



ETANG DE BERRE
UNEXPECTED
COASTAL
LAGOON |
L'INATTENDU |

Observatoire du milieu

2022



SOMMAIRE

RETOUR SUR LA SITUATION DE LA FIN DE L'ANNEE 2021.....	6
RESUME DE L'ANNEE 2022.....	8
CONTEXTE	10
1 - METEOROLOGIE ET APPORTS	14
1.1 Conditions météorologiques de l'année 2022	14
1.2 Apports par la centrale de Saint-Chamas.....	15
1.2.1 Apports d'eau	15
1.2.2 Apports de limons.....	16
1.3 Apports par les tributaires	17
1.4 Synthèse des apports	18
2 - COMPARTIMENT « EAU »	21
2.1 Température et salinité	21
2.2 Oxygène dissous	24
2.3 Nutriments	25
2.3.1 Azote inorganique: NO ₃ , NO ₂ , NH ₄	25
2.3.2 Phosphore inorganique : PO ₄	29
2.3.3 Azote (Nt) et Phosphore total (Pt)	31
3 - MATIERE EN SUSPENSION ET TRANSPARENCE	34
3.1 Matière en suspension (MES).....	34
3.1.1 Disque de Secchi.....	35
3.2 Chlorophylle-a / Phytoplancton	37
3.3 Synthèse.....	39
4 - COMPARTIMENTS « SEDIMENTS ».....	40
4.1 Qualité des sédiments	40
4.2 Macrofaune benthique	40

4.2.1	Résultats du suivi 2022.....	40
4.3	Suivi des peuplements de moules	45
4.4	Zoom sur les peuplements de palourdes	48
4.5	Synthèse.....	50
5	- COMPARTIMENTS « MACROPHYTES »	51
5.1	Suivi des macrophytes.....	51
5.2	Focus sur les herbiers de zostères	56
5.2.1	Généralités sur les herbiers de zostères.....	56
5.2.2	Cartographie des herbiers	57
5.3	Synthèse.....	64
6	- ETANG DE BOLMON.....	65
6.1	Présentation et protocole	65
6.2	Résultat du suivi 2022.....	66
7	- AUTRES PROJETS SCIENTIFIQUES.....	68
7.1	Projets de recherche et thèses en cours.....	68
7.1.1	Thèse de Julie Régis	68
7.1.2	Thèse de Louison Huchet.....	69
7.1.3	Thèse de Samuel Martin.....	70
7.1.4	Autres projets	71
7.2	Classement de l'état des masses d'eau au titre de la DCE, mis à jour à partir des données IFREMER de 2021	72
8	- CONCLUSION.....	75
8.1	Conclusion sur l'état du milieu en 2022.....	75
8.2	Trajectoire écologique.....	78
	BIBLIOGRAPHIE	81

RETOUR SUR LA SITUATION DE LA FIN DE L'ANNEE 2021

Après une année 2020 marquée par des apports d'eau 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 dix dernières années. La saisonnalité de ces apports est 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. Ces rejets estivaux sont particulièrement néfastes pour l'écosystème car ils constituent un apport de nutriments et renforcent la stratification alors que les conditions climatiques estivales sont déjà bien installées. 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 observées 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 l'installation d'un nouvel assemblage. Les macrophytes sont toujours présentes en grande quantité 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.

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 pauvre et ne retrouve pas ses 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 qui couplé à une bonne dynamique de reproduction a permis aux stocks de 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'après l'analyse statistique des données, si les volumes de turbinages annuels conditionnent le fonctionnement de l'étang, la saisonnalité des rejets s'affirment également comme un paramètre majeur, notamment pour la période estivale. D'autres freins au développement de l'écosystème en découlent 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.

RESUME DE L'ANNEE 2022

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 2022 tout en les replaçant dans une trajectoire historique.

En 2022, les conditions météorologiques ont été marquées par une importante sécheresse et des températures estivales caniculaires. Cette sécheresse a contraint EDF dans son régime de turbinés et les apports par la centrale hydroélectrique ont été les plus faibles depuis sa mise en place avec seulement **357,5 hm³** en 2022. Ces apports ont été principalement réalisés en janvier, février et en fin d'année. Entre mars et octobre, il y a eu seulement 50 hm³ de rejets depuis la centrale.

Ces faibles rejets vont avoir plusieurs conséquences favorables sur l'écosystème de l'étang de Berre en 2022 :

- une salinité qui va augmenter depuis le printemps et se maintenir élevée tout l'automne. On observe 27 de salinité en juin, 30 en août et novembre.
- diminution de l'eutrophisation (en lien avec les apports en azote et phosphore faibles en 2022, on constate que les paramètres de la colonne d'eau, notamment les concentrations en composés azotés et phosphorés restent faibles tout au long de l'année. Il en va de même pour les concentrations de chlorophylle *a* et aucun bloom ne sera observé en 2022).
- une transparence des eaux exceptionnelle en 2022 avec plus de 4 m en moyenne mesurée au disque de Secchi. Il s'agit de la meilleure transparence enregistrée depuis le début du suivi.

Ces effets vont se diffuser sur l'ensemble des compartiments de l'écosystème et permettre à l'écosystème de l'étang de Berre de retrouver en 2022 un fonctionnement équilibré. Ainsi, les conditions de salinité plus élevée et les plus faibles apports vont modifier les peuplements de macrophytes. Si les espèces nitrophiles (ulves, cladophores, enteromorphe), sont toujours

présentes, on constate une diminution des Gracilaires au profit des *Ceramium*, espèces plus halines. La bonne transparence des eaux va aussi profiter aux zostères. En 2022, les herbiers de zostères recouvrent 25,2 ha soit la plus forte valeur observée depuis leur quasi disparition (1,2 ha en 1990) mais aussi la plus forte croissance. Ce résultat est loin de l'objectif de 1 500 ha pour atteindre le bon état au titre de la DCE mais cette résilience dans des conditions favorables laisse entrevoir un espoir si ces conditions venaient à se pérenniser.

Au niveau de la macrofaune benthique aussi, il y a des effets positifs. La faible stratification a permis des conditions d'oxygénation favorables même dans les zones profondes. En effet, on a enregistré en 2022 les meilleures conditions d'oxygénation. Cela a permis d'observer des espèces vivantes toute l'année en profondeur et de voir petit à petit les peuplements se diversifier. Néanmoins, les peuplements restent encore pauvres et il faudrait plusieurs années favorables pour retrouver des peuplements vraiment diversifiés. 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. Au niveau du littoral, les peuplements de palourdes se sont complètement reconstitués ainsi que les moulières littorales.

