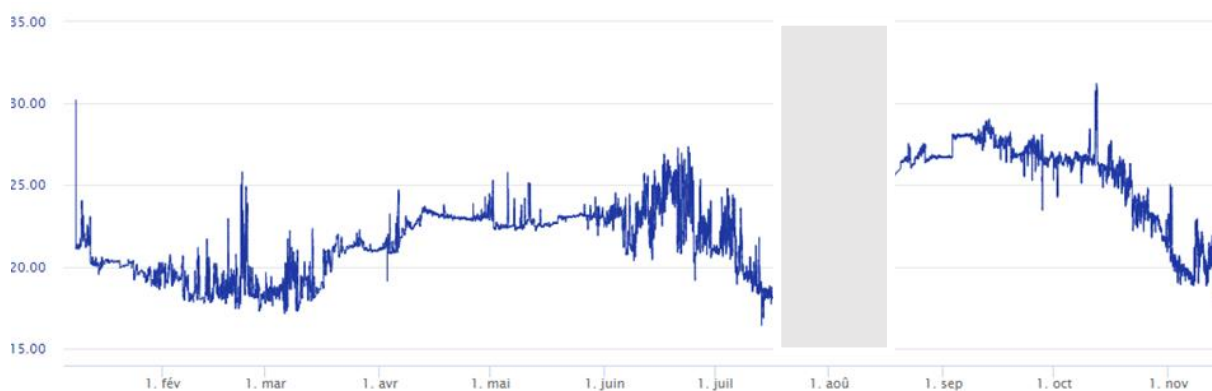


Figure 11 : Salinité en continu sur l'année 2021 à 6 m à la balise H12

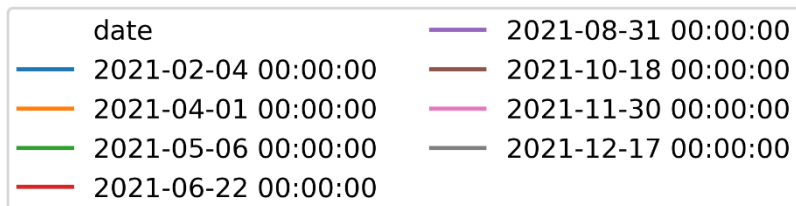
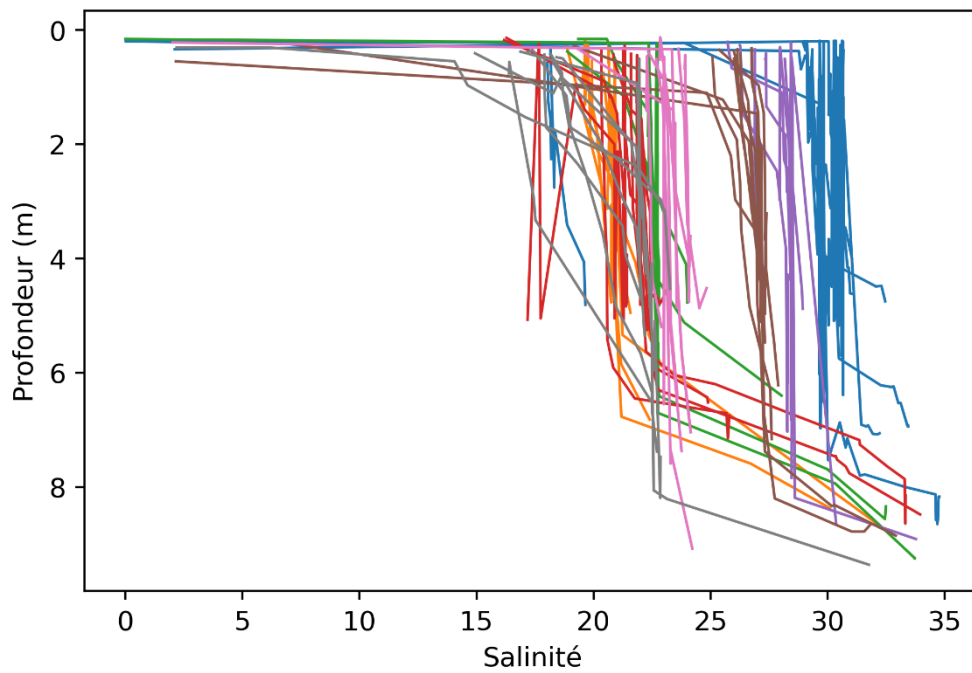
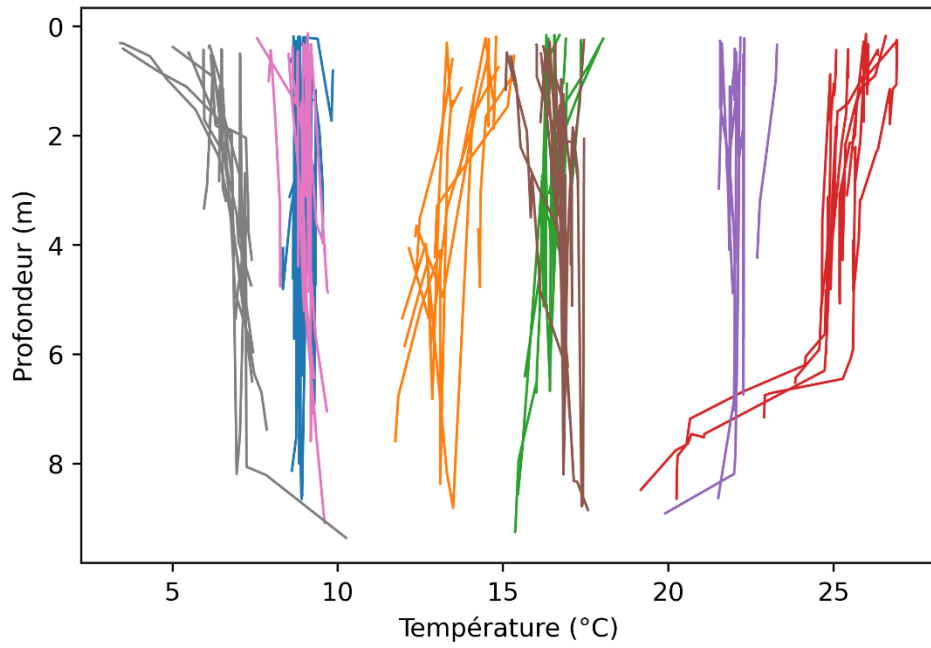


Figure 12 : Profils verticaux de la température et salinité en 2021, pour toutes les stations, à toutes les dates.

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) en hiver, et des valeurs plus faibles en été, en moyenne $6,76 \text{ mg.L}^{-1}$ (écart-type = 2,41).

En 2021, les conditions d'oxygénation ont été médiocres en profondeur au mois de juin en lien avec la forte stratification haline et avec l'eutrophisation de la masse d'eau. Ces deux facteurs ont favorisé l'installation d'anoxie sur les zones profondes, pouvant remonter jusqu'à 5 m (Figure 13). 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*). Des épisodes d'hypoxies/anoxies sont habituels dans les zones profondes pour les milieux lagunaires. Cependant, la répétition de ces épisodes, leur durée et leur étendue peut limiter le développement de communautés de macrofaune benthique diversifiées et structurées. Ainsi, en lien avec les apports importants de juin et la stratification liées, il est observé un épisode d'anoxie. Par la suite, un brassage régulier et les conditions estivales (juillet août), notamment l'absence d'apports d'eau douce ont permis de limiter la stratification et de limiter ces épisodes d'anoxies dans les zones les plus profondes de l'étang. Contrairement aux années précédentes, en 2021, il n'a pas été observé d'épisodes d'anoxies automnales avec des concentrations d'oxygène au fond qui sont restées supérieures à 50 %.

Le graphique suivant (Figure 13) montre les profils verticaux des 10 stations du suivi hydrologique réalisés par le Gipreb. Chaque profil montre les variations d'oxygène dissous (en %) pour une station à une date donnée. En condition oxique normale le trait devrait être vertical et aligné sur 100 %. Les cassures horizontales montrent des stratifications de l'oxygène dissous. Cela signifie qu'à une certaine profondeur la concentration en oxygène est moins importante. On parle d'hypoxie lorsque le pourcentage d'oxygène dissous est inférieur à 20 % et d'anoxie lorsqu'il est à 0 %. Ces phénomènes ont été observés en février et en juin en 2021.

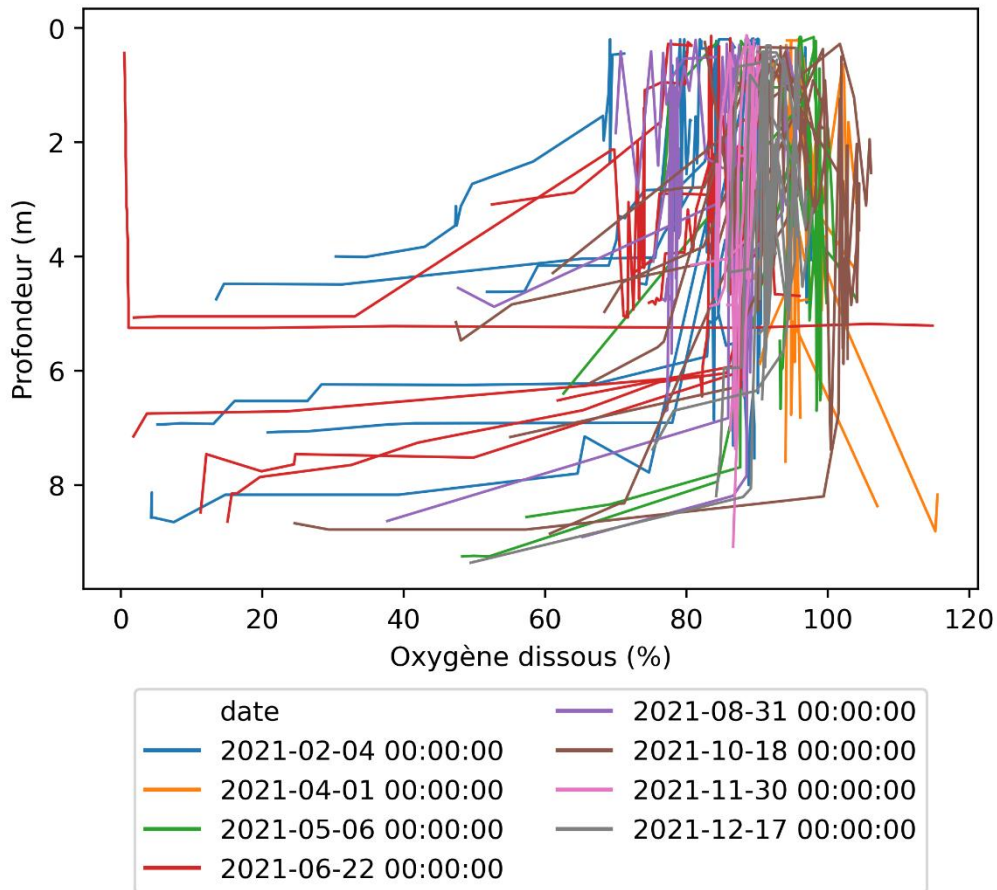


Figure 13 : Profils verticaux de l'oxygène (%) en 2021 pour toutes les stations et à toutes les dates

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 direct et indirect (EDF), des échanges avec la mer et des processus biologiques de consommation et de libération dans les différents compartiments du milieu.

On observe en 2021 des **fluctuations saisonnières** comparables à celles observées les années précédentes (2015-2020) avec néanmoins des concentrations plus faibles en azote inorganique. Le **début de l'année est marqué par des apports forts en nutriments, on observe des concentrations très importantes d'azote inorganique notamment NO₃**. 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 (NO₃, NO₂) 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 et la reprise des turbinages. On observe néanmoins un pic de concentrations en NO₂ et en NH₄ et dans une moindre mesure en NO₃ en juin 2021 sur les stations situées au nord de l'étang (H01, H04, H03) qui pourrait être en relation avec le cumul de turbinages observés en mai et juin 2021 (voir chapitre précédent).

Pour ce qui est de l'ammonium (NH₄), les concentrations sont faibles (inférieures à 4 µM.L⁻¹) pendant toute l'année 2021 sauf pendant cet épisode de juin 2021 sur les stations situées au nord.

A l'échelle pluriannuelle, la tendance à la baisse observée ces dernières années a été brutalement interrompue à cause des valeurs observées lors de la fin de l'année 2018. **En 2021, les concentrations retrouvent cette tendance à la baisse avec des concentrations faibles au regard des dernières années. Sur les trois années suivant la crise et avec des apports moyens de 1 milliards de m³ d'eau la tendance d'orienter à la baisse. Cette observation confirme la trajectoire prise par l'étang avant la crise de 2018. En moyenne sur la colonne d'eau, les valeurs observées en nitrates et nitrites en 2021 sont les plus faibles depuis 2010 mais restent encore trop importantes vis-à-vis des normes de bon état de la DCE. Ils sont même plus faibles que 2019 (avec des apports très faibles), année qui était marquée par la suite de la crise.**

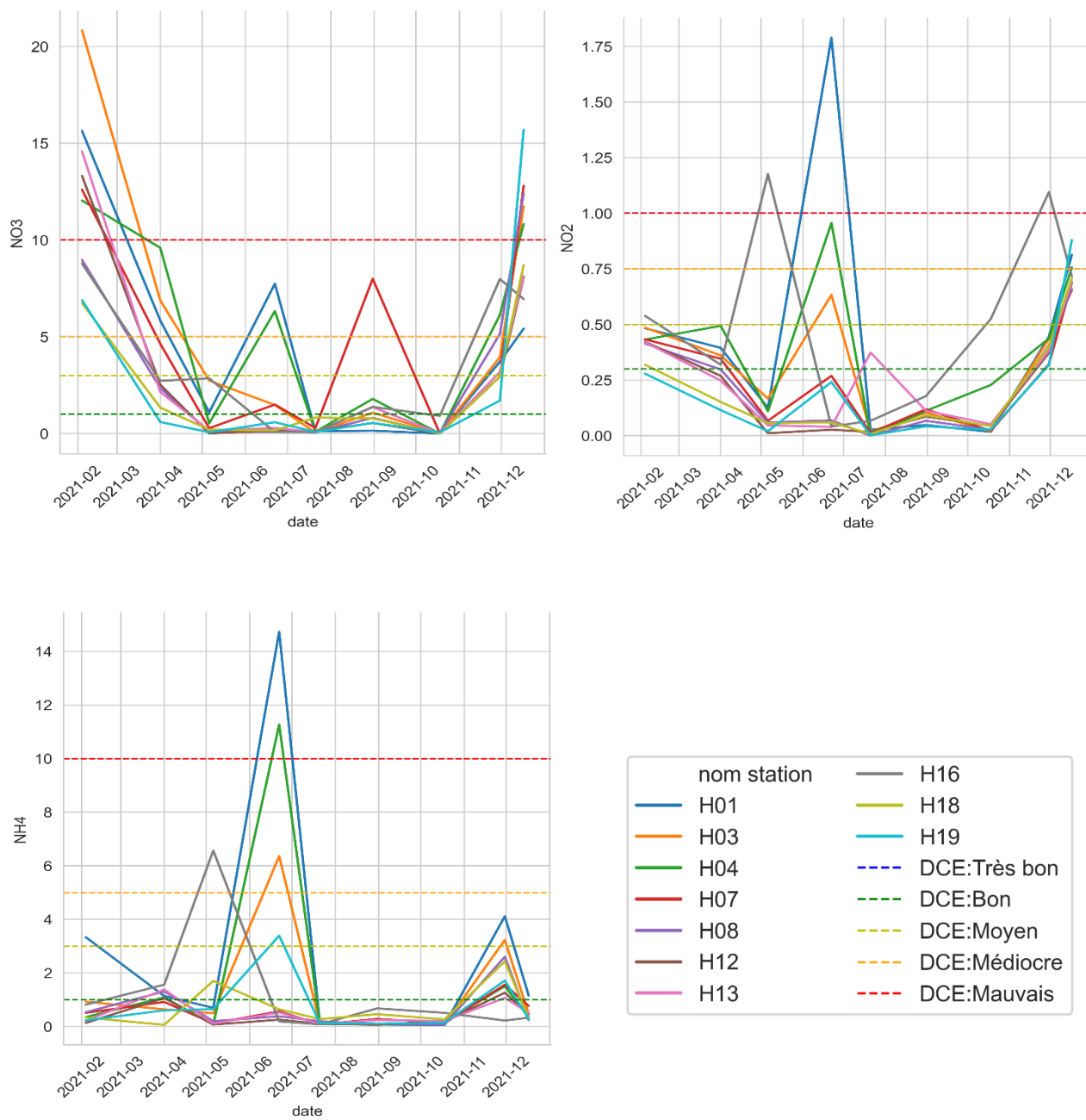


Figure 14 : Concentrations de surface en NO₃, NO₂ et NH₄ (μM.L⁻¹) en 2021 sur l'étang de Berre.

Les seuils DCE sont indiqués.

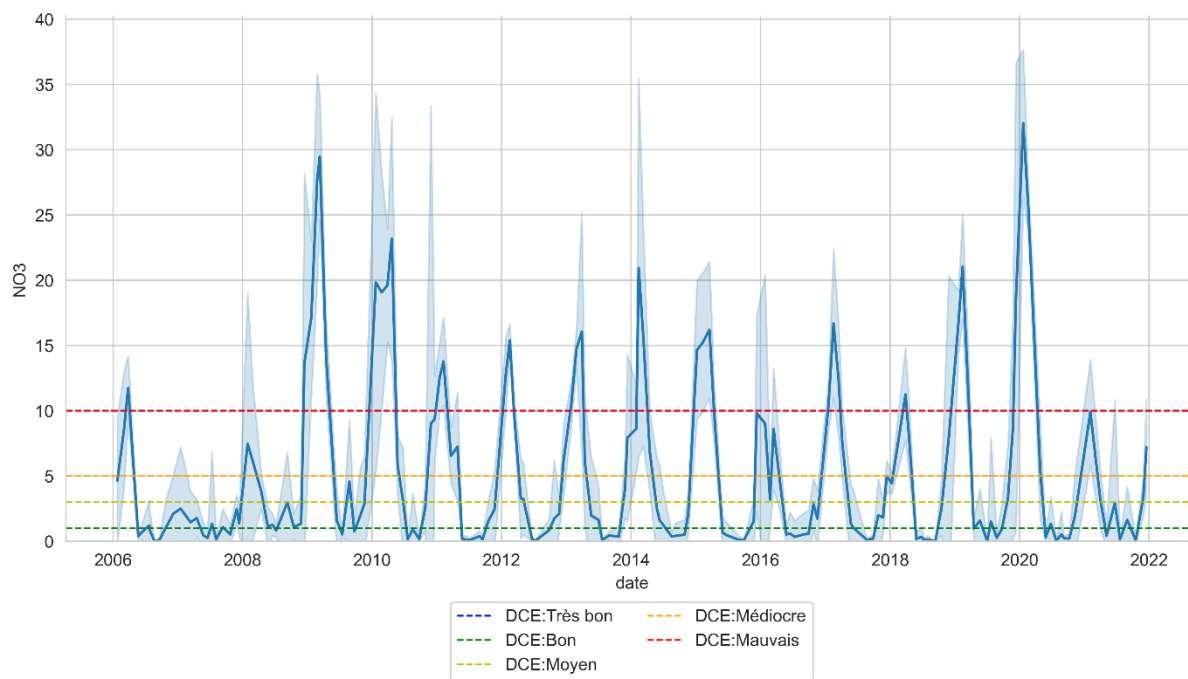


Figure 15 : Concentration moyenne en NO₃ (µM.L⁻¹) entre 2006 et 2021 sur l'étang de Berre. Les seuils de qualité DCE sont indiqués.