Pourtant, les conditions climatiques de 2022 auraient pu laisser présager d'une nouvelle crise écologique. En effet, en 2022, les conditions météorologiques (températures, vent) ont été « pires » qu'en 2018 (année d'exceptionnelle malaïgue en lien avec l'anoxie du milieu). Il y a eu des températures supérieures et moins de coups de vent pendant la période estivale de 2022 par rapport à celle de 2018. La principale différence qui a permis l'absence de crise en 2022 et surtout des conditions favorables pour l'écosystème a été la faible stratification de la masse d'eau quasiment absente en lien direct avec des apports en eau douce plus faibles en 2022 par rapport à 2018. Ainsi de janvier à juin, EDF a rejeté 739 hm³ d'eau en 2018 contre seulement 238,7 hm³ en 2022. Moins d'eau douce signifie une salinité de surface plus élevée, donc une stratification plus faible, donc un brassage plus efficace : il faut moins de force pour casser la stratification. L'absence de stratification et les brassages réguliers ont permis la diffusion de l'oxygène dissous depuis la surface par un effet d'agitation mécanique prenant le dessus sur le taux de saturation de l'eau en oxygène lié à la température.

Cette différence de comportement de l'écosystème en 2022 par rapport en 2018 s'explique donc uniquement par la différence de rejets de la centrale. Ce qui témoigne de la prédominance de ce paramètre sur la dynamique 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 cinq grandes problématiques que sont le contrôle de l'équilibre eau douce/eau salée notamment la stratification, 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 moyenne et la stratification 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. C'est aussi un indicateur local de l'eutrophisation en zone côtière.



Figure 1 : Carte de l'étang de Berre

Ce rapport présente les résultats de l'Observatoire en 2022. Ces données sont d'abord décrites afin de caractériser l'état des lieux en 2022, 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

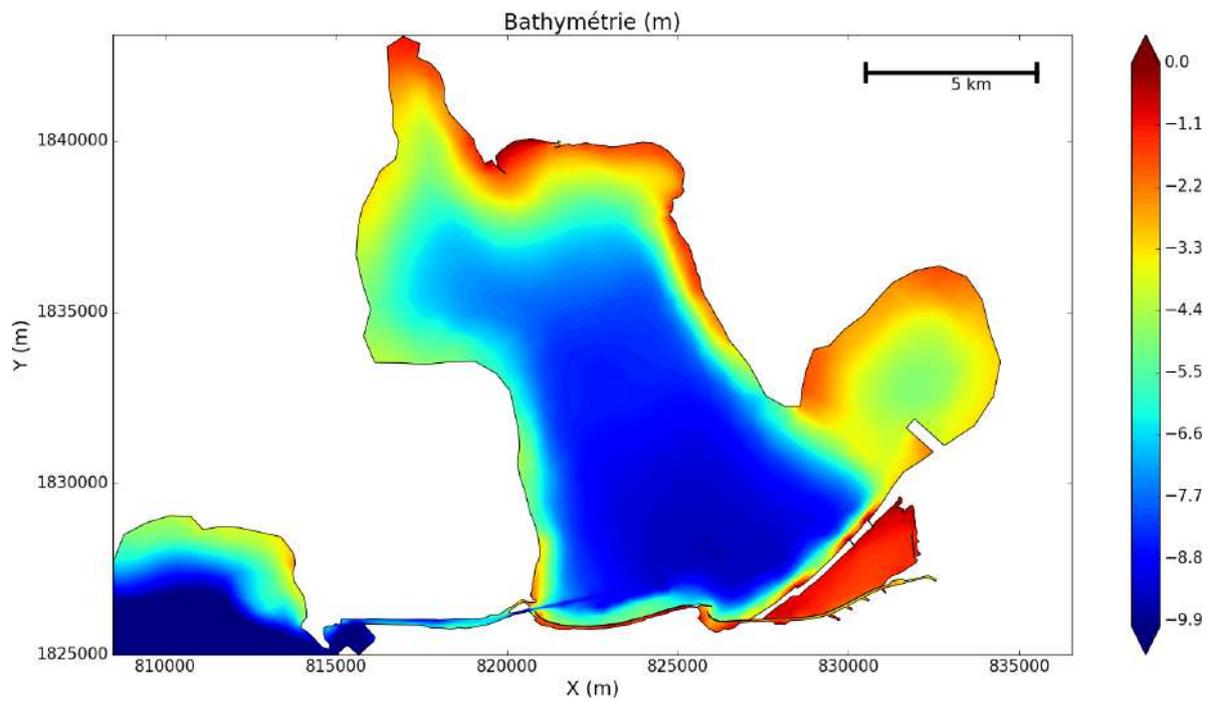


Figure 2 : Bathymétrie de l'étang de Berre
(données compilées à partir de différentes sources : SHOM, données Gipreb, LITTO3D)

1 - METEOROLOGIE ET APPORTS

1.1 Conditions météorologiques de l'année 2022

L'année 2022 a été l'année la plus chaude jamais enregistrée en France depuis le début du XXe siècle. Au niveau de la station météorologique de Marignane, l'écart sur l'année par rapport aux normes (1981-2010) est de +2.1 °C. A l'échelle saisonnière, on remarque toutefois un mois de janvier et de novembre plus frais que la normale (1981-2010). Par contre, la saison estivale a été très chaude.

La pluviométrie a été faible au cours de l'année 2022 (335,6 mm d'eau sur l'année soit - 35 % soit par rapport aux normales 1981-2010 (Figure 4). La pluviométrie s'est concentrée sur la fin de l'année. **Cette pluviométrie correspond à un apport direct de 52 millions de m³ inférieur à la moyenne des 10 dernières années (86 millions de m³).**

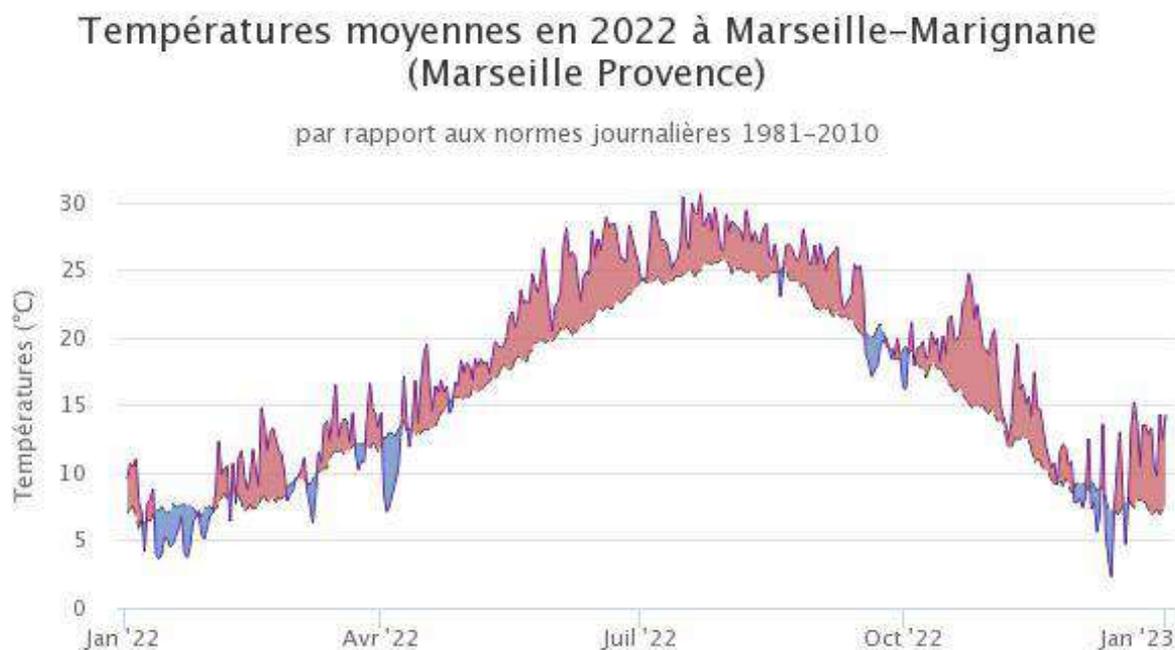


Figure 3 : Écart par rapport aux normes des températures de 2022. En rouge température supérieure aux normes (1981-2010) et en bleu inférieure aux normes (1981 - 2010) à la station de Marseille-Marignane (source : Infoclimat).

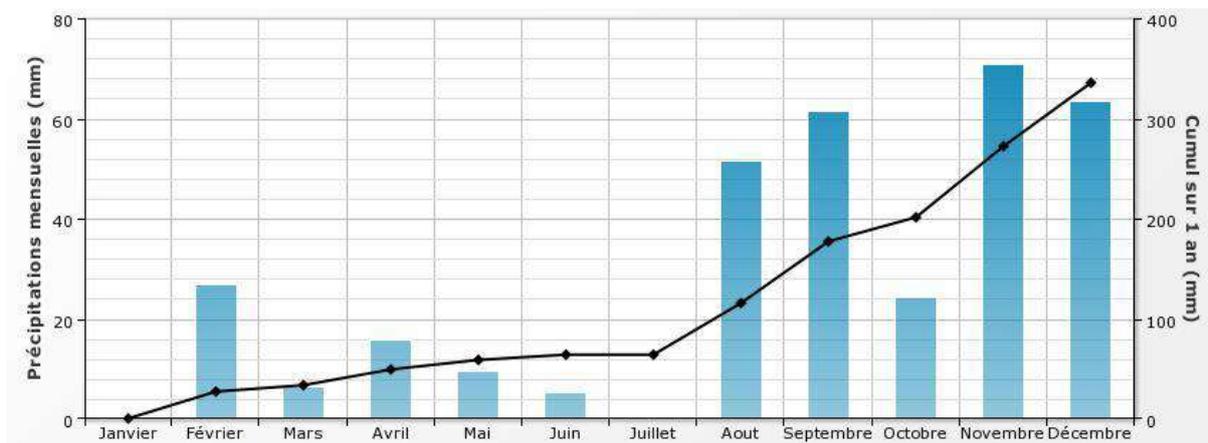


Figure 4 : Précipitations mensuelles et cumul sur la station de Marseille-Marignane en 2022 (source : Infoclimat)

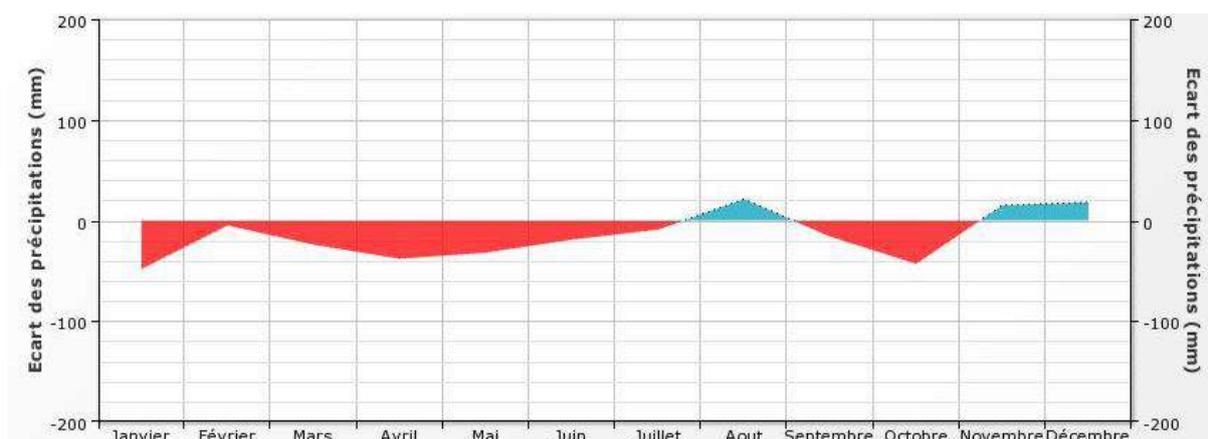


Figure 5 : Ecart mensuel aux normales des cumuls mensuels de précipitation pour l'année 2022 à la station de Marignane. La normale est calculée sur les années 1981-2010 par MétéoFrance.

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 2022 (de janvier à décembre).

En 2022, sur l'année civile, les apports par la centrale hydro-électrique sont de **357,50 millions de m³** d'eau (Figure 6). Il s'agit du plus faible apport annuel historique, presque trois fois moins que la moyenne depuis 2006 (952 millions de m³). Surtout, plus de la moitié de ces apports ont eu lieu en janvier-février. Ensuite, entre mars et octobre, les turbinages ont été très restreints, seulement 71 millions de m³ cumulés. La reprise des turbinages en fin d'année a été tardive et de faible ampleur, avec seulement 103 millions de m³ entre octobre et décembre. En 2022, les turbinages ont été fortement contraints par la disponibilité de la ressource en eau. La sécheresse sur la région a entraîné un manque d'eau important et n'a pas permis le remplissage des lacs de tête (Serre-Ponçon et Sainte-Croix). Ainsi, avec cette faible disponibilité de l'eau et les contraintes liées aux autres usages de l'eau (irrigation, potabilité, tourisme), EDF n'a pas pu turbiner pendant toute la période de mars à octobre.