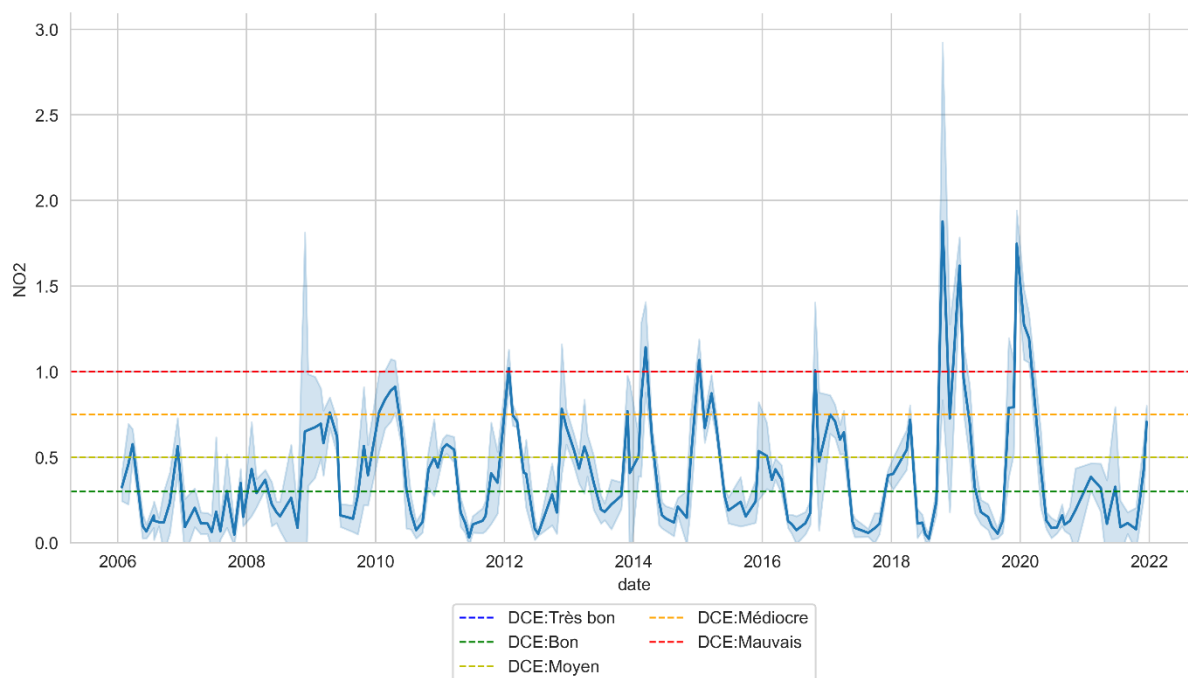


Figure 16 : Concentration moyenne en NO₂ (µM.L⁻¹) entre 2006 et 2021 sur l'étang de Berre. Les seuils de qualité DCE sont indiqués.

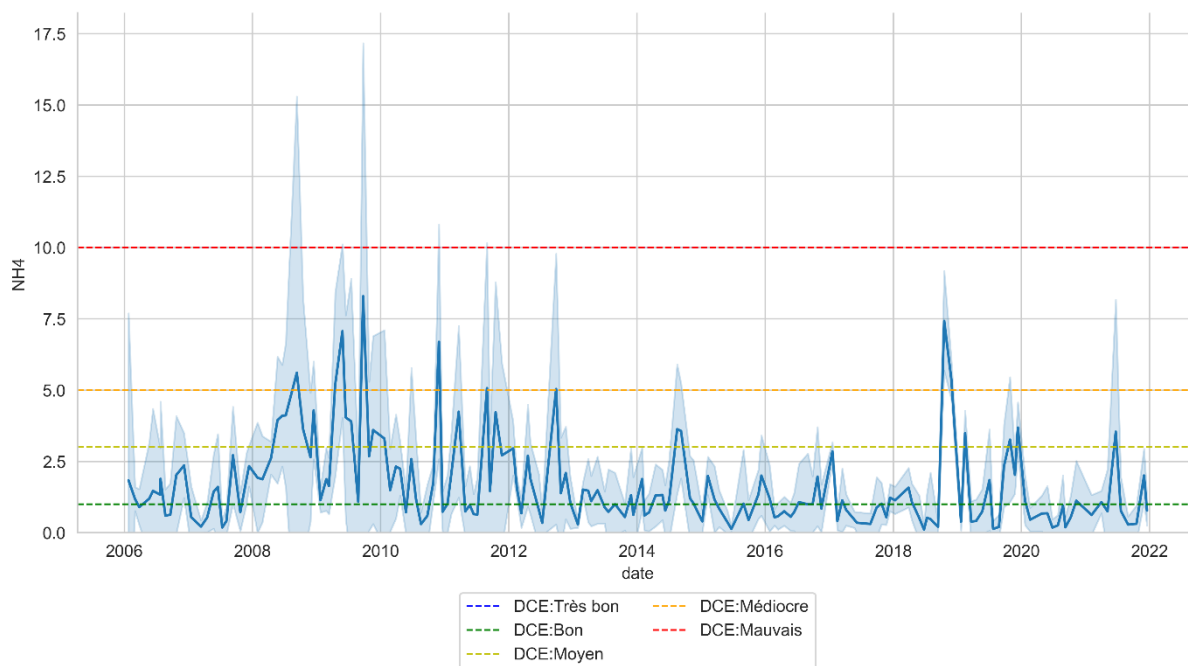


Figure 17 : Concentration moyenne en NH4 (en $\mu\text{M.L}^{-1}$) entre 2006 et 2021 sur l'étang de Berre. Les seuils de qualité DCE sont indiqués.

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 2021 (Figure 18). A l'échelle pluriannuelle et de manière analogue à l'azote inorganique, la baisse des concentrations se poursuit après la crise écologique de 2018 et on retrouve des valeurs légèrement supérieures à la période avant la crise. Selon les critères DCE, les valeurs sont classées en « bonnes » alors qu'elles étaient « très bonnes » avant la crise. Cela pourrait s'expliquer soit par des apports plus importants en PO_4 en 2021 (soit par les tributaires, soit par la dégradation de la matière organique) soit par une consommation plus faible de ce paramètre par le phytoplancton présent, soit par la persistance du stock de matière organique cumulé lors de la crise de 2018.

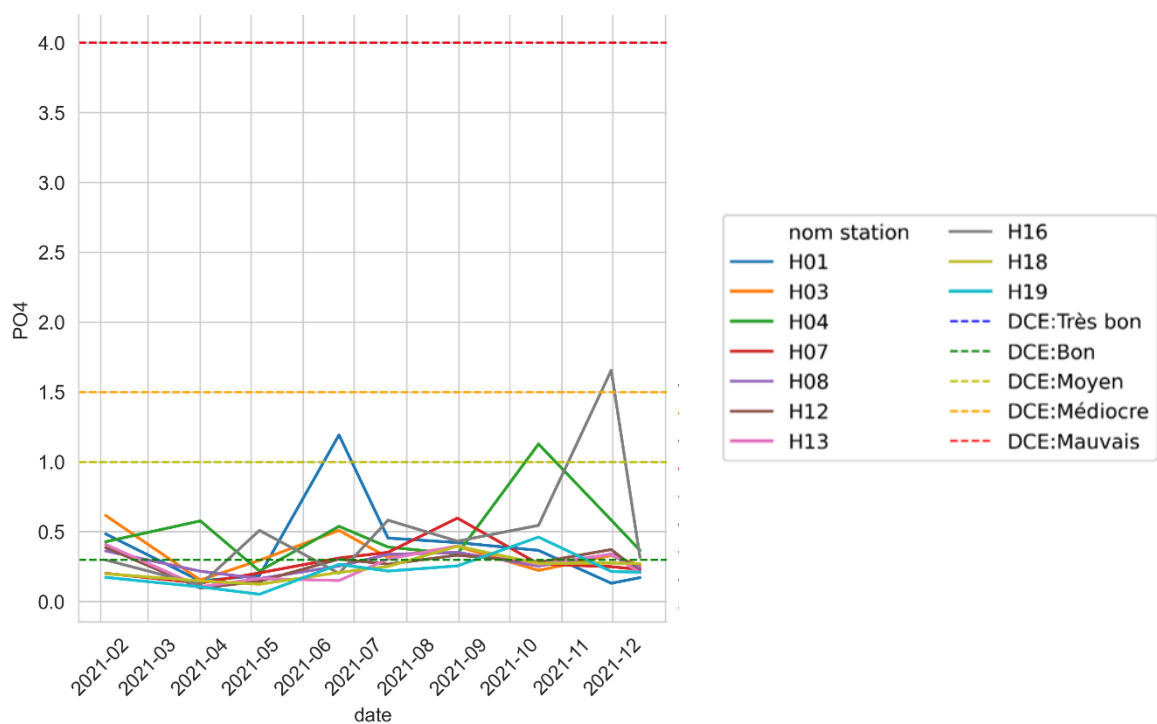


Figure 18 : Concentrations en PO4 ($\mu\text{M.L}^{-1}$) en 2021 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

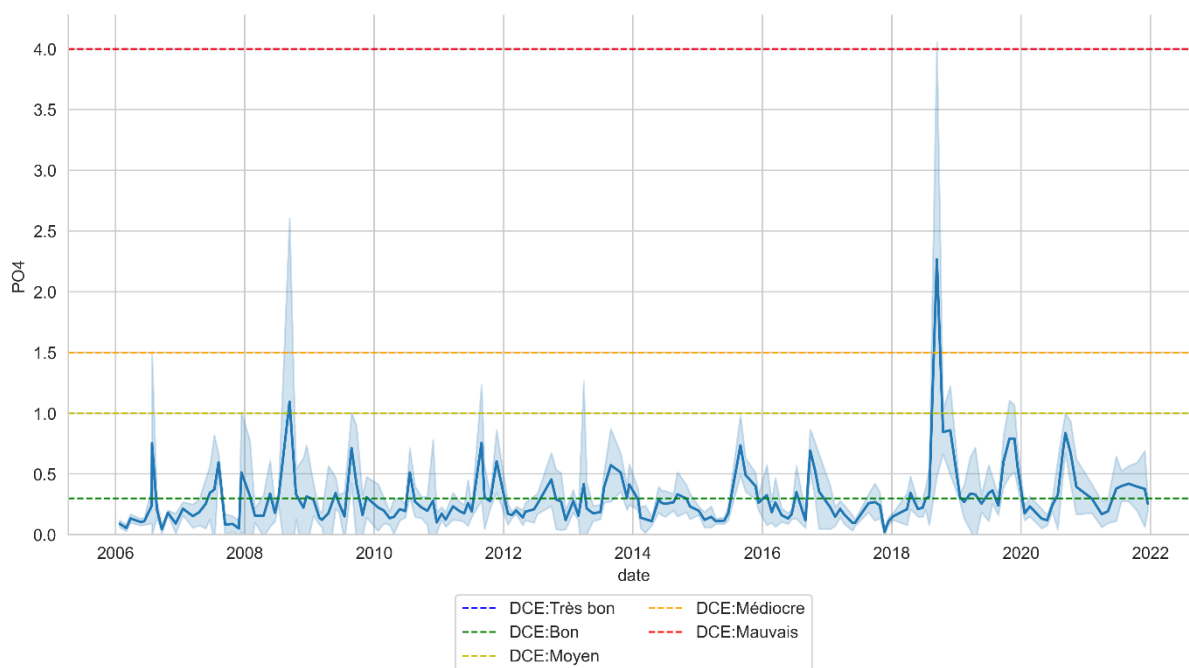


Figure 19 : Concentrations moyenne en PO4 ($\mu\text{M.L}^{-1}$) entre 2006 et 2020 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

2.3.3 Azote (Nt) et Phosphore total (Pt)

Les concentrations en Azote et Phosphore total sont faibles pour l'ensemble de l'année 2021 (Figure 20 et Figure 21). Selon la grille de qualité DCE, ces concentrations sont bonnes voire très bonnes tout au long de l'année.

En termes de dynamique pluriannuelle, les concentrations en azote et phosphore total de l'année 2021 se retrouvent dans les ordres de grandeur des années précédentes, exception faite de 2018 (Figure 22).

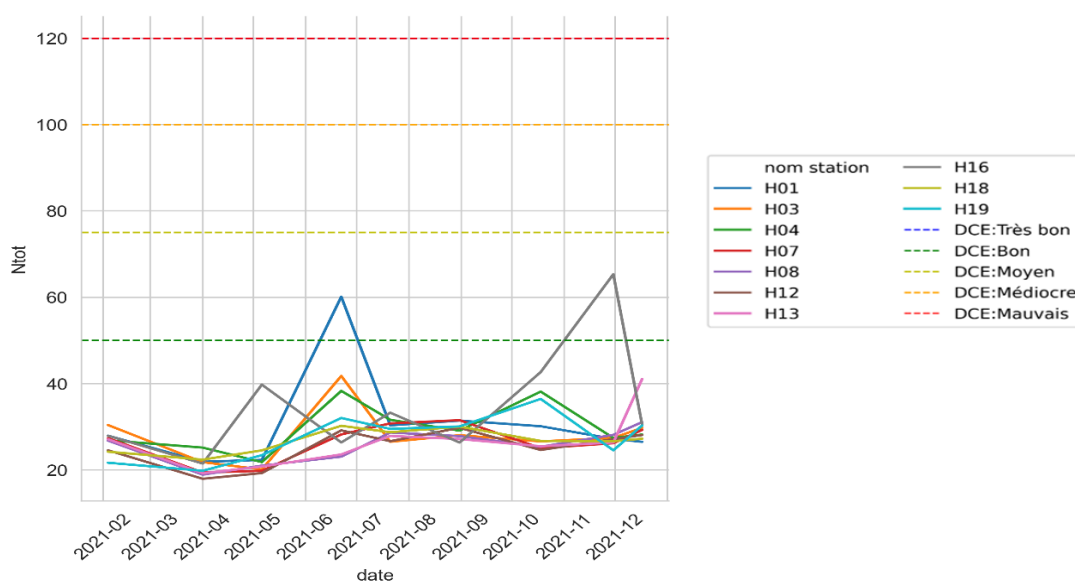


Figure 20 : Concentrations en Azote total ($\mu\text{M.L}^{-1}$) en 2021 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

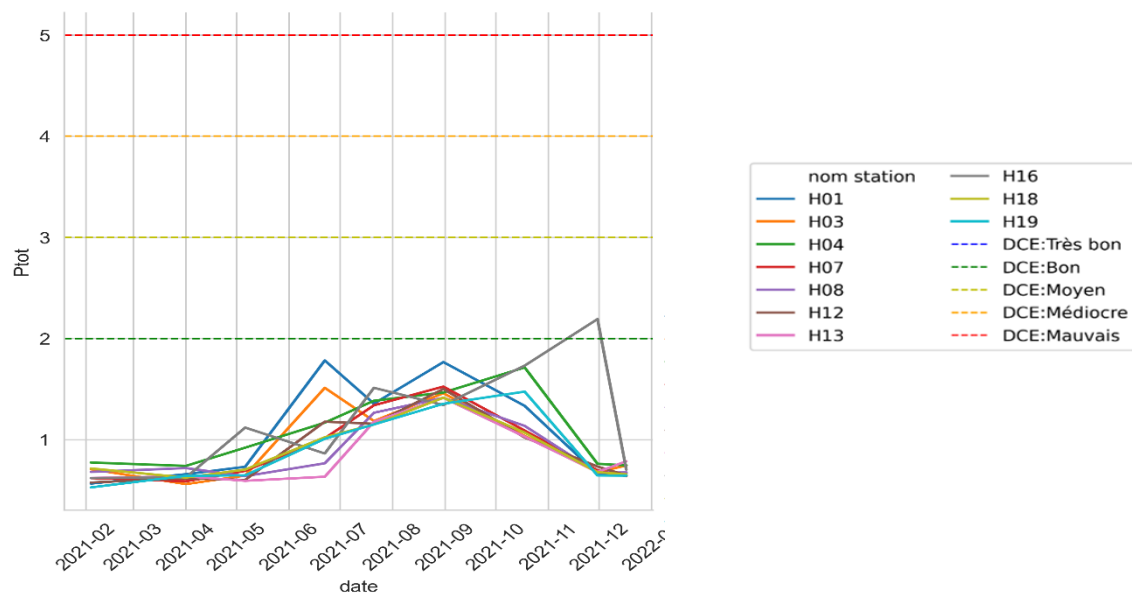


Figure 21 : Concentrations en Phosphore total ($\mu\text{M.L}^{-1}$) en 2021 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