Sur la base des concentrations mesurées par Gouze *et al.* (2014), les apports en eau de l'année 2022 correspondent à un apport de 366 tonnes d'azote et 10 tonnes de phosphore à la lagune.

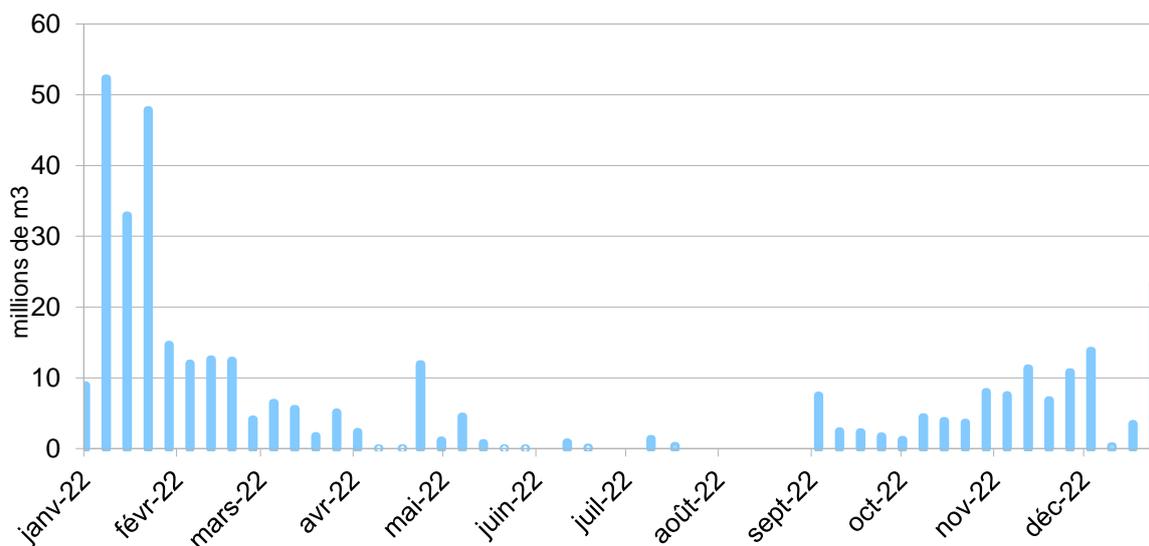


Figure 6 : Cumul hebdomadaire des apports d'eau (millions de m³) à l'étang de Berre par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas en 2022 (source : données EDF).

1.2.2 Apports de limons

Les apports de limons par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas ont été de **15 352 tonnes** pour l'année 2022. Il s'agit du plus faible apport depuis l'ouverture de la centrale hydro-électrique et près de 3 fois moins que la moyenne depuis 2006 (47 700 tonnes – moyenne entre 2006 et 2020).

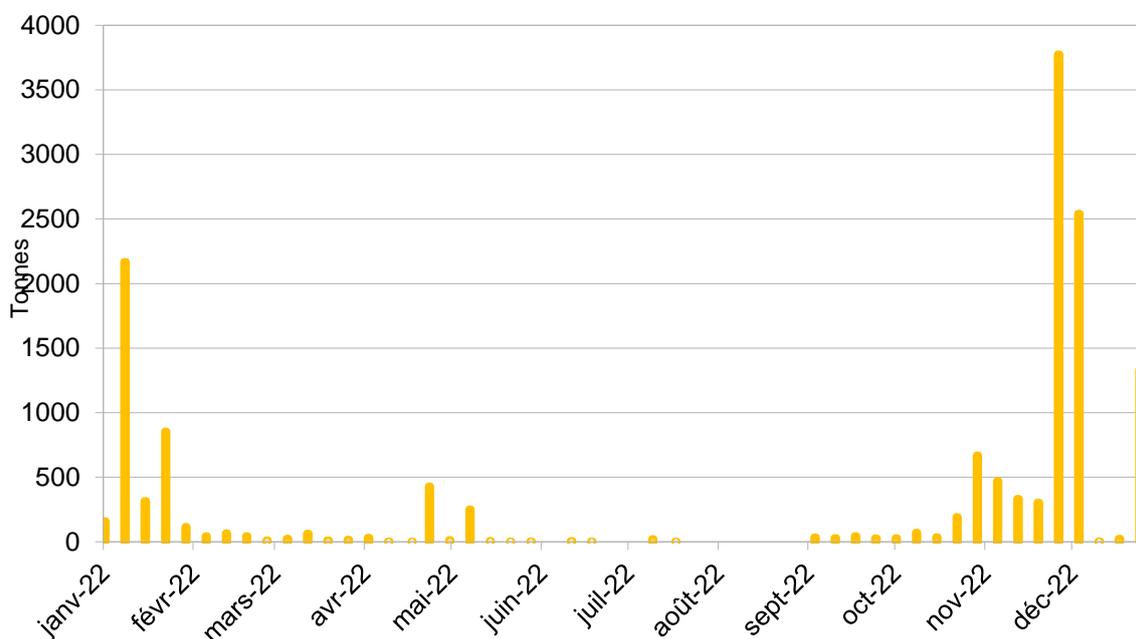


Figure 7 : Cumul hebdomadaire des apports de limons (tonnes) à l'étang de Berre par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas en 2022 (source : données EDF).

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 retours de canaux d'irrigation sur sa partie aval. Ces retours, constitués d'eau durancienne, sont indépendants de la pluviométrie locale et confère à cet affluent un régime hydrologique très artificialisé. En 2022, leurs apports ont été respectivement de 48,3, 61,2 et 20,5 millions de m³ d'eau soit un apport total de **130 millions de m³ d'eau** (Figure 8, données Banque HYDRO). Ces apports sont en baisse par rapport aux années précédentes (192 millions de m³). Pour la Durançole, il n'y a pas de données disponibles sur son débit.

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-Naiades) dans les tributaires sont des mesures mensuelles ou bimensuelles (pour Azote, Phosphore et MES).

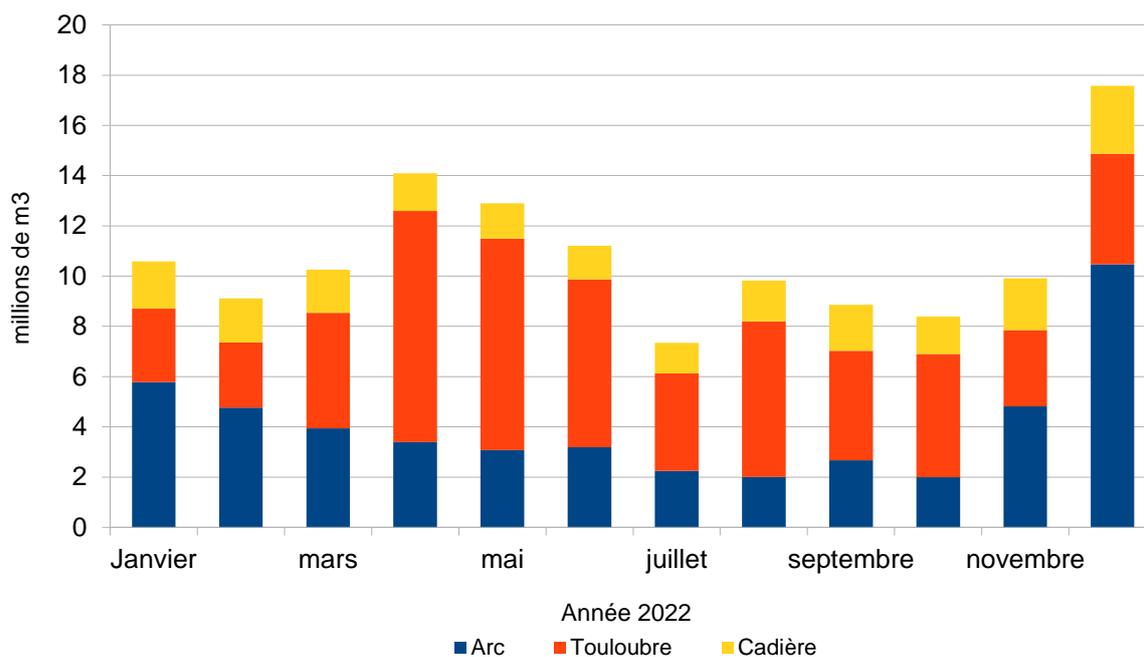


Figure 8 : Apports en eau des principaux tributaires de l'étang de Berre en 2022
(source : Banque Hydro).

Tableau 1 : Synthèse des apports en eaux en 2022 (source : EDF, Banque HYDRO).

	Centrale EDF de Saint-Chamas	Arc	Touloubre	Cadière	Impluvium direct
Apports d'eau (m ³)	357,50.10 ⁶	48,3.10 ⁶	61,2.10 ⁶	20,5.10 ⁶	52.10 ⁶

En termes d'apports en substances eutrophisantes (Azote et Phosphore), l'année 2022 est l'année avec le plus faible apport en azote total depuis 2005 (Figure 9) et la troisième pour les apports de phosphore total (Figure 10). En 2022, les apports EDF représentent 42 % des apports d'azote total, et 18 % des apports de phosphore. En raison des faibles quantités turbinées en 2022, ces pourcentages sont en deçà des ratios habituellement constatés. Ils étaient respectivement de 57 % et 34 % sur la moyenne des cinq dernières années (Figure 11). De manière générale, on peut dire que les apports en azote et phosphore ont été faibles en 2022 comparativement aux années précédentes. Néanmoins, cela représente des apports totaux de 868 T d'azote total et 53 T de phosphore total.

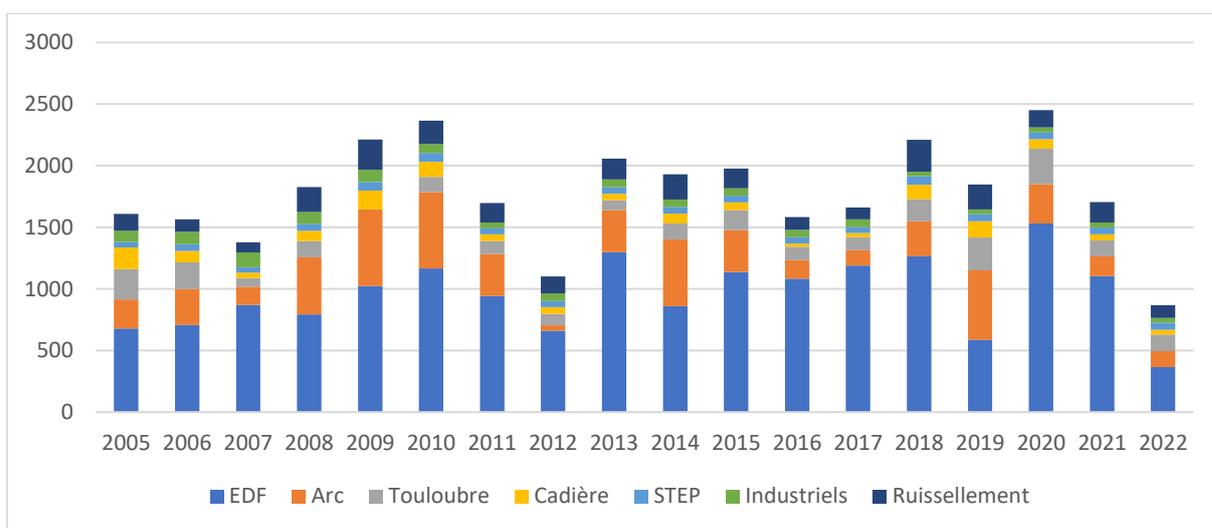


Figure 9 : Apports annuels en azote total des principaux contributeurs entre 2005 et 2022.