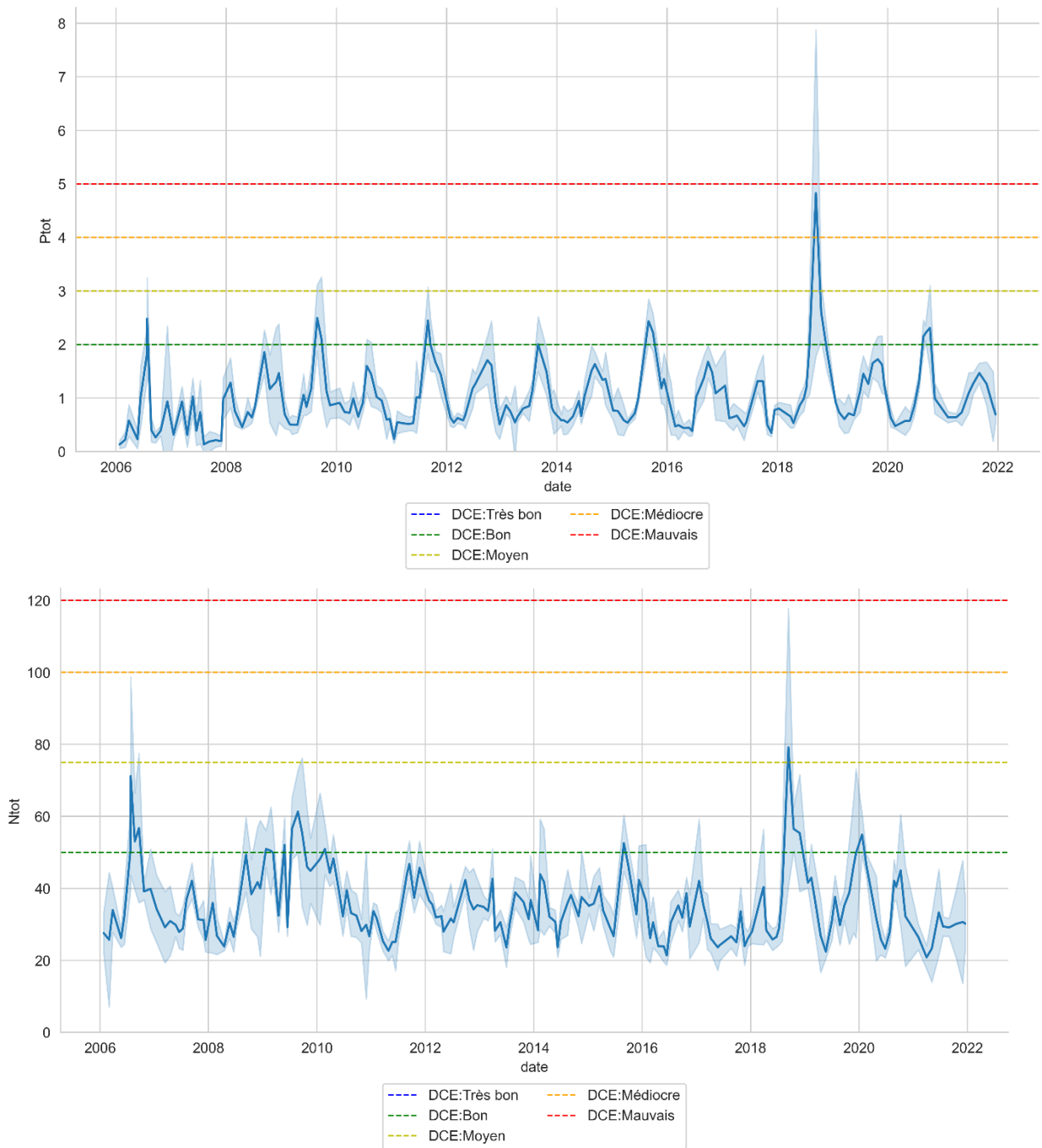


Figure 22 : Moyenne de la concentration en Azote et Phosphore total ($\mu\text{mol.L}^{-1}$) en surface et au fond dans l'étang de Berre entre 2006 et 2021.

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 2021, les valeurs de MES sont dans la lignée des dix dernières années exception faite de 2018. Ces faibles valeurs de concentrations en MES sont à mettre en relation avec des faibles concentrations de limons dans les eaux de la centrale mais aussi à une faible récurrence d'épisode orageux en 2021 et à l'absence de crues. Seul un épisode avec de fortes concentrations se distingue au mois de juillet sur deux stations (H12-H13 en surface).

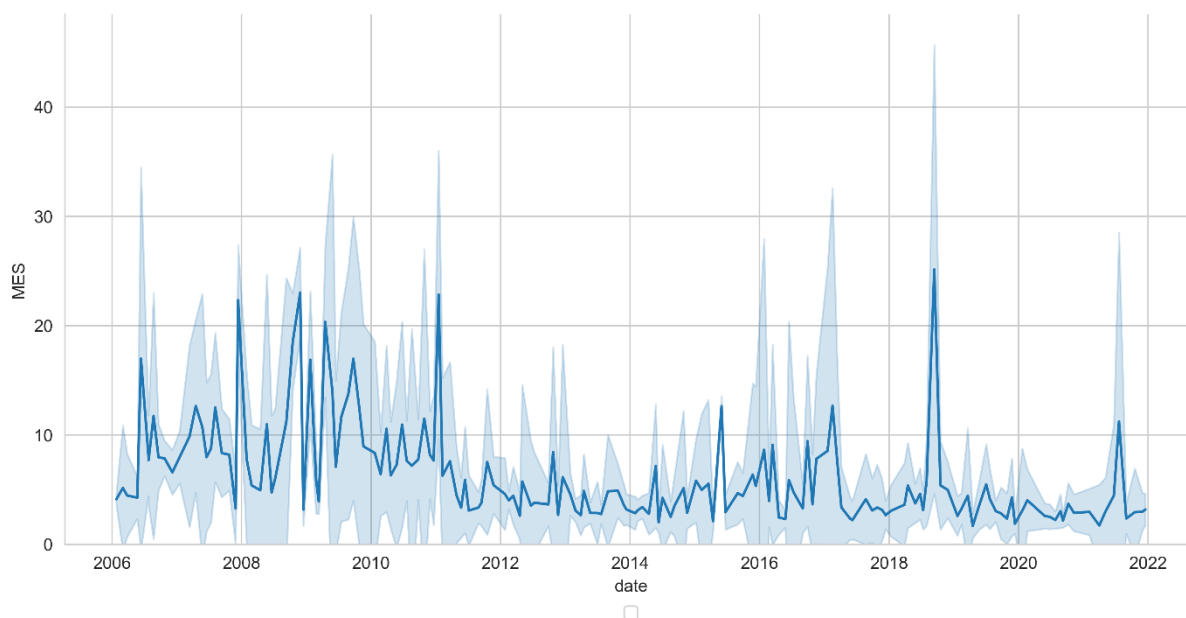


Figure 23 : Moyenne de la concentration en MES (mg.L⁻¹) moyenne dans l'étang de Berre entre 2006 et 2021.

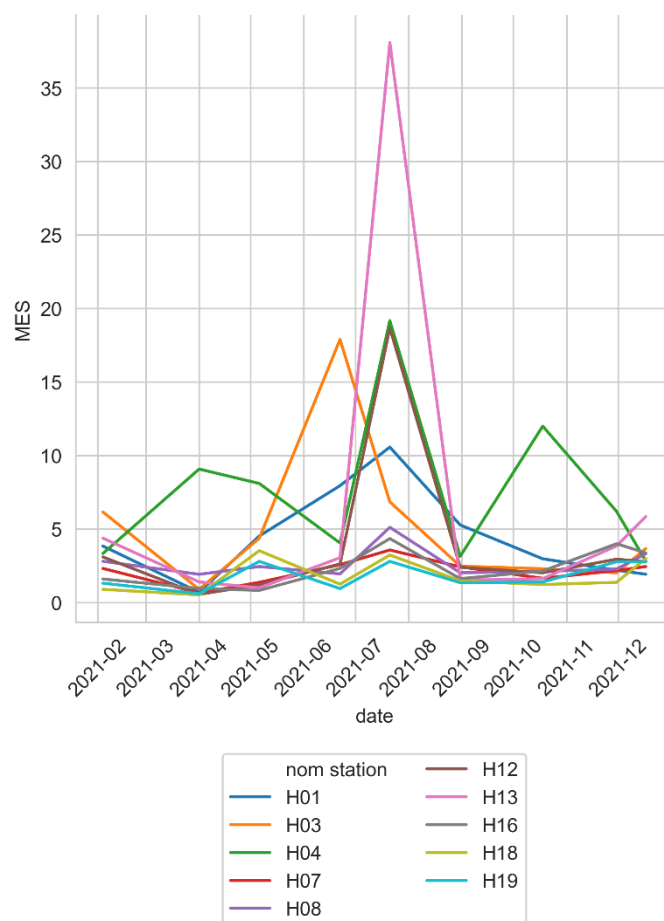


Figure 24 : Concentration en MES (mg.L⁻¹) dans l'étang de Berre en 2021.

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 2021, la profondeur de disparition du disque de Secchi est inférieure à 3 m et est en retrait par rapport aux deux précédentes années dans l'étang de Berre (Figure 25). 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. D'un point de vue spatial (Figure 26), Les stations les plus éloignés des apports, et particulièrement le moins sous l'influence des rejets EDF sont celles où la transparence de l'eau est la meilleure. Ainsi en 2021, les stations les plus transparentes sont celles situées au sud (H18, large du Jaï et H19 centre de Vaïne). Au contraire, les stations au nord et plus directement impactées par les rejets d'EDF (H04 face à la centrale, H01 anse de Saint-

Chamas et H03 anse du Ranquet ; Figure 27) montrent des transparences plus faibles. Les stations centrales H12 et H08 sont plus intégratrices. La recolonisation des fonds par les zostères et l'atteinte de l'objectif de la DCE nécessite la présence des herbiers jusqu'à 3 m de fond. Pour cela, la pénétration de la lumière mise en évidence par la visibilité du disque de Secchi est indispensable à cette profondeur. Ainsi, en 2021, seules ces deux stations sont compatibles avec cet objectif de transparence.

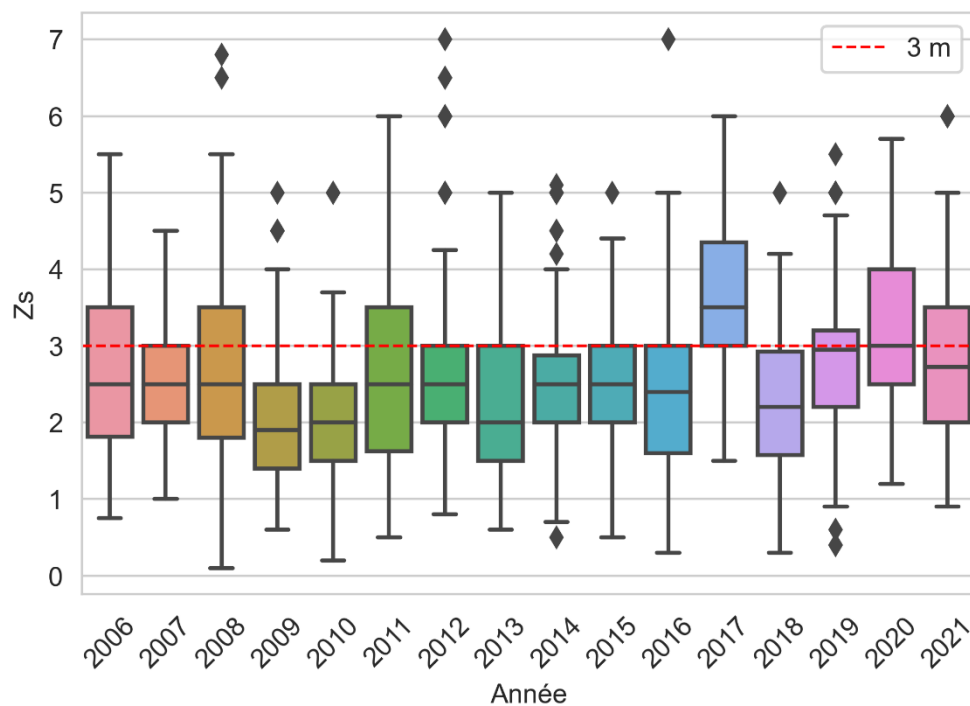


Figure 25 : Box plot annuel de la profondeur de disparition du disque de Secchi (Zs en m) de 2006 à 2021. La ligne pointillée rouge indique la profondeur de 3 m.

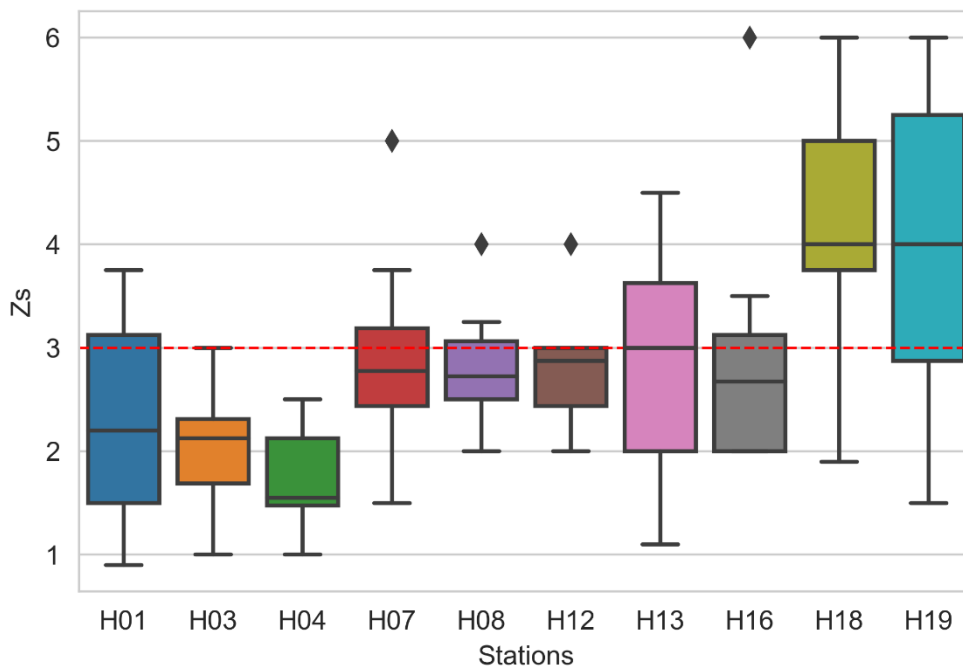


Figure 26 : Box plot de la profondeur de disparition du disque de Secchi (Z_s en m) en 2021 par station. La ligne pointillée rouge indique la profondeur de 3 m.



Figure 27 : Photo satellite du 5 novembre 2021. Image Sentinel 2A IGN©

3.2 Chlorophylle-*a* / Phytoplancton

La **concentration en chlorophylle a** est utilisée comme proxy de la quantité de phytoplancton. 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 2021, la concentration en chlorophylle a est très faible sur la première partie de l'année. Puis à partir du mois de juin et jusqu'à la fin de l'année, les concentrations augmentent mais dans l'ensemble elles restent inférieures à $8 \mu\text{g.L}^{-1}$. On retrouve ces variations aussi bien en surface qu'au fond (Figure 28). En 2021, il n'y pas eu de pic de concentration en chlorophylle a témoignant d'un bloom phytoplanctonique. Cela peut être mis en relation avec les faibles concentrations en azote inorganique observées.

Au niveau de la dynamique pluriannuelle, les concentrations en chlorophylle a en 2021 rejoignent la dynamique de faibles valeurs observées avant la crise de 2018 (Figure 29) mais sans les pics automnaux habituellement observés. Ainsi, 2021 apparaît comme une année particulière de ce point de vue. Selon les critères de la DCE, la concentrations moyennes sont « bonnes » voire « très bonnes » sur l'ensemble de l'année.

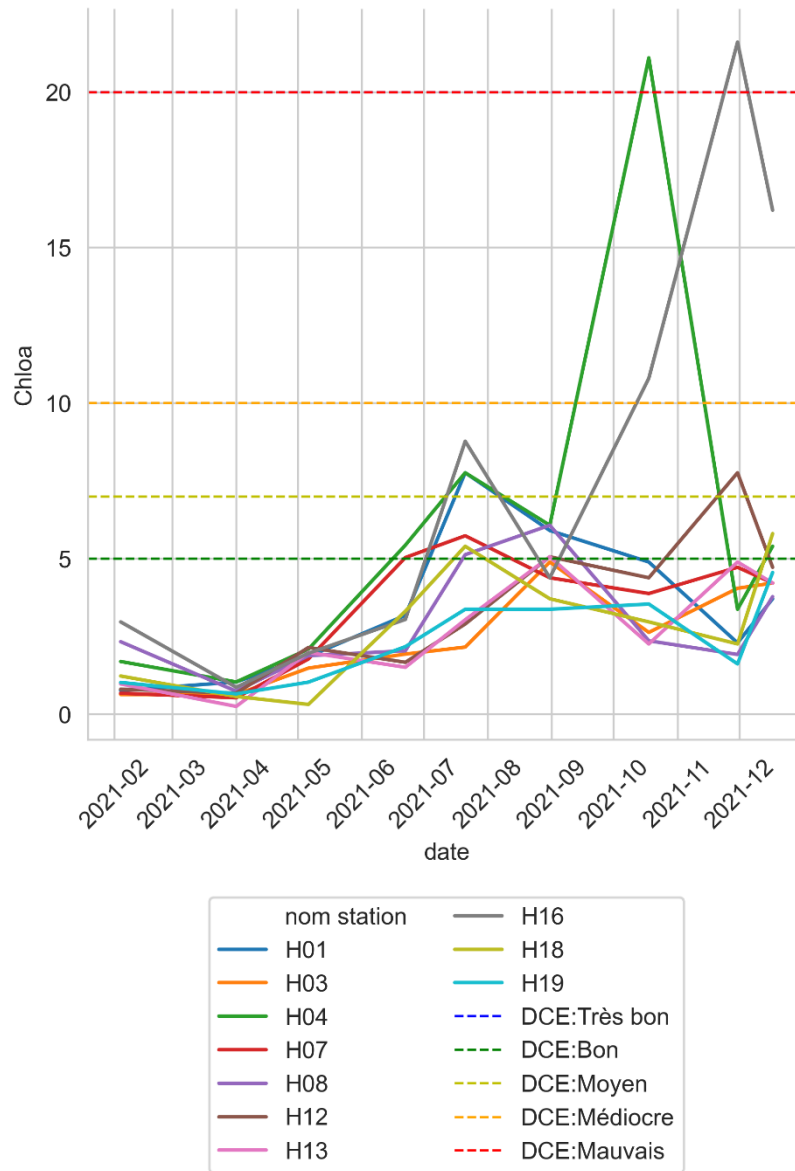


Figure 28 : Concentrations en surface en chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) en 2021 dans l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

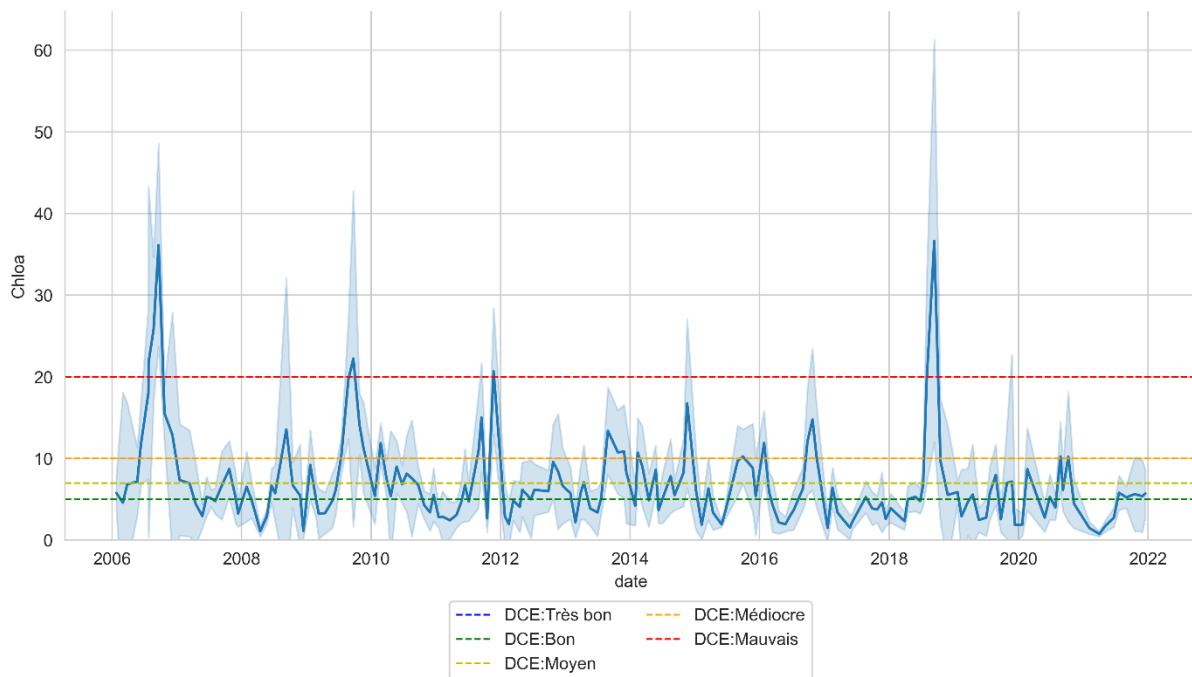


Figure 29 : Concentrations moyenne en Chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dans l'étang de Berre entre 2006 et 2021. Les seuils DCE sont indiqués.