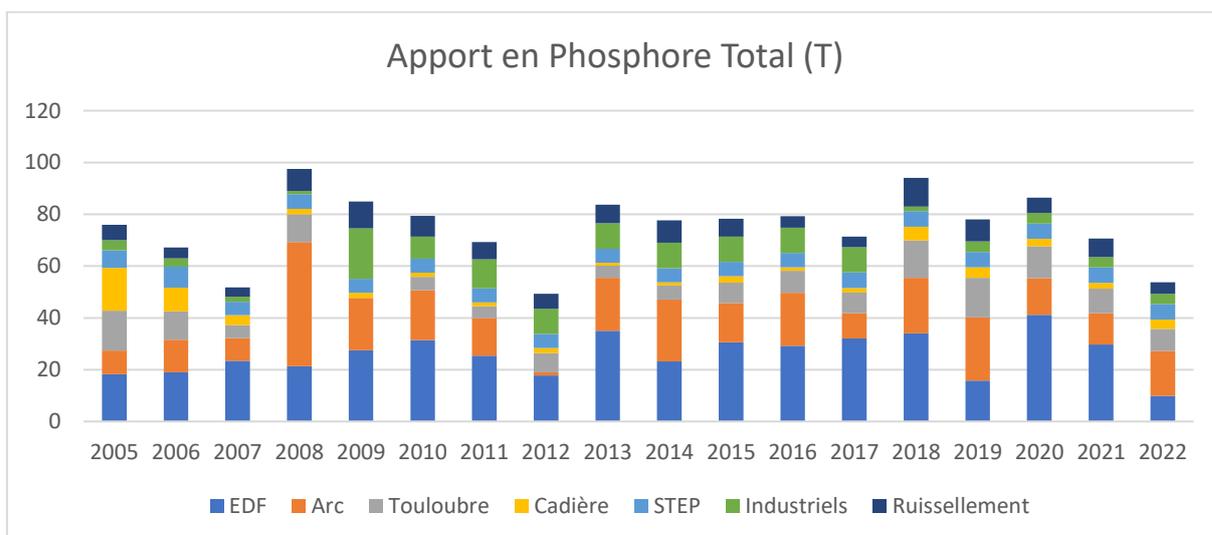


Figure 10 : Apports annuels en phosphore total des principaux contributeurs entre 2005 et 2022.

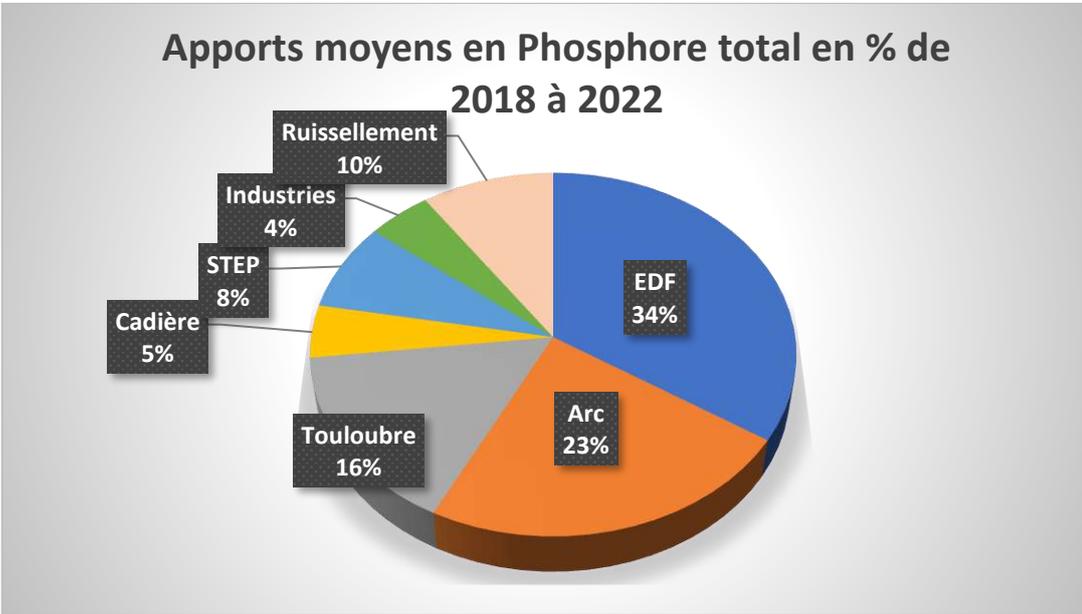
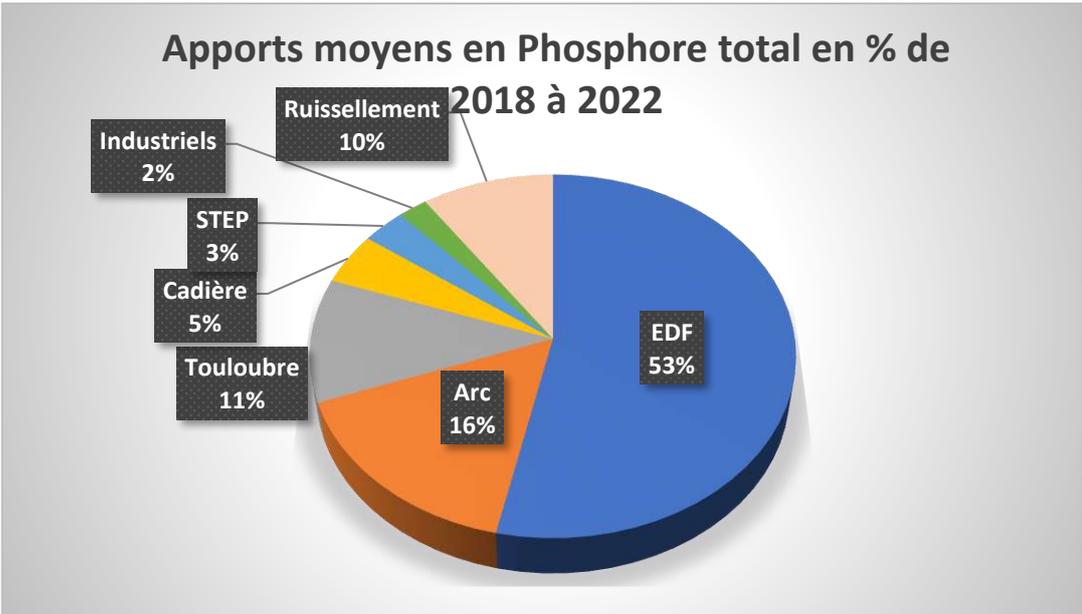


Figure 11 : Bilan moyen des principales sources d'apports en Azote total et phosphore total sur la période 2018-2022 (STEP : Stations d'épurations urbaines)

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 12). 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).