3.3 Qualité sanitaire

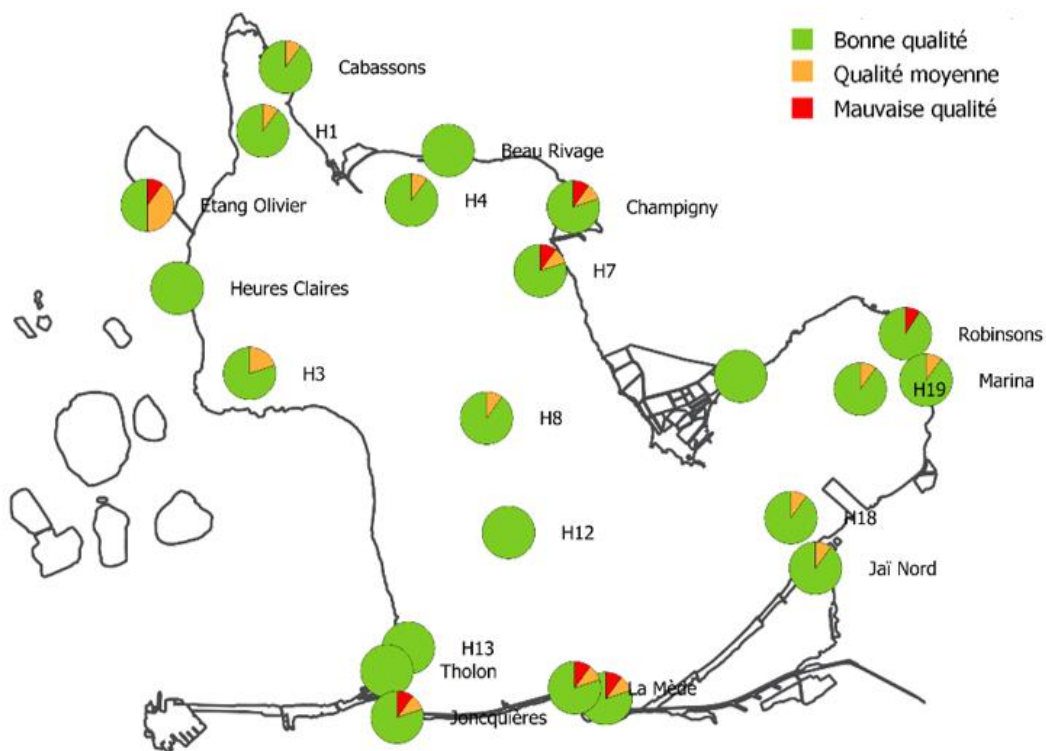


Figure 30: Résultat de la qualité bactériologique des eaux de nautisme en 2021 sur l'étang de Berre.

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 témoigne 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 (Figure 30). Les délais moyens pour retrouver une qualité des eaux satisfaisantes est de moins de 48h après ce type d'évènement orageux.

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

3.4 Synthèse

En 2021, les conditions en termes de niveau d'eutrophisation de l'eau sont très bonnes. Les conditions d'oxygénation ont été dégradées seulement au printemps et les conditions de vent ont permis un brassage efficace de la colonne d'eau. Cette relative faible abondance phytoplanctonique permet très certainement d'expliquer les concentrations en PO₄ plus élevées observées en lien avec leur plus faible consommation et le relargage estival par le sédiment. Il y a eu peut-être en 2021 un équilibre plus classique du rapport N/P dans la lagune. De manière paradoxale, ces faibles concentrations en chlorophylle *a* n'ont pas permis une amélioration de la transparence de la colonne d'eau observée en 2021 via la mesure du disque de Secchi. Il faut tout de même souligner que le système reste dépendant des apports en Azote et que dès qu'ils augmentent, ils favorisent l'apparition de blooms phytoplanctoniques comme cela a été le cas les années précédentes. Un lien direct peut être établi entre des apports estivaux relativement faibles et les valeurs automnales de chlorophylle *a* qui sont restées relativement modestes (<20 µg.L⁻¹) contrairement à ce qui était observé les années précédentes.

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

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 2022.

4.2 Macrofaune benthique

4.2.1 Résultats du suivi 2021

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 biannuellement pour les stations plus littorales (Figure 31). Sur chacune des stations, trois répliqués ^[3] de prélèvements sont effectués à l'aide d'une benne de type orange-peel (Figure 32). 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 répliqués de 4 à 3 répliqués par station à partir de l'année 2019.

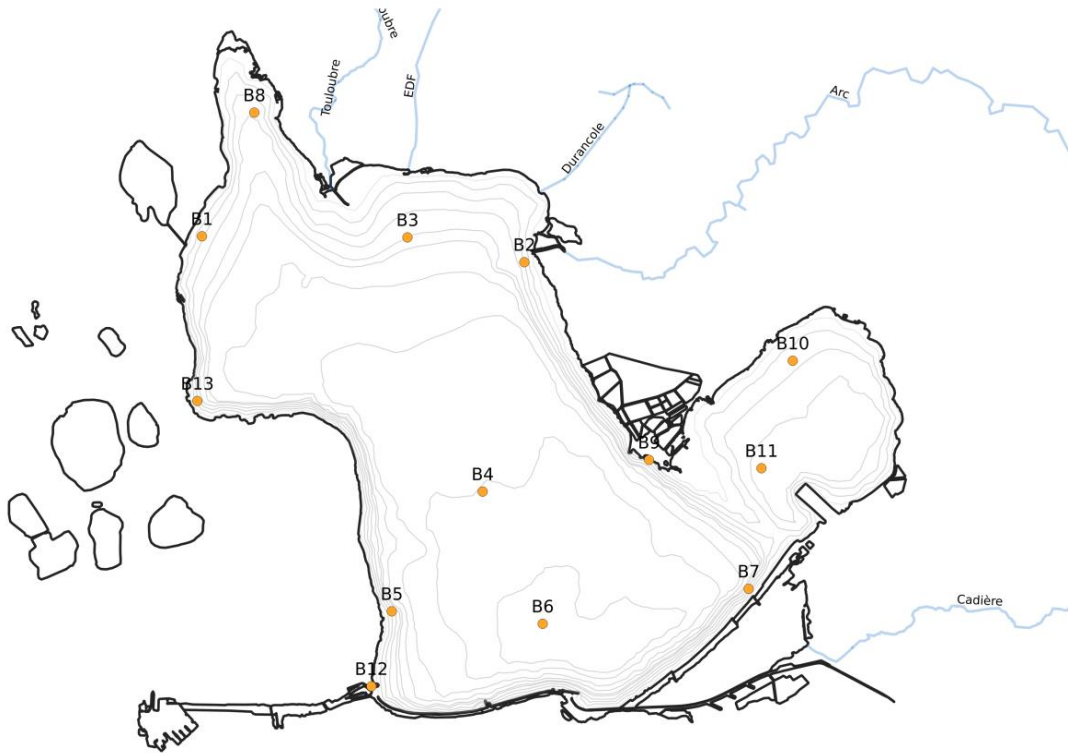


Figure 31 : Localisation des sites de prélèvements de la Macrofaune benthique dans l'étang de Berre.

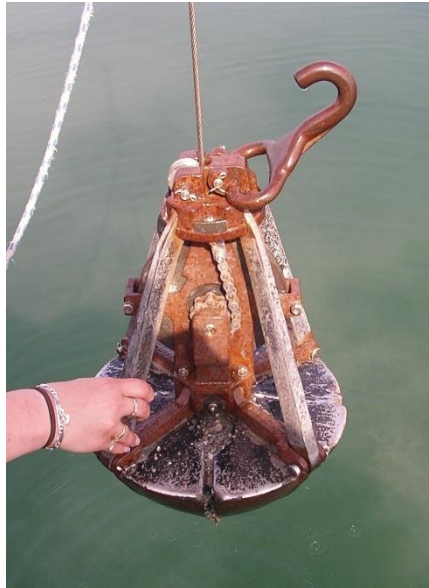


Figure 32 : Benne Orange-Peel pour le prélèvement

Sur les trois stations suivies mensuellement (B3, B4 et B6, Figure 31), 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 (11 espèces en novembre 2021 à B3 au maximum).

Fait notable, il a été observé des individus vivants toute l'année 2021 à la station B4, la plus centrale qui était jusque-là, impactée chaque année par un épisode de mortalité en lien avec les anoxies. Les peuplements demeurent pauvres (5 espèces au maximum) et constitués d'espèces pionnières ou indicatrices de milieux enrichis en matières organiques (*Capitella capitata* ou *Corbula gibba*) et capable de supporter des hypoxies. Cela montre que la limitation en durée et en intensité des épisodes d'anoxie permet un retour de peuplements benthiques profonds.

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 9 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*. Sur cette station, on a aussi observé un important épisode de recrutement de naissain de moules (*Mytilus galloprovincialis*) aux mois de juin et juillet 2021. Cet épisode noté aussi dans le cadre des suivis des peuplements de moules (ci-après) témoigne de la dynamique de recolonisation de cette espèce et de sa forte capacité de recrutement après des épisodes de crise.

La Figure 33 présente l'évolution depuis 2006 de la richesse spécifique à ces trois stations. Les conditions d'hypoxies et d'anoxies de la fin d'année 2020 ont contraint les peuplements profonds qui ont fortement régressé en abondance et en richesse spécifique. Au cours de l'année 2021, sous l'effet de conditions plus favorables, les peuplements se diversifient, notamment sur B3 et B6. Pour la densité (Figure 34), on constate pour les stations B3 un pic en juin-juillet 2021, avec un fort épisode de recrutement des moules *Mytilus galloprovincialis* et dans une moindre mesure de *Arcuatula senhousia* qui vont former d'importants tapis sur les fonds moins profonds (5 m).

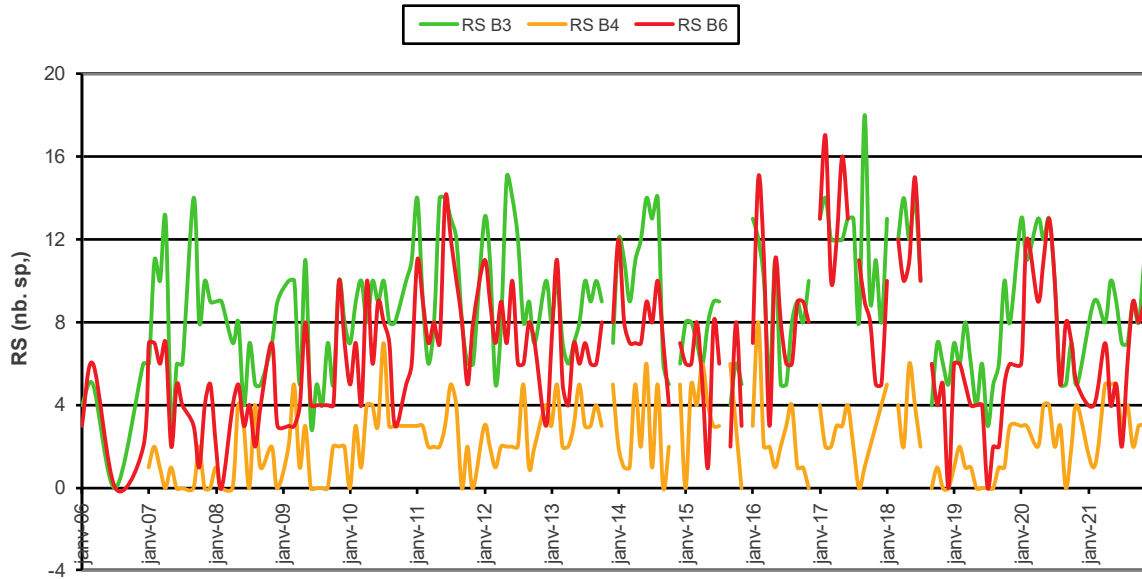


Figure 33 : Richesse spécifique (nombre d'espèces, RS) de la macrofaune benthique des stations suivies mensuellement.

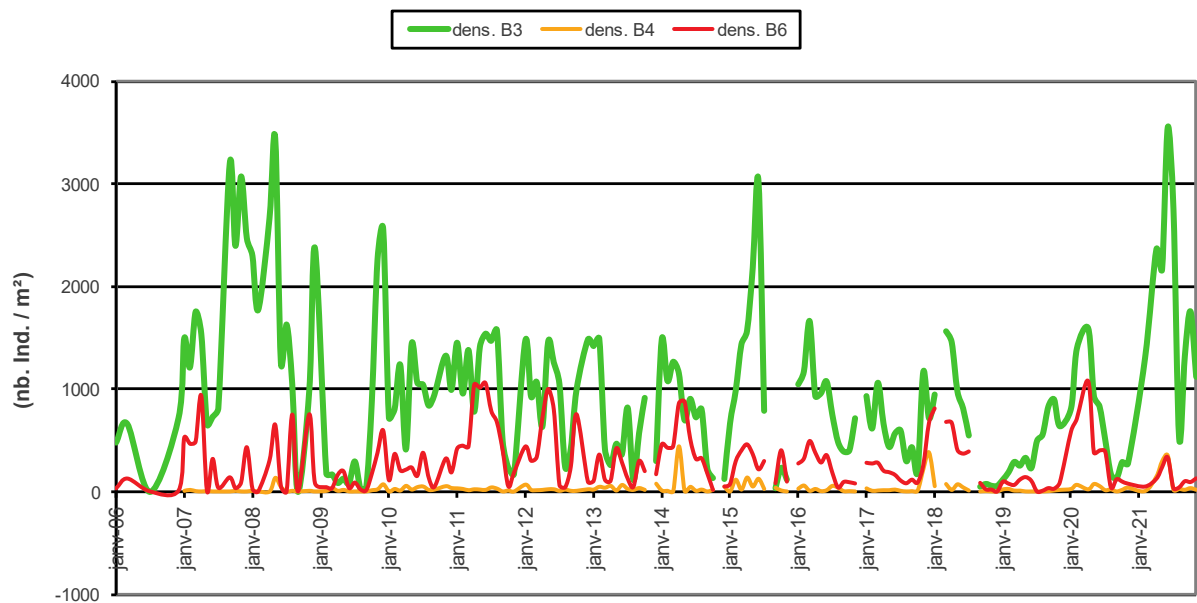


Figure 34 : Densité (nombre d'individus par m²) de la macrofaune benthique des stations suivies mensuellement.

Après la crise de 2018 les peuplements benthiques côtiers avaient vu leur diversité chuter drastiquement puis une recolonisation s'était opérée à partir de 2019 (Figure 36). En 2021, ces peuplements côtiers continuent leur progression et leur croissance. La richesse spécifique augmente mais sans encore retrouver complètement les valeurs d'avant crise.

Sur certaines stations (B10 : dans l'étang de Vaïne), on retrouve des peuplements assez diversifiés (16 espèces). Du point de vue de la composition, les peuplements sont toujours dominés par des espèces opportunistes comme *Arcuatula senhousia*, *Capitella capitata* ou *Nereis succinea*. En juillet 2021, on note la présence de juvéniles de moules *Mytilus galloprovincialis* près de Caronte ou sur la côte ouest. Le retour des palourdes, *Ruditapes philippinarum* est aussi noté au niveau du Jaï ou de la côte est. En ce qui concerne l'abondance moyenne (Figure 35) elle reste stable par rapport à 2020 sans explosion notable d'une espèce.

L'analyse de la macrofaune benthique, selon les critères DCE montre que les peuplements sont classés « mauvais » à « médiocre » pour l'année 2021 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 sur ce compartiment et la faible diversité des peuplements ne permet pas de retrouver des classements « moyens » comme avant la crise. Le constat est similaire sur les stations côtières qui malgré l'amélioration de la biodiversité observée restent, au mieux, classées en « médiocre » (Tableau 2). De manière générale, les peuplements restent dominés par des espèces pionnières et caractéristiques des milieux eutrophes, ce qui engendre ces classements dégradés.

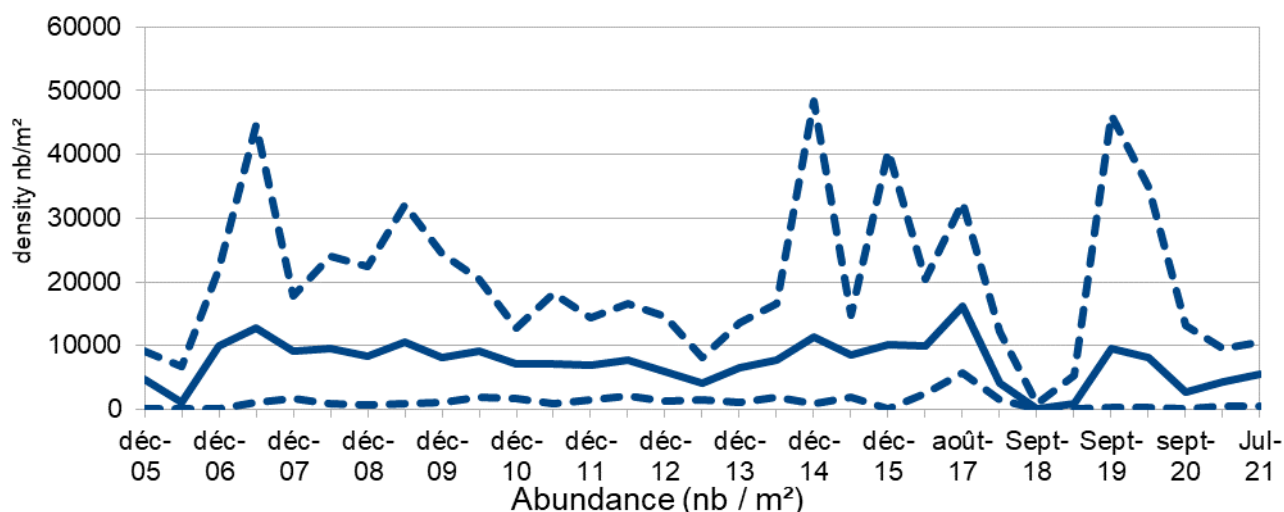


Figure 35 : Abondance moyenne (en trait plein) et minimale et maximale (en pointillés) des stations côtières du suivi de la macrofaune benthique de l'étang de Berre entre décembre 2005 et juillet 2021.

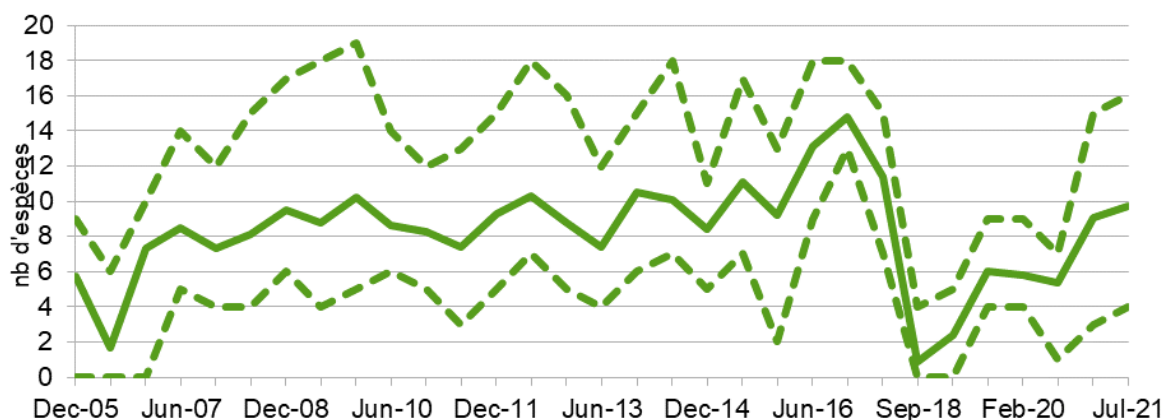


Figure 36 : Richesse spécifique moyenne (en trait plein) et minimale et maximale (en pointillés) des stations côtières du suivi de la macrofaune benthique de l'étang de Berre entre décembre 2005 et juillet 2021

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

Stations	juil-09	déc-09	juin-10	déc-10	juin-11	déc-11	juin-12	déc-12	juin-13	déc-13	juin-14	juin-15	déc-15	juin-16	juin-17	déc-17	sep-18	fev-19	sep-19	fev-20	sep-20	fev-21	Juil-21
B1	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	0.34	0.37
B2	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	0.28	0.33
B5	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	0.39	0.31
B7	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	0.38	0.37
B8	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	0.13	0.22
B9	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	0.31	0.34
B10	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	0.38	0.39
B11	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	0.23	0.25
B12	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	0.13	0.16
B13	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	0.20	0.28	0.23	0.12	0.06

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	2014			2015			2016			2017			2018			2019			2020			2021		
	B3	B4	B6	B3	B4	B6	B3	B4	B6	B3	B4	B6	B3	B4	B6	B3	B4	B6	B3	B4	B6	B3	B4	B6
1	0,36	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	0,32	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	0,18	0	0,19
3	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	0,18	0,09	0,19
4	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	0,17	0,17	0,27
5	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	0,21	0,15	0,12
6	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	0,29	0,15	0,11
7	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	0,29	0,13	0,07
8	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	0,34	0,16	0,23
9	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	0,18	0	0,33
10	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	0,22	0,07	0,21
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	0,29	0,08	0,29
12	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 37 et Figure 38 décrivent les Indices d'Abondance Moyenne (IAM ; Schonn et Astruch, 2021).

De manière générale, *Mytilus galloprovincialis* est dominante sur 28 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 moules se développent dès les premiers mètres du rivage, juste en dessous de la surface de l'eau, pour la majorité des stations. Sur

les 15 années de suivi, le nombre de signalisations de *Mytilus galloprovincialis* reste du même ordre de grandeur sur l'ensemble des 31 transects suivis autour des étangs de Berre et de Vaïne. Aucune profonde modification de la présence des moules n'est notée le long des transects de 100 m de longueur. 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 Vaïne. Comme en 2020, à la suite du fort recrutement observé en 2019 et l'observation d'un grand nombre de naissains, l'observation la plus fréquente de *Mytilus galloprovincialis* s'est faite sous forme de juvénile en 2021. Globalement, le peuplement de moules se caractérise : (i) pour les faibles valeurs d'IAM (inférieures à 100), par des individus isolés et/ou des agrégats inférieurs à 0.2 m ; (ii) pour les valeurs moyennes d'IAM (de 100 à 300), par un mélange hétérogène avec des agrégats inférieurs à 1 m et des sections continues ; (iii) pour les fortes valeurs d'IAM (comprises entre 300 et 500) par un développement majoritairement continu ou d'agrégats de 3 à 5 m.

En 2021, l'indice d'abondance moyen (IAM) d'*Arcuatula senhousia* est en moyenne de 54 à l'échelle de la zone d'étude. C'est la valeur la plus faible enregistrée depuis 2013. Les stations les plus colonisées sont toujours les stations du Golfe de Saint-Chamas (station 10 et 11). La moule *Arcuatula senhousia* est totalement absente sur 12 stations sur 31 (Figure 37).

Sur le plan interannuel, des moulières sont bien présentes autour de l'étang et l'on observe une augmentation générale de l'abondance des moules *Mytilus galloprovincialis*. Au contraire, *Arcuatula senhousia* (IAM le 2^e plus faible depuis 2006 et proche des valeurs de 2013) continue de diminuer en 2021 (Figure 39). 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 plus observée depuis 2018.

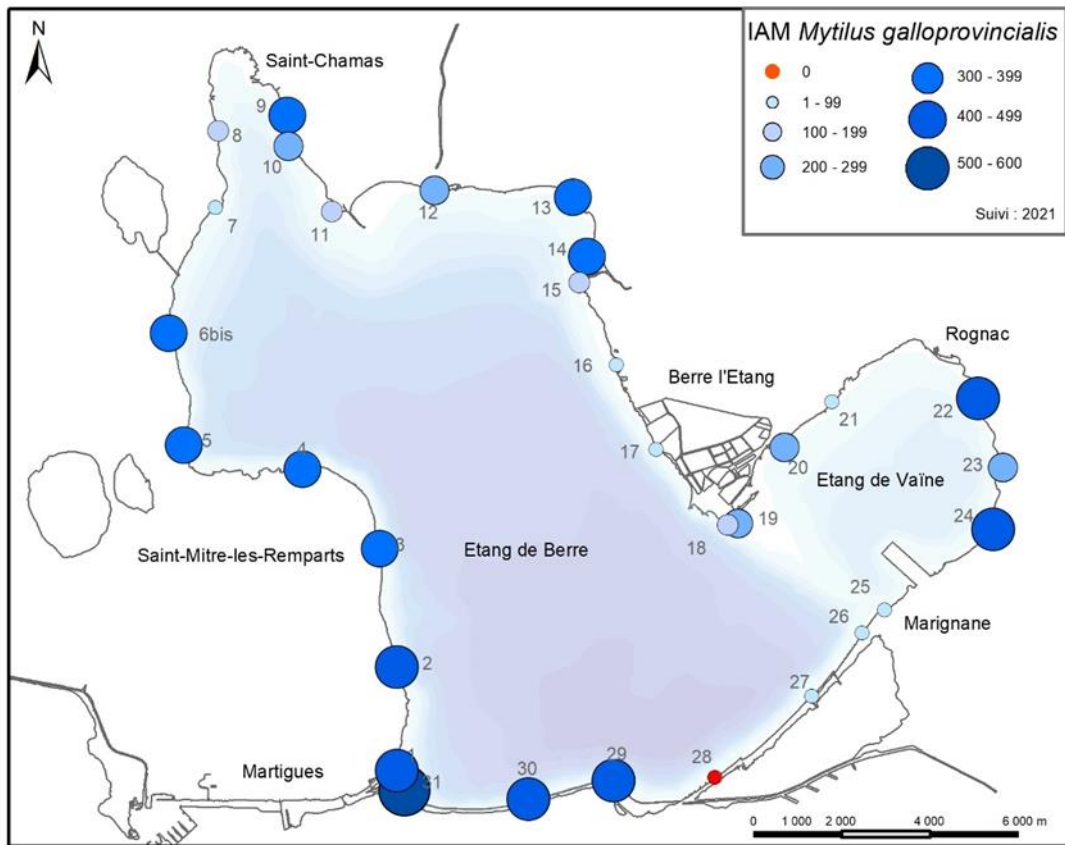


Figure 37 : Abondance (IAM) de *Mytilus galloprovincialis* en 2021 au niveau des 31 transects étudiés dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre (source : Gis Posidonie).

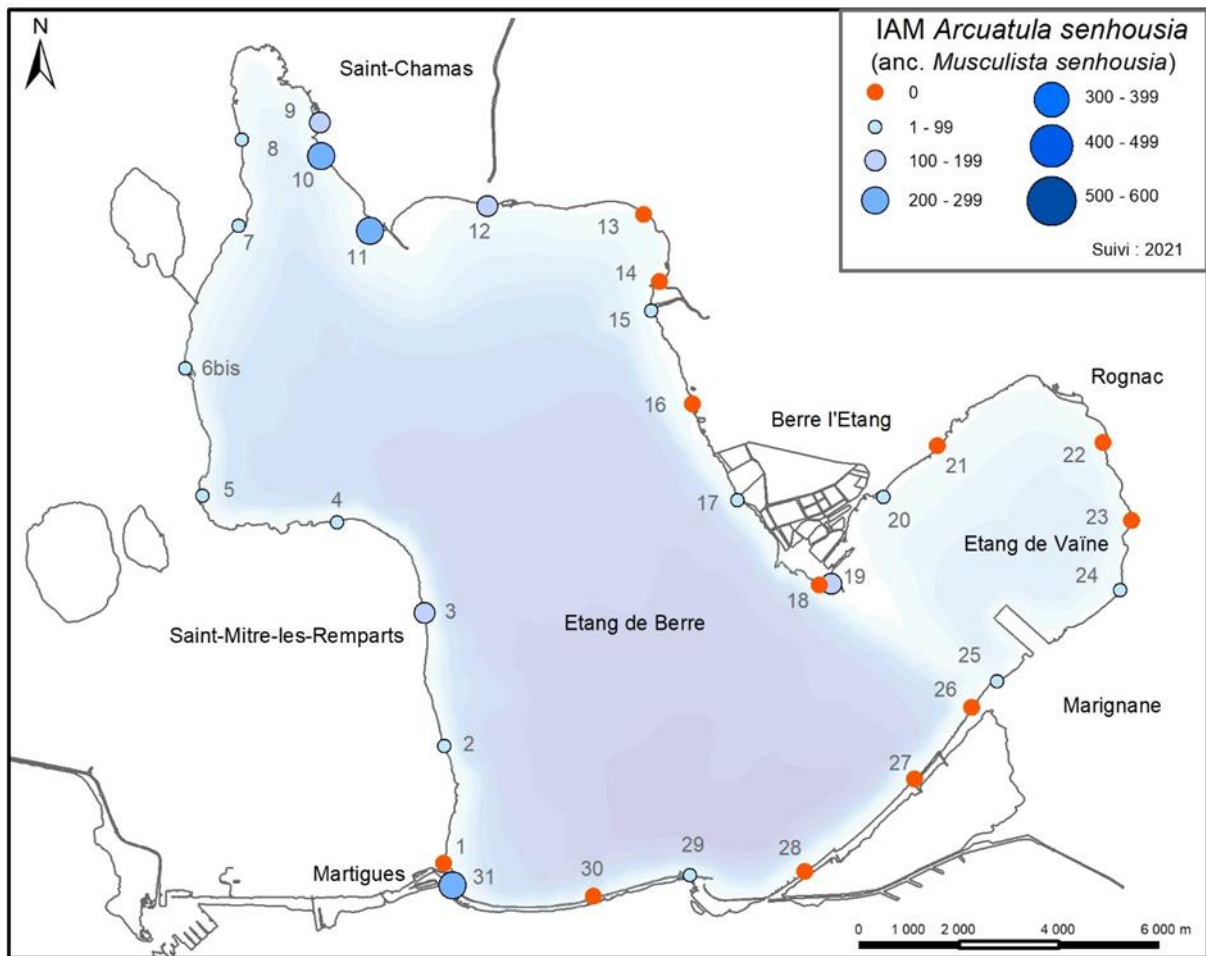


Figure 38 : Abondance (IAM) d'*Arcuatula senhousia* en 2021 au niveau des 31 transects étudiés dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre (source : Gis Posidonie).

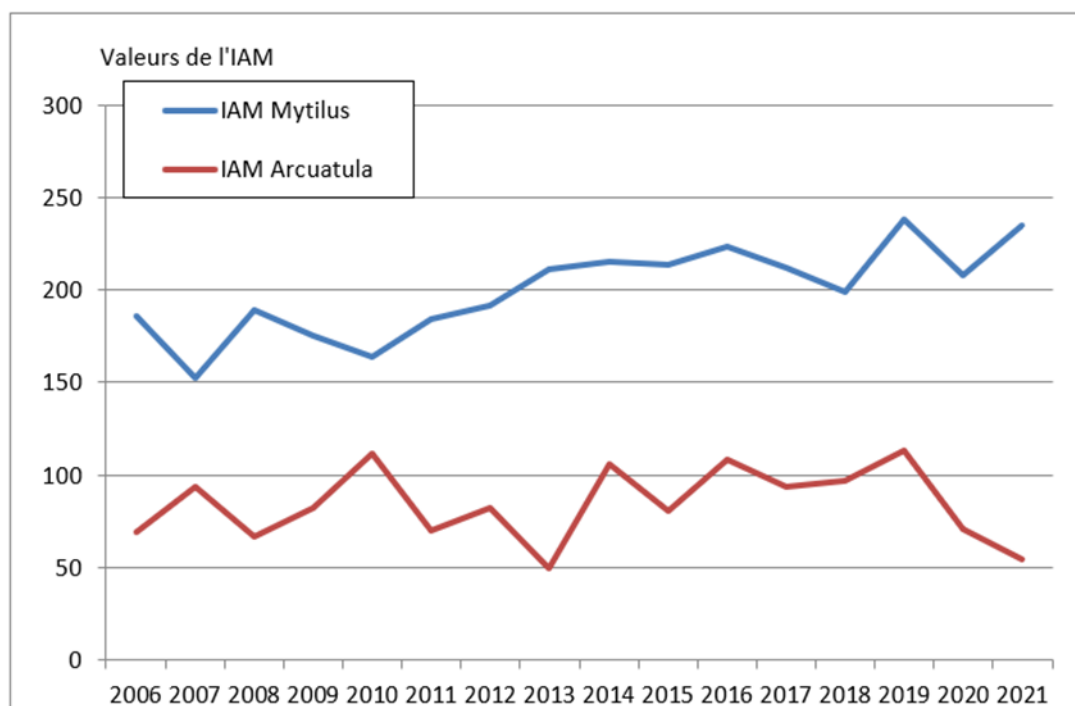


Figure 39 : Evolution des valeurs d'abondance (IAM) de *Mytilus galloprovincialis* et *Arcuatula senhousia* entre 2006 et 2021 au niveau des 31 stations étudiées, dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre (source : Gis Posidonie)

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'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. Ainsi sur le dernier suivi de 2021 (en septembre), les peuplements de palourdes de l'étang de Berre sont

en augmentation par rapport au mois de juin 2021. Surtout, les peuplements profonds, peu exploités, montrent une importante augmentation et on retrouve des valeurs proches d'avant la crise avec plus de 3000 tonnes seulement au niveau de la strate du Jaï. En 2022, une campagne d'évaluation globale des peuplements aura lieu sur l'ensemble de l'étang. Elle viendra affiner les estimations réalisées à partir de ces échantillonnages et permettra d'adapter au mieux les modalités de pêche pour assurer une gestion durable de la ressource.

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 1^{er} 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. Sur la base des résultats du suivi et du modèle de gestion développé dans le cadre de la thèse de Mme Mahé (voir chapitre ci-après), les modalités de pêche : quotas, nombre de licences, périodes et jours de pêche sont adaptés pour permettre une exploitation durable de la ressource. La réglementation en vigueur est régulièrement mise à jour sur le site du Gipreb (etangdeberre.org).