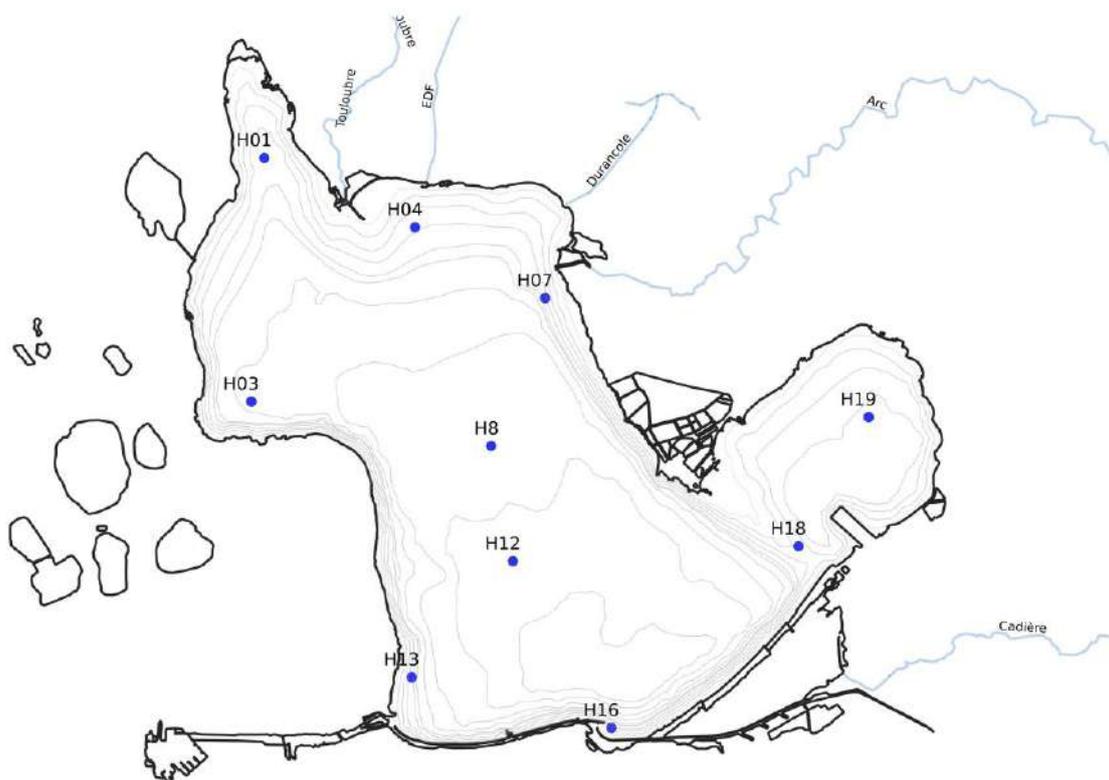


Figure 12 : Position des stations du suivi physico-chimiques du GIPREB

2.1 Température et salinité

La **température moyenne** mensuelle de l'eau sur les 10 stations a varié **entre 3 °C et 28 °C** lors des mesures effectuées en 2022 (Figure 13). La température dans l'étang de Berre suit un cycle saisonnier classique.

La **salinité moyenne** en 2022 est comprise **entre 9 et 35** (Figure 13). 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'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 turbinages, 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). A partir du mois de mai, la salinité de surface est entre 22 et 25 et on observe une légère stratification (courbe verte de la Figure 13). Dès juin 2022, la salinité de surface est supérieure à 27 et cette tendance va se poursuivre jusqu'à la fin de l'année 2022. La stratification est alors quasiment absente ou très faible. La salinité de surface va se maintenir à des niveaux très élevés toute cette fin d'année 2022 avec des salinités de surface aux alentours de 30 voire mêmes supérieures sur certains points. La stratification est alors inexistante et la colonne d'eau est uniforme.



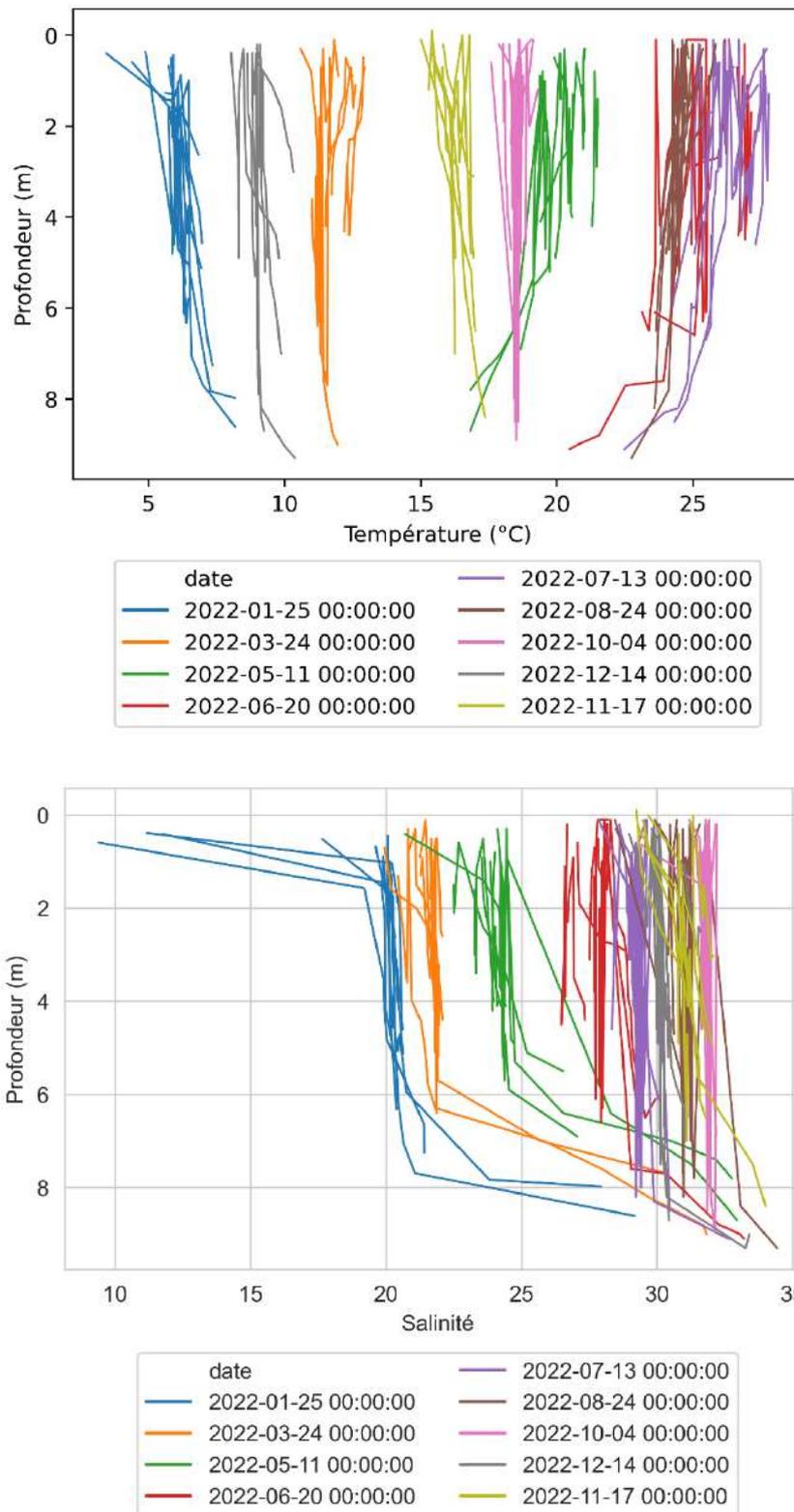


Figure 13 : Profils verticaux de la température et salinité en 2022, pour toutes les stations, à toutes les dates.