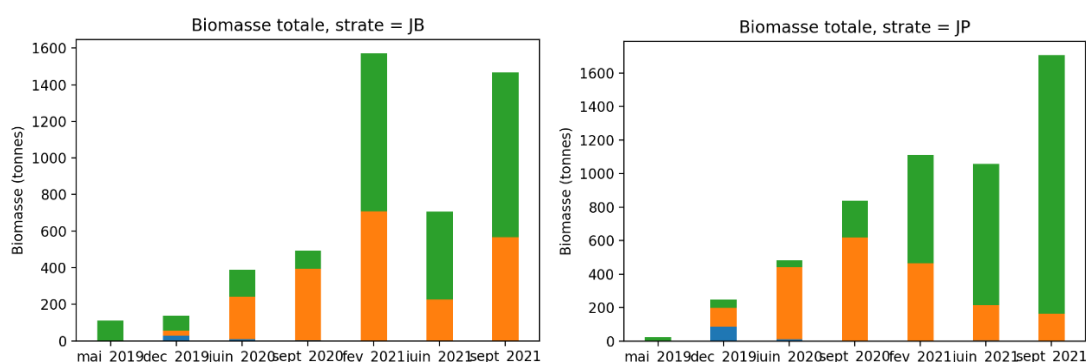


Figure 40. Estimation de la biomasse sur les strates du Jaï (entre 0 et 2 m JB ; et entre 2 et 5 m JP) en fonction des périodes de prélèvements et des différentes classes de taille : les juvéniles en bleu sont les individus mesurant moins de 17 mm, les adultes entre 17 et 30 mm sont représentés en orange la fraction exploitable en vert 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 2021 se caractérise par une **richesse spécifique toujours faible. Si on applique l'indice M-AMBI utilisé dans le cadre de la DCE, les peuplements de l'étang de Berre sont classés de « mauvais » à « médiocre » en 2021** (Tableaux 2 et 3).

Après la crise de 2018, la recolonisation se poursuit mais reste limitée 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 et on retrouve des niveaux similaires à avant la crise au moins au niveau du secteur du Jaï. Les espèces patrimoniales et à affinité marine telle que les grandes nacres, les oursins, les hippocampes qui étaient observées à la sortie du chenal de Caronte n'ont pas fait leur retour.

5 - COMPARTIMENTS « MACROPHYTES »

5.1 Suivi des macrophytes

Le suivi des macrophytes s'appuie sur 31 transects littoraux de 100 m de long (Figure 41). Il est réalisé en plongée sous-marine annuellement au mois de juin (période de plus forte végétation). Un indice d'abondance moyen (IAM) est calculé pour chacune des espèces de macrophytes présentes (Schonn et Astruch, 2021).

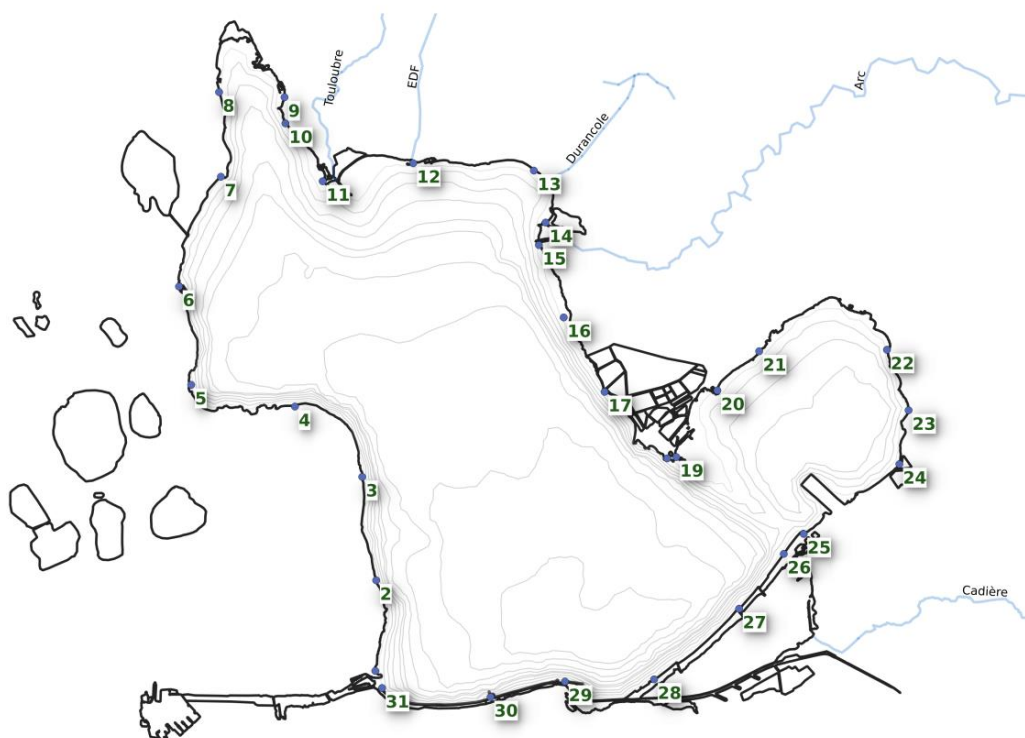


Figure 41 : Carte des 31 transects littoraux du suivi macrophytes.

Après la forte régression des herbiers de zostères (*Zostera noltei*) observée en 2019 et faisant suite à la crise écologique de 2018, les herbiers continuent leur progression observée depuis 2020. Cette progression se traduit par l'observation de rhizomes traçants qui colonisent les zones perdues par l'herbier lors de la crise. On observe cette année toujours une légère augmentation de l'IAM entre 2020 et 2021. Pour rappel, cet IAM a augmenté

depuis 2007 pour atteindre en 2018 la valeur la plus élevée depuis le début du suivi, soit 24.4. En 2021, l'IAM est de 10.0, ce qui se rapproche des valeurs observées entre 2014 et 2015.

L'abondance des chlorobiontes (algues vertes) qui était en forte diminution en 2020 amorce un retour modéré, l'abondance des chlorobiontes semble à nouveau se rapprocher des valeurs observées entre 2011 et 2017. Ce retour est particulièrement marqué chez le genre *Enteromorpha* qui présente en 2021 la plus forte abondance depuis 2004. Dans une moindre mesure, les Ulves et les Cladophores progressent également en abondance mais restent à des niveaux inférieurs à 2018. L'abondance des Cladophores est équivalente à celle des Enteromorphes en 2021, alors que les ulves y sont deux fois plus abondantes.

Les rhodobiontes (algues rouges) est le groupe majoritaire de macrophytes en 2021 et l'abondance de ce groupe est la plus importante observée depuis le début du suivi quantitatif en 1996. Les Gracilaires sont en légère diminution par rapport à 2020 et très en retrait par rapport au niveau d'avant la crise. Contrairement aux observations réalisées ces dernières années, on retrouve ce groupe principalement dans l'étang de Vaïne, en plus faible quantité, et très peu dans la partie nord de l'étang de Berre en 2021. L'espèce invasive *Agarophyton vermiculophyllum* (anc. *Gracilariopsis vermiculophylla*) fait l'objet d'un suivi particulier. En 2021, cette espèce retrouve ses niveaux de 2018 avec une présence sur 18 des 31 transects. On la retrouve principalement dans le nord et dans Vaïne. Les Callithamniae ont été observés sur quasiment l'ensemble des stations en 2021 (30 stations) avec l'abondance la plus importante observée depuis le début du suivi. Les Callithamniae sont particulièrement abondantes dans les stations au nord de l'étang et dans l'étang de Vaïne.



Figure 42 : Gracilaires avec probablement l'espèce invasive *Agarophyton vermiculophyllum* (anc. *Gracilariopsis vermiculophylla*)

(source : Gis Posidonie)

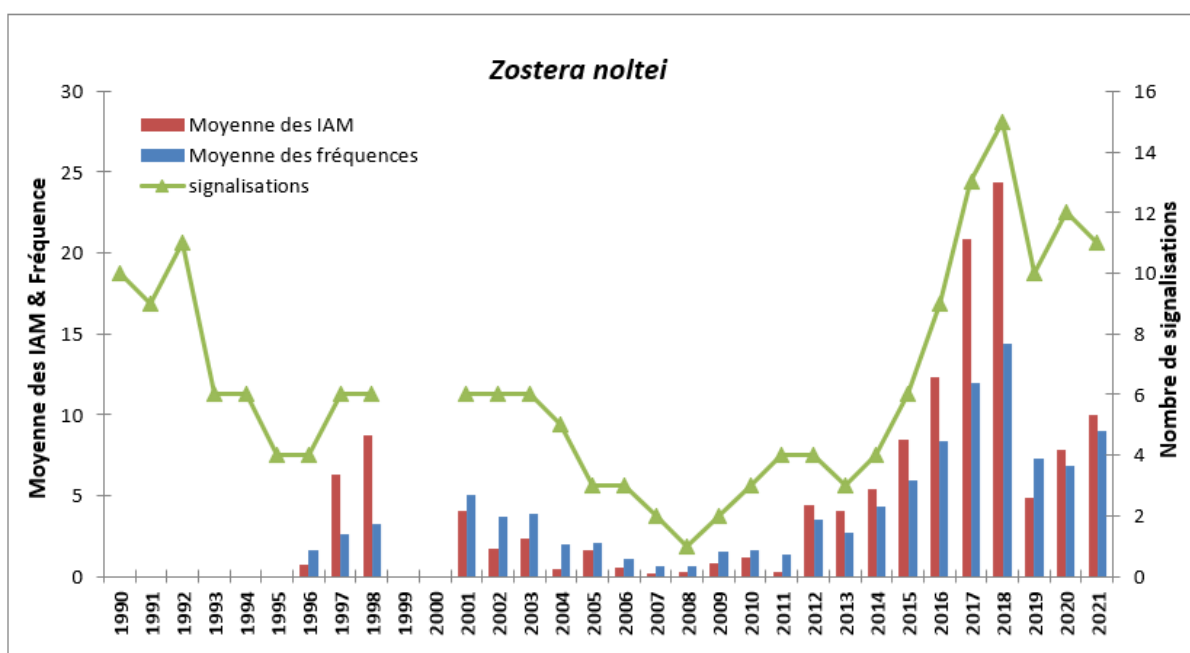


Figure 43 : Evolution de 1990 à 2010 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2021 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Zostera noltei*. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (source : Gis Posidonie)

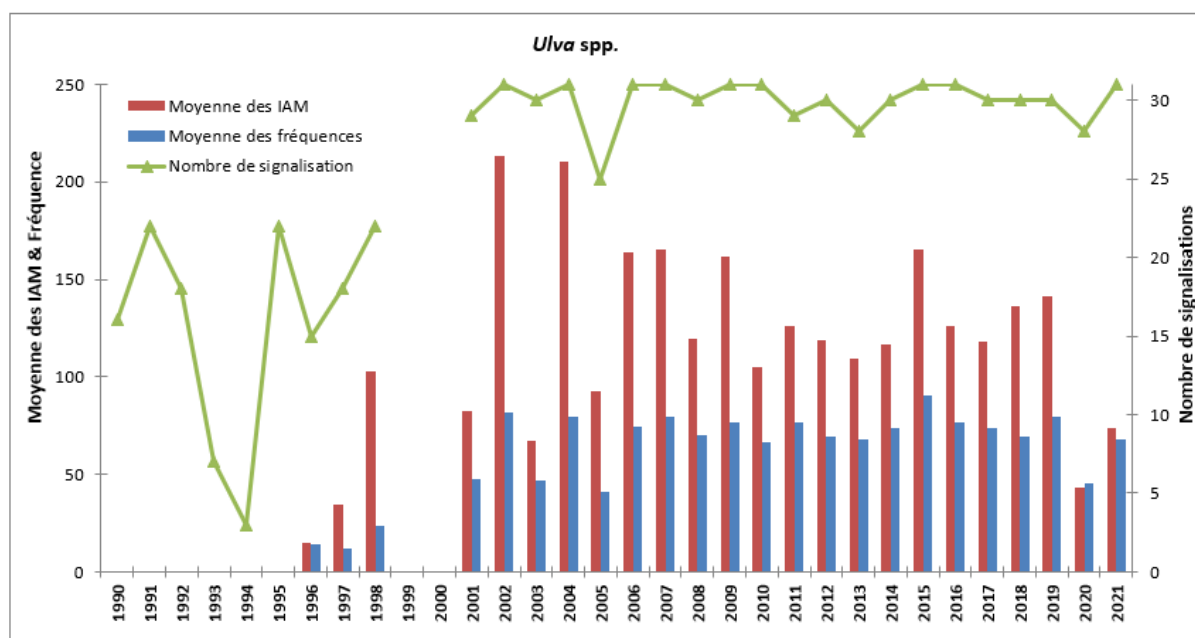


Figure 44 : Evolution de 1990 à 2021 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2021 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Ulva* spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (source : Gis Posidonie)

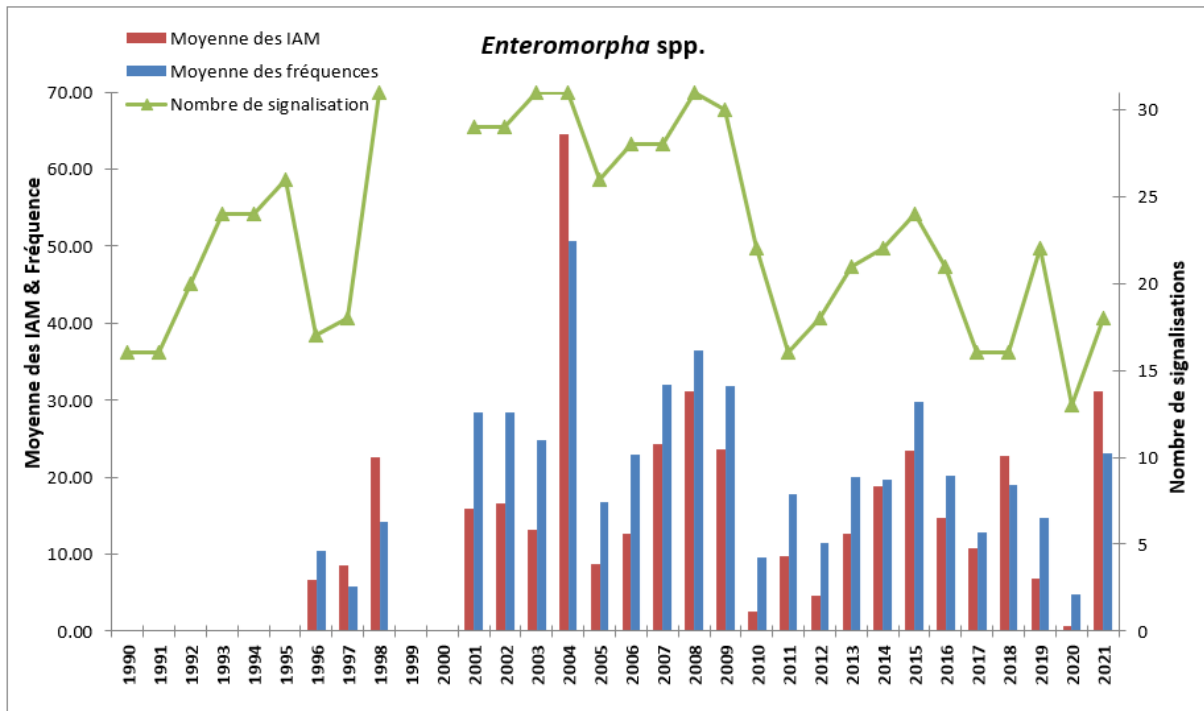


Figure 45 : Evolution de 1990 à 2021 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et, de 1996 à 2021, de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Enteromorpha* spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (source : Gis Posidonie)

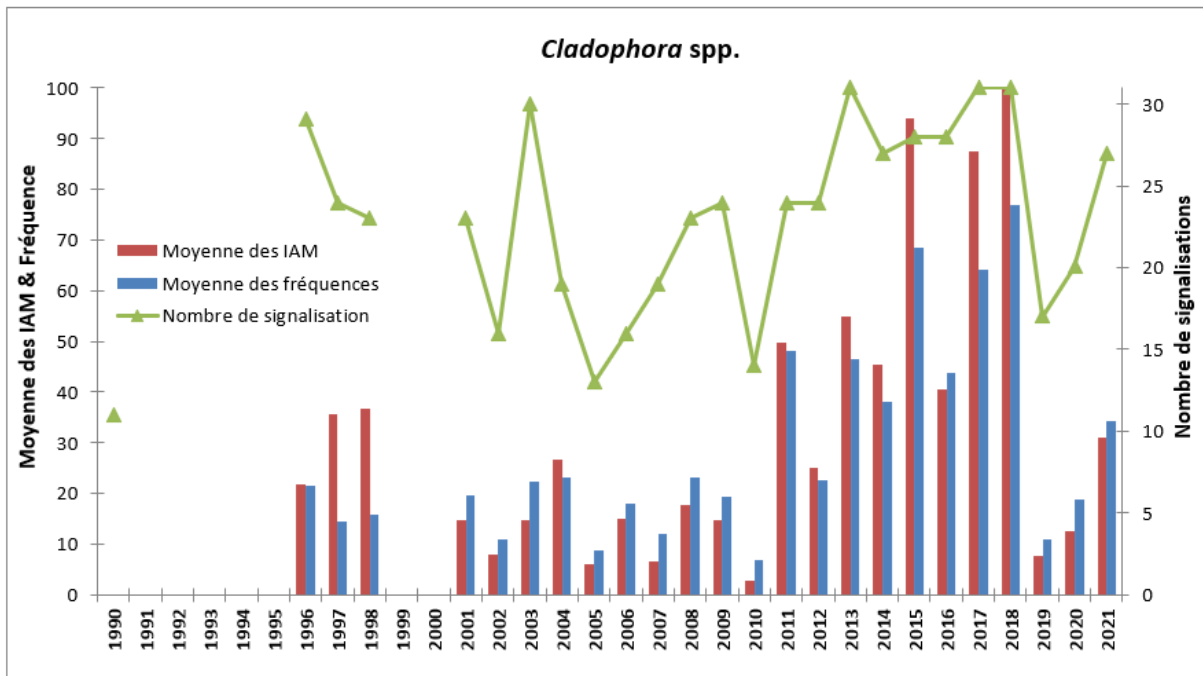


Figure 46 : Evolution de 1990 à 2021 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et, de 1996 à 2021, de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Cladophora* spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. (source : Gis Posidonie)

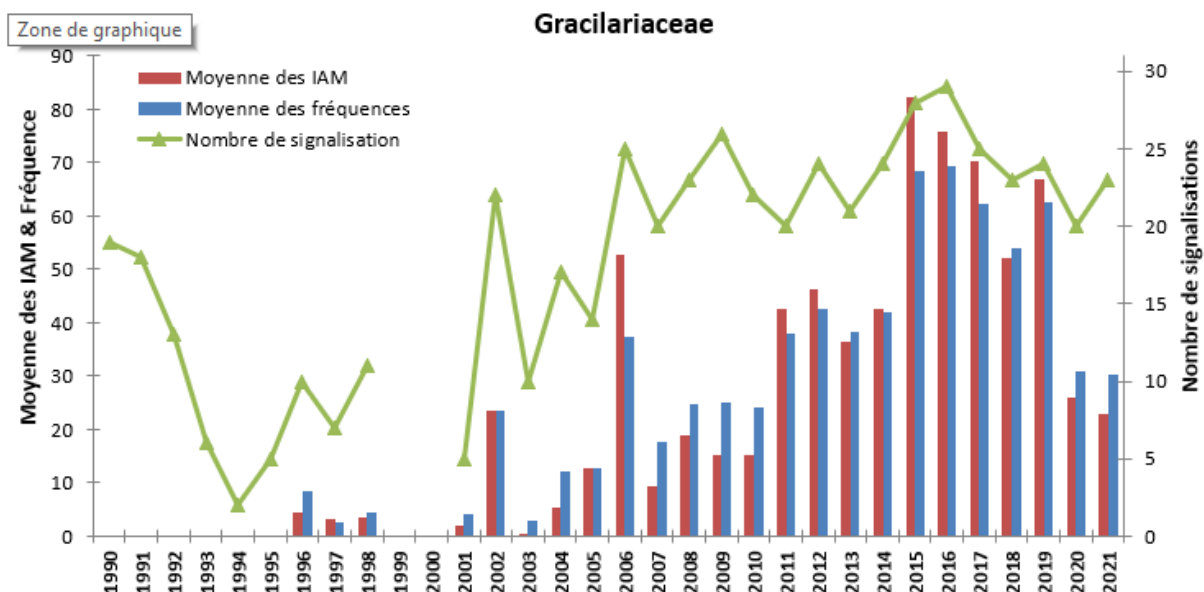


Figure 47 : Evolution de 1990 à 2021 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2021 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Gracilaria* spp.
NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011.
(source : Gis Posidonie)

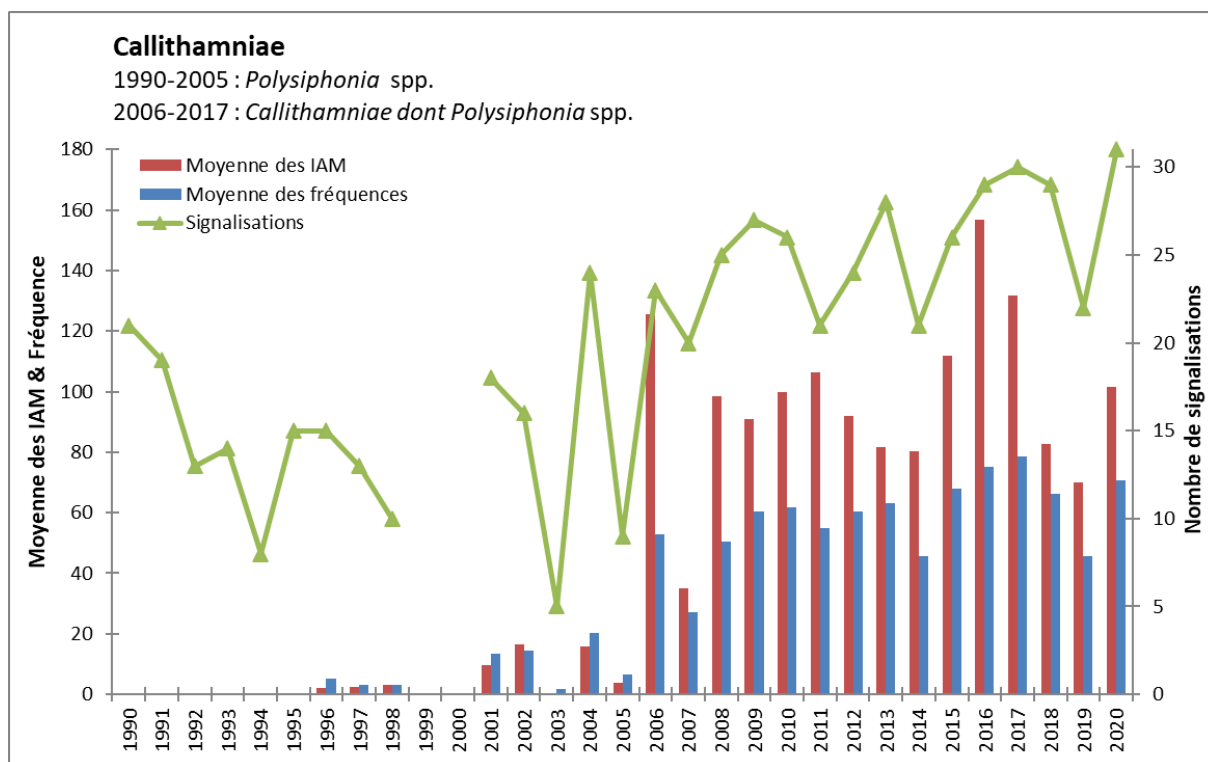


Figure 48 : Evolution de 1990 à 2020 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2020 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM des *Callithamniae*.
NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011
(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 « hotspots » 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 49) 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 49 : 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 pouvaient être observées jusqu'à 3,50 m. Un nouvel herbier s'était formé, à partir de coalescence de petites taches, sur la bordure littorale est (Bouquet) ; de nombreuses nouvelles taches avait également fait leur apparition sur cette même bordure littorale et dans une moindre mesure sur la côte ouest (Ranquet, Figuerolles).

En 2021, 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 11 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 intermattes (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 2021, on observe une dynamique de recolonisation très active sur l'ensemble des secteurs. **La surface totale d'herbier est ainsi estimée à 14,7 ha** ce qui reste en dessous des 18 ha de 2017 (avant la crise) mais représente plus de 50 % d'augmentation depuis 2019. La dynamique de progression est particulièrement marquée sur la côte est et dans le bassin de délimonage. 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 ces taches peuvent se rejoindre (coalescence) pour former des taches plus grandes puis éventuellement des herbiers. Cependant, à ce stade sur ces secteurs, il est encore difficile de parler d'herbiers au sens écologique du terme. En effet, ces taches disparates, éparées, 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. De manière globale, les herbiers

présents dans l'étang sont très fragmentés. Des projets de restauration, comme le projet Zorro, porté par des associations, et basé sur de la récolte et du semis de graines de *Zostera* pourraient aussi participer à ce processus de recolonisation et de dynamisation des herbiers.

Tableau 4 : Comparaison des surfaces d'herbiers de zostères entre 2017 et 2021, sur différents secteurs de l'étang de Berre.

Secteur	Surface 2017	Surface 2018	Surface 2019	Surface 2020	Surface 2021
Pointe de Berre	27 299 m ²	25 590 m ²	1 898 m ²	4 729 m ²	5 840 m ²
Figuerolles (côte ouest)	1 146 m ²	2 407 m ²	2 597 m ²	2 058 m ²	5 799 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	30 778 m ²
Marettes (étang de Vaine, à l'est)	19 849 m ²	20 976 m ²	294 m ²	9 036 m ²	11 948 m ²
Bassin de délimonage	66 558 m ²	Non disponible	55 891 m ²	49 555 m ²	86 105 m ²
Surface totale	17,93 ha	Non disponible	7,2 ha	8,2 ha	14,7 ha

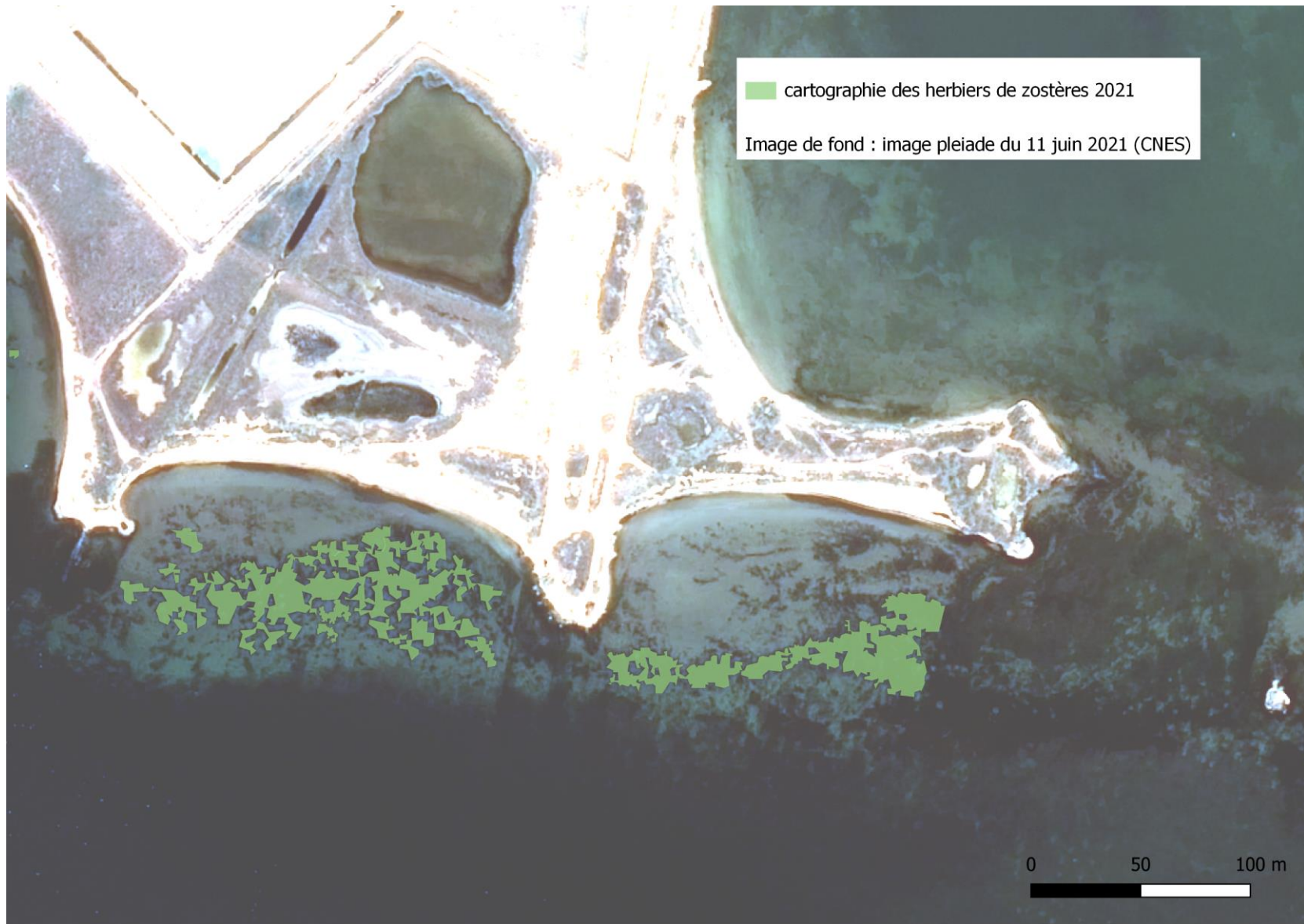


Figure 50 : Cartographie des herbiers de zostères à la Pointe de Berre en 2021 (source photo : image Pleiades 2021 CNES)

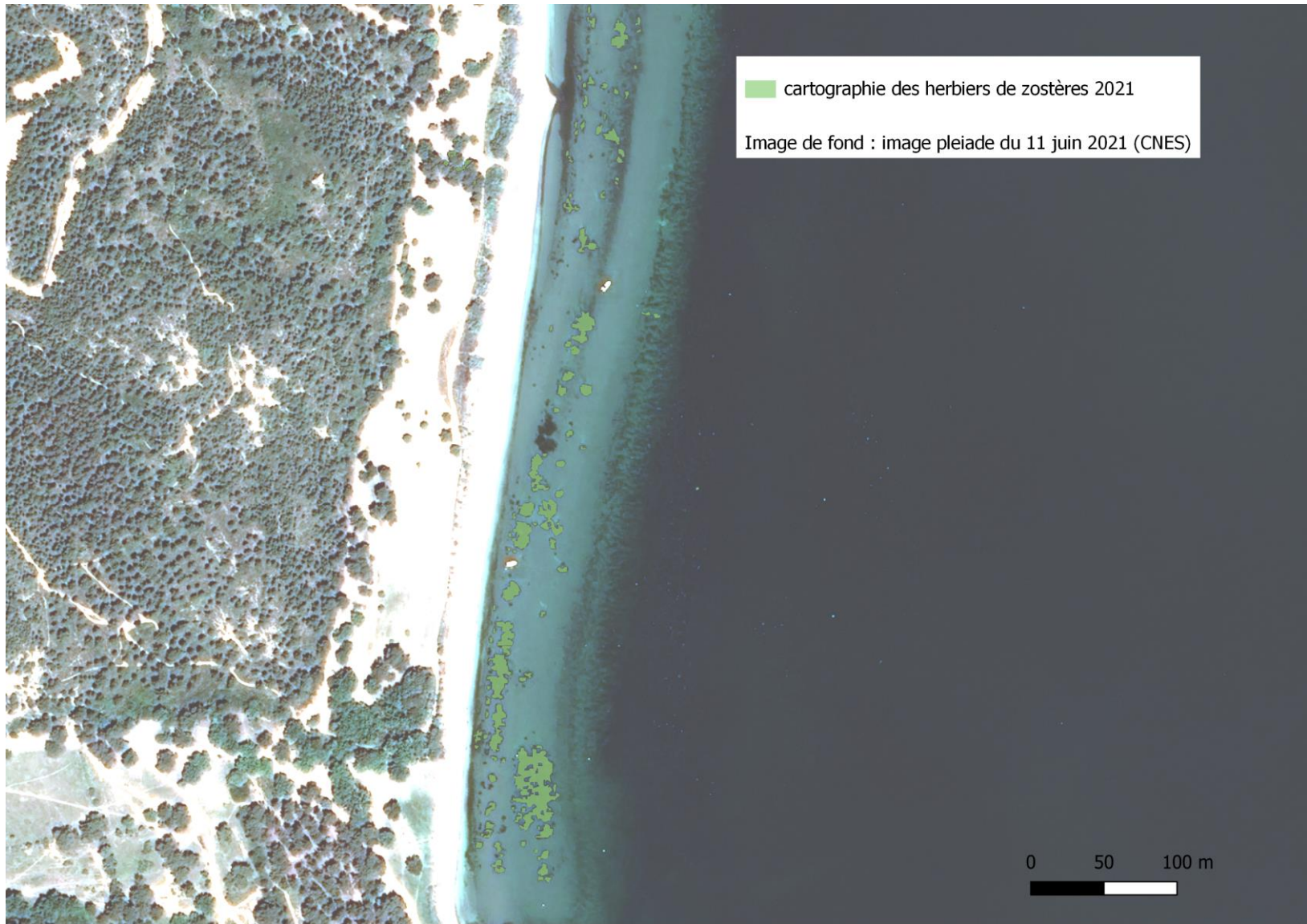


Figure 51 : Cartographie des herbiers de zostères à Figuerolles en 2021 (photo : image Pleiades 2021, CNES)



Figure 52 : Cartographie des herbiers de zostères dans le bassin de délimonage en 2021 (photo : image Pleiades 2021, CNES)

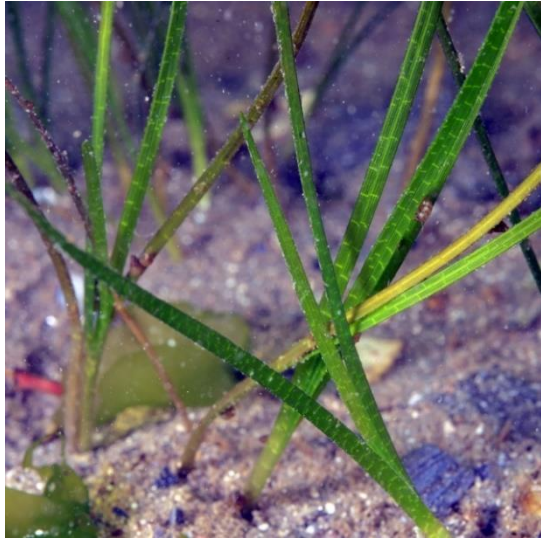
5.3 Synthèse

Les espèces de macrophytes ont réagi différemment aux conditions du milieu selon les espèces considérées. Les résultats du suivi de 2021 montrent une nouvelle composition de l'assemblage des macrophytes, présentes en grandes quantités sur les fonds de l'étang de Berre et de Vaïne au travers des Callithamniae et des Enteromorphes. La zostère *Zostera noltei* progresse constamment depuis 2019 mais son aire d'occupation reste faible au regard des objectifs fixés par le GIPREB et la DCE.

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. Ce groupe est même en augmentation en 2021 par rapport à 2020.** Les rhodobiontes et notamment les Callithamniae sont le groupe le plus abondant de l'étang.

Les zostères qui avaient montré une forte régression à la suite de la crise écologique de 2018 sont en progression et atteignent dorénavant 14.7 ha. Cependant, il s'agit principalement d'herbiers fragmentés ne permettant pas d'assurer le rôle écologique qu'on attendrait de cette espèce clé. La dynamique de progression laisse espérer, si elle se poursuit, le retour de véritables herbiers prochainement. 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 auprès de la Commission européenne.

La reprise observée se fait à partir de jeunes pousses de zostères autour de taches persistantes ou à partir de nouvelles taches. Cette dynamique est notamment observée sur les herbiers de la côte est (Bouquet) et du bassin de délimonage.



© Steven Weinberg

6 - AUTRES PROJETS SCIENTIFIQUES

6.1 Projets de recherche et thèses en cours

6.1.1 Thèse sur les palourdes japonaises de l'étang de Berre

Mathilde Mahé a soutenu en février 2022 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.

L'objectif de cette thèse est la gestion durable d'une ressource halieutique, avec l'exemple de la palourde japonaise *Ruditapes philippinarum* (Adams et Reeve, 1850) dans l'étang de Berre (près de Marseille – France). Afin de mieux adapter un modèle de gestion de la pêche dans l'étang de Berre, il est nécessaire d'améliorer les connaissances sur cette espèce dans ce milieu sur la base d'expériences *in situ*. Le SL_{50} est de 20 – 23 mm. Les palourdes se reproduisent entre mars - avril et septembre - octobre lorsque les températures de l'eau sont supérieures à 11°C. Les paramètres VBGF sont $L_{\infty} = 35,70 \text{ mm}$ et $K = 3,90 \cdot 10^{-3} \text{ jours}^{-1}$. Dans l'étang de Berre, la prédation est considérée comme négligeable. La mortalité naturelle est donc liée à la sénescence et aux maladies, qui ont une prévalence assez faible, elle varie entre 0,64 et 2,85 année^{-1} selon la taille des individus. En 2019, une campagne sur l'ensemble de l'étang de Berre entre 0 et 5 m a montré que l'abondance était de 552,07 millions d'individus pour une biomasse de 2 903,62 tonnes ; avec une forte disparité dans la répartition : deux zones représentaient 69 % de l'abondance totale et 80 % de la biomasse totale. Ces zones ont été suivies régulièrement et montrent une diminution en abondance de 10 % probablement dû à du braconnage. La pêche à pied a été abordée par des comptages et a été estimée à 62 tonnes de palourdes pour l'été 2018. A l'échelle annuelle, la pression de pêche professionnelle est de 142 tonnes. L'ensemble de ces données *in situ* est intégré dans un modèle de gestion regroupant un modèle individuel DEB alimentant un modèle de population en trois catégories de taille (juvénile, adulte entre 20 et 30 mm et adulte ayant la maille). Les sorties du modèle permettent de comparer des scénarios de pêche lors de COPIL et d'aider à la prise de décisions. La méthodologie mise

en place dans le cadre de cette thèse est transposable à d'autres couples espèces & milieu. L'originalité de cette thèse est d'avoir mené l'ensemble de ces travaux en parallèle. Chaque étude se nourrissant des autres et vice-versa.

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 »](#).

6.1.2 Etude statistique sur les données de l'observatoire

La base de données de l'observatoire scientifique de l'étang de Berre est une richesse incroyable. Cet observatoire mis en place depuis les années 1990 se concentre sur les principaux compartiments de l'écosystème : les variables forçantes (vent et débits de la centrale hydroélectrique, les variables physiques (salinité, température), les concentrations en éléments eutrophisant dans la colonne d'eau, les communautés phytoplanctoniques et les communautés de macrophytes. Afin de mieux analyser les évolutions de l'écosystème, D. Nerini et C. Mante, chercheurs statisticiens au MIO, ont analysés l'ensembles des données disponibles (jusqu'en 2020) avec des moyens mathématiques avancés et novateurs (analyses fonctionnelles des données, analyses factorielles particulières, traitement de séries temporelles multi-échelles).

Ce résumé non technique prend le parti de présenter les principaux résultats de manière synthétique sans rentrer dans le détail des analyses et méthodes statistiques utilisées.

Les débits de la centrale, la diminution de la moyenne des débits de la centrale à partir de 2005 (lissage) s'accompagne également d'une diminution de l'écart-type et donc de l'amplitude des variations de débits, sauf en 2019 où les débits sont les plus faibles mais l'écart-type relativement élevé.

Les variables physico-chimiques (Température, Salinité, O₂ dissous). Les nouvelles modalités de rejets de la centrale ont permis une stabilisation de la salinité. Les profils des sondes à la station centrale H12 montrent une distinction avant et après 2005. Après 2005, la stratification haline, liée à la salinité, est moins marquée, de même que la désoxygénation du fond. Ainsi, la modification de la politique des rejets de 2005 a réduit le gradient de salinité fond/surface. Cette stratification moins forte induit une plus grande facilité de mélange permettant une oxygénation (plus fréquente ?) de la couche de fond (au-delà de 6m).

Les facteurs forçant : Les régimes de vent sont dominés par le Mistral (N-NW) et le vent d'est (E-SE). Depuis 2004, les coups de Mistral se sont décalés de 30° vers l'ouest. En 2018, les vents de N-NW ont les intensités les plus faibles de la période et se caractérisent par l'absence de coup de vent de mistral fort (>8 m.s⁻¹) en été et des coups de vents fort mais de durée brève pendant l'automne.

Rupture de stratification : Entre 2006 et 2018, 244 épisodes de mélanges ont été identifiés à la station automatique SA3. S'il n'y a pas de relations apparentes entre la vitesse de mélange et l'intensité de la stratification, en revanche, le gradient de salinité surface-fond est fortement corrélé aux débits de la centrale EDF survenus 2,5 mois auparavant. Pour la salinité et ses gradients, il y a donc un « temps de réaction » de l'étang sous l'effet des apports d'eau durancienne.

L'intensité moyenne des vents liés à ces épisodes de mélange est de 10,3 m.s⁻¹. Il est intéressant de noter une saisonnalité dans la valeur de cette intensité avec des maxima d'intensités au printemps et des valeurs minimums en automne. Ces pics correspondent aux pics observés de gradient de salinité maximums montrant qu'il faut un vent d'intensité plus forte pour briser une colonne d'eau dont la stratification est plus forte. Il est intéressant de noter que l'intensité de vent nécessaire au mélange augmente depuis 2015 en lien avec l'augmentation des débits EDF. Cette évolution à la hausse du gradient rend ainsi les mélanges moins fréquents du fait d'une plus faible occurrence des coups de vent les plus forts.

Phytoplancton : L'abondance totale en phytoplancton décroît depuis 2005. A partir de 2012, on observe une baisse des abondances de diatomées (au profit des dinoflagellés). Il n'y pas de co-présence de diatomées et de dinoflagellés, mais plutôt une alternance entre les deux assemblages.

Variables hydrologiques (Azote, Phosphore et Chlorophylle) : Il existe une forte composante saisonnière sur ces variables. Il existe un décalage temporel d'un mois entre le

maximum hivernal de débit et le maximum annuel de NO₃. Le cycle saisonnier des phosphates fait apparaître un maximum à l'automne en relation avec les périodes d'anoxie dans l'étang qui provoque un relargage de PO₄ dans la colonne d'eau. L'automne 2018 se caractérise par une hausse massive de la concentration des différentes variables mesurées qui caractérisent un épisode de malaïgue. L'année 2017 est celle qui présente un automne particulier sans pic de phosphates, avec un niveau de MES le plus faible enregistré à l'automne et des niveaux de CHLA historiquement bas, des niveaux bas d'azote total très bas également. Si l'on fait référence au chapitre précédent sur le vent comme facteur de forçage, cette année 2017 présente un automne des plus ventés, tant en nombre de coup de vent > 10m/s qu'en durée de ces coups de vent. Le milieu est resté raisonnablement oxygéné modulant ainsi le relargage des phosphates et l'apparition d'un bloom massif de phytoplancton.

Macrophytes : L'analyse des données montre une période de stabilité de 2010 à 2015 avec des peuplements dominés par les algues nitrophiles (ulves notamment) et avec des zostères à des niveaux très bas. A partir de 2015, il y a un changement notable dans la structure des communautés de macro-algues jusqu'en 2018. Ce changement de structure s'explique par une recolonisation des fonds par ces espèces de macro-algues qui suit cette période de stabilité des communautés. Ceci s'accompagne d'une hausse des niveaux d'occupation observés le long de transects côte-large. La dynamique de recolonisation est globale mais la manière dont sont recolonisés les transects dépend de l'espèce considérée. Les ulves restent à des niveaux élevés mais on assiste au développement des Gracilaires et des Zostères. L'année 2019 qui suit l'épisode de mortalité massive de 2018 se caractérise par un retour des communautés avec des niveaux d'occupation proche des années 2010-2015. Ceci est moins notable pour les gracilaires. Cette période de stabilité 2010-2015 puis de recolonisation 2016-2018 peut être mis en relation avec la remarquable stabilité des variables hydrologiques dans leur dynamique périodique à l'échelle annuelle sur la période 2010-2017.

6.1.3 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. Thèse soutenue le 9 décembre 2021. Voir la page internet « [thèse de Caroline Paugam](#) ».
- Thèse d'Alexandre Mignucci (UMR MARBEC) dirigée par David J. McKenzie sur le rôle de l'environnement dans la dynamique spatiale des poissons marins à l'interface lagune-mer en Méditerranée française : approches d'écologie spatiale et d'écophysiologie appliquées à trois espèces côtières dont l'étang de Berre. Thèse soutenue le 13 décembre 2021

- Le Projet CONNECT-MED 2 (IFREMER) se poursuit en 2021 : 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 2021 la relève des données des capteurs acoustiques positionnés dans l'étang et dans le chenal de Caronte.

- Le projet HYPERNET (IMEV) se poursuit dans le cadre du développement d'un réseau international de radiomètres hyper-spectrales avec le premier site opérationnel en France qui se situe sur l'étang de Berre au niveau de la bouée centrale dite « H12 ». Le but de ces radiomètres et d'assurer à terme la surveillance des eaux littorales (Matières en suspension, Chlorophylle, Algues toxiques, etc.) par des mesures enregistrées entre autres par les capteurs satellitaires Sentinel2-MSI et Sentinel3-OLCI de l'ESA.

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.

6.2 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 côtières 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 en 2018 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 2021

Après une année 2020 marquée par des apports d'eaux importants, l'année 2021 est une année moyenne aussi bien en termes de pluviométrie, d'apport par les rivières que par la centrale hydroélectrique avec **1 077,80 millions de m³** d'eau pour cette dernière. Les apports globaux en eau se situent dans la moyenne des 10 dernières années. La saisonnalité de ces apports assez classiques avec des apports principaux à l'hiver et à l'automne et très peu en période estivale. Des turbinages ont tout de même eu lieu au mois de juin et ont engendré une stratification haline et des anoxies en profondeur. Mais le reste de l'été, les faibles apports estivaux combinés aux conditions climatiques favorables avec un vent en fréquence et en intensité suffisante pour assurer un mélange efficace de la colonne d'eau ont permis de limiter la récurrence et l'intensité des épisodes d'anoxie. Les apports modérés d'avril à septembre de la centrale ont aussi contribué aux faibles concentrations en éléments nutritifs observés en 2021 et à retrouver ainsi des niveaux d'eutrophisation comparables aux années 2016-2017. Il n'a pas été observé de blooms phytoplanctoniques marqués non plus.

Ces niveaux d'eutrophisation ont aussi impacté le compartiment des macrophytes avec un nouvel assemblage. Les macrophytes sont toujours présents en grandes quantités mais sont principalement représentés par des Callithamniae et des Enteromorphes. Les espèces nitrophiles (ulves, cladophores, enteromorphe), sont toujours présentes et même en augmentation par rapport à 2020 mais ce sont les rhodobiontes qui sont le groupe le plus abondant.

La recolonisation des zostères depuis la crise de 2018 se poursuit et les herbiers atteignent en 2021, 14,7 ha. Cette dynamique de progression est encourageante. Cependant, cette surface reste toujours faible eu égard aux objectifs de recolonisation du Gipreb ou de la DCE (1 500 ha). D'autant que les zostères en 2021 sont présentes principalement sous la forme de taches ou parfois regroupées mais ne constituent pas des herbiers au sens écologique. En effet, les surfaces couvertes et le recouvrement ne permettent pas d'assurer leur rôle écologique (production d'oxygène, zones de frayères et de nurserie, hot-spot de biodiversité, stabilisation des sédiments...).

Le compartiment de la macrofaune benthique progresse également mais reste très faible et ne retrouve pas les niveaux d'avant crise. Pour rappel, de août à décembre 2018, ce sont près de 93 % de la surface de l'étang qui avaient été impactés par des anoxies et donc des mortalités massives de ce compartiment. La reprise est forcément lente d'autant plus que les sources de recolonisation sont faibles. Il n'y a pas de zones refuges dans l'étang pour ces espèces. Cette recolonisation repose donc sur le potentiel de recolonisation des individus survivants, ce qui est limité par les épisodes d'anoxies, notamment ceux de 2020. En 2021, ces épisodes, plus rares, vont peut-être permettre une meilleure recolonisation. Cela a notamment été le cas pour les palourdes. La gestion des modalités de pêche, avec des restrictions fortes, a permis de limiter la pression de pêche et couplé à une bonne dynamique de reproduction, les stocks ont pu se reconstituer.

De manière générale, on retrouve un écosystème proche de celui observé en 2016/2017 avec un faible niveau d'eutrophisation très faible dans la colonne d'eau, un compartiment macrophytes dominé par les rhodobiontes, une dynamique de progression pour les zostères et un compartiment de la macrofaune benthique toujours très dégradé. L'étang de Berre reste toujours un écosystème fortement contraint. Les moindres augmentations des apports engendrent des stratifications importantes et une augmentation de l'eutrophisation dont la combinaison est à l'origine des anoxies. Les apports en eau douce constituent toujours la contrainte majeure qui pèsent sur l'écosystème. D'autres freins au développement de l'écosystème s'y ajoutent comme la faible transparence de l'eau, résultant de la concentration en chlorophylle *a* et de la charge en matière en suspension (dont les limons), ou la richesse en matière organique des sédiments qui constitue une base pour le relargage de nutriments en condition anoxique. Ces contraintes ne permettent pas de conclure sur une trajectoire favorable de l'écosystème, tant des dégradations de ces contraintes pourraient être à l'origine d'un nouveau recul. La résilience de l'écosystème observé depuis 2019 est encourageante mais reste fragile.

7.2 Trajectoire écologique

Le diagramme de Schramm (Schramm, 1999) est une représentation schématique des changements relatifs des producteurs primaires (phytoplancton, macrophytes) et des

paramètres physico-chimiques dans un gradient d'eutrophisation. C'est un diagramme qui a été adapté aux lagunes polyhalines (Le Fur, 2018).

La Figure 53 présente ce diagramme en y plaçant la situation de l'étang de Berre avant 2000, entre 2000 et 2005, et la situation en 2017, 2018, 2020 et 2021. Dans cette trajectoire écologique, la situation en 2021 est caractérisée par :

- des niveaux de nutriment relativement faibles ;
- une forte régression des herbiers depuis la crise de 2018 ;
- 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.

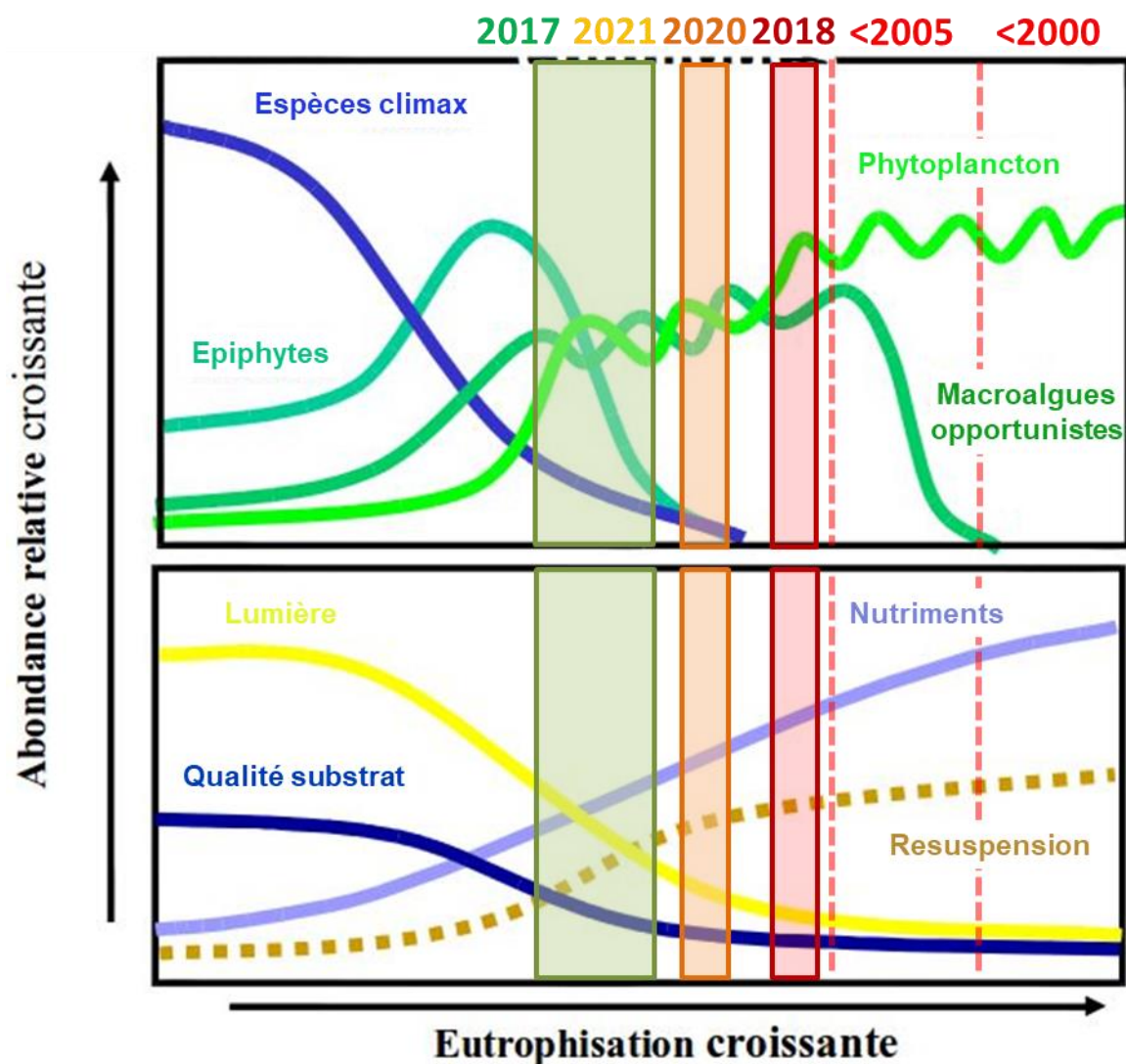


Figure 53 : Diagramme de Schramm (1999), modifié par T. Laugier : état de l'étang de Berre avant 2000, avant 2005, en 2017, en 2018, 2020 et 2021. « Espèces climax » correspondent à des espèces de référence comme les zostères, et « macroalgues opportunistes » correspondent à des algues du type ulves.

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 2021, les niveaux d'eutrophisation de la colonne d'eau sont faibles, le compartiments macrophytes montre une dynamique de progression importante avec près de 15 ha. Seul le compartiment de la macrofaune benthique tarde à retrouver une dynamique favorable, même si sur la fine bordure**

côtière, le retour des peuplements de palourdes est de bon augure. En 2021, les conséquences de la crise sont presque effacées et l'écosystème se rapproche de celui d'avant crise (2017).

La recolonisation des zostères n'est pas encore totale et les contraintes toujours très fortes sur le compartiment benthique constituent un état plus dégradé que la situation de 2017.

L'évolution en 2022 sera intéressante à suivre. 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

- 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.
- Schohn T., Astruch P., 2021. 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 2021. Contrat GIS Posidonie/GIPREB. GIS Posidonie publ., Marseille, Fr., 85 p + annexes.
- 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