2.2 Oxygène dissous

La concentration en oxygène montre également des variations saisonnières avec des valeurs plus importantes en hiver.

En 2022, les conditions d'oxygénation ont été les meilleures depuis la mise en place du suivi (Figure 14). Seules quelques anoxies ou hypoxies ont pu être enregistrées lors des sorties mensuelles au mois de juin. Par la suite, l'absence de stratification a permis la diffusion de l'oxygène depuis la surface. De plus, cette faible stratification a permis des épisodes de brassage plus fréquents. En effet, plus la stratification est faible, moins le vent doit être fort pour mélanger la colonne d'eau. Avec une stratification faible, les conditions de vent nécessaires sont ainsi plus fréquentes et le mélange se fait plus régulièrement. Les brises thermiques estivales ont ainsi pu permettre cette meilleure oxygénation.

Au niveau de la station centrale (H12), une sonde à oxygène dissous est installée en continu au niveau du fond. En 2022, entre juin et août, il y a eu 47 % du temps en anoxie. Cela peut paraître beaucoup mais il s'agit des meilleures conditions enregistrées depuis la mise en place de ce suivi en continu (2017), à titre de comparaison ce chiffre était de 65 % en 2021. De plus, l'analyse des profils verticaux ponctuels montre que ces anoxies sont restées cantonnées dans les derniers 50 cm contrairement aux années précédentes où les anoxies pouvaient remonter jusqu'à 5 m de profondeur. Cela a pu aussi être vérifié avec la présence de moules vivantes jusqu'à 8 m de profondeur en fin d'été. Ces anoxies ont pu durer plusieurs jours dans les zones les plus 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.

Le graphique suivant (Figure 14) 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 8-10 mg.L⁻¹. 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 la concentration en oxygène dissous est

inférieur à 2 mg.L^{-1} et d'anoxie lorsqu'elle est à 0 ($<0,2$). Ces phénomènes ont été observés uniquement en juin en 2022.

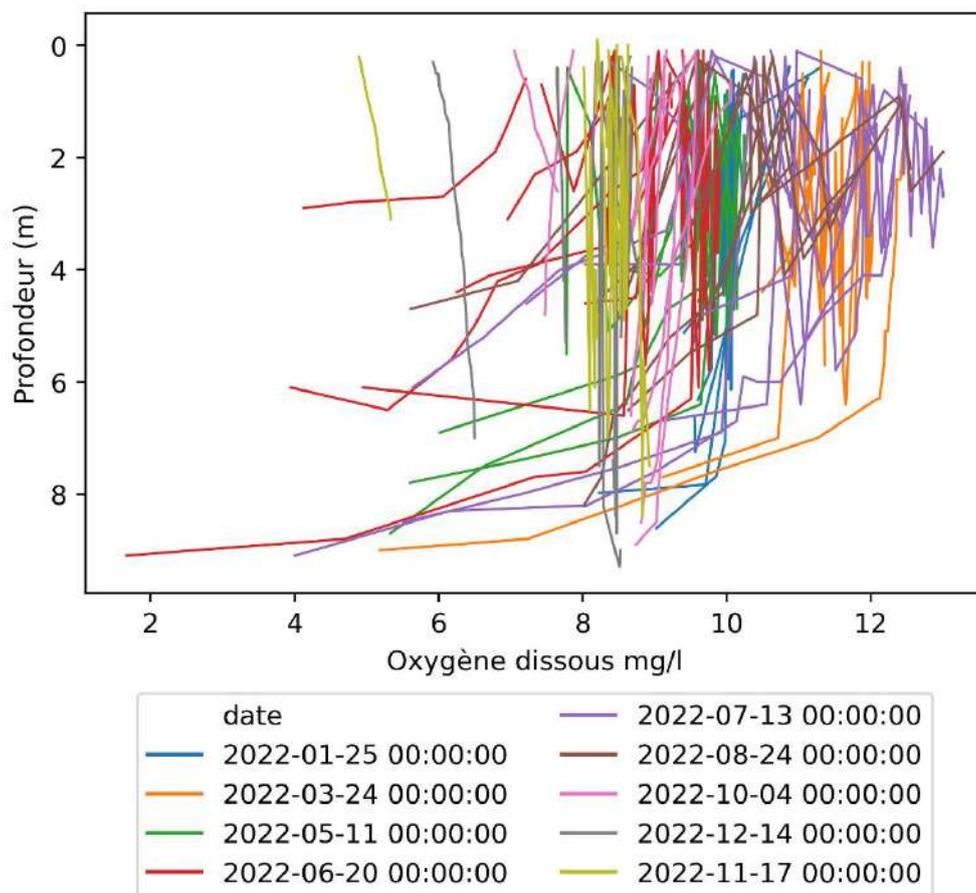


Figure 14 : Profils verticaux de l'oxygène dissous (mg.L^{-1}) en 2022 pour toutes les stations et à toutes les dates

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 2022, des **fluctuations saisonnières** comparables à celles observées les années précédentes (2015-2021) 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 au mois de janvier 2022.** Cet épisode de janvier est à mettre en lien avec un épisode de turbinage important de la centrale hydro-électrique au moment du prélèvement. 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. La station H16 présentent des concentrations plus élevées en NO₂. Cette station située à la sortie du canal du Rove et trace ainsi la charge liée aux rejets des stations d'épuration de Marignane et Châteauneuf-les Martigues. **Pour ce qui est de l'ammonium (NH₄), les concentrations sont faibles** (inférieures à 4 µM.L⁻¹) à l'exception de H16.

A l'échelle pluriannuelle, la tendance à la baisse des concentrations en nutriments observée jusqu'en 2017, a été brutalement interrompue à cause des valeurs observées lors de la fin de l'année 2018. **Depuis 2019 et aussi en 2022, les concentrations retrouvent cette tendance à la baisse avec des concentrations faibles au regard des dernières années. Il persiste quelques pics ponctuels de fortes concentrations liées soit à des épisodes particuliers (rejet EDF, pluviométrie) ou à des stations particulières (H16 par exemple). Néanmoins, pendant une grande partie de l'année, les concentrations en azote inorganique sont faibles et peuvent être considérées comme conforme selon les normes de la DCE.**

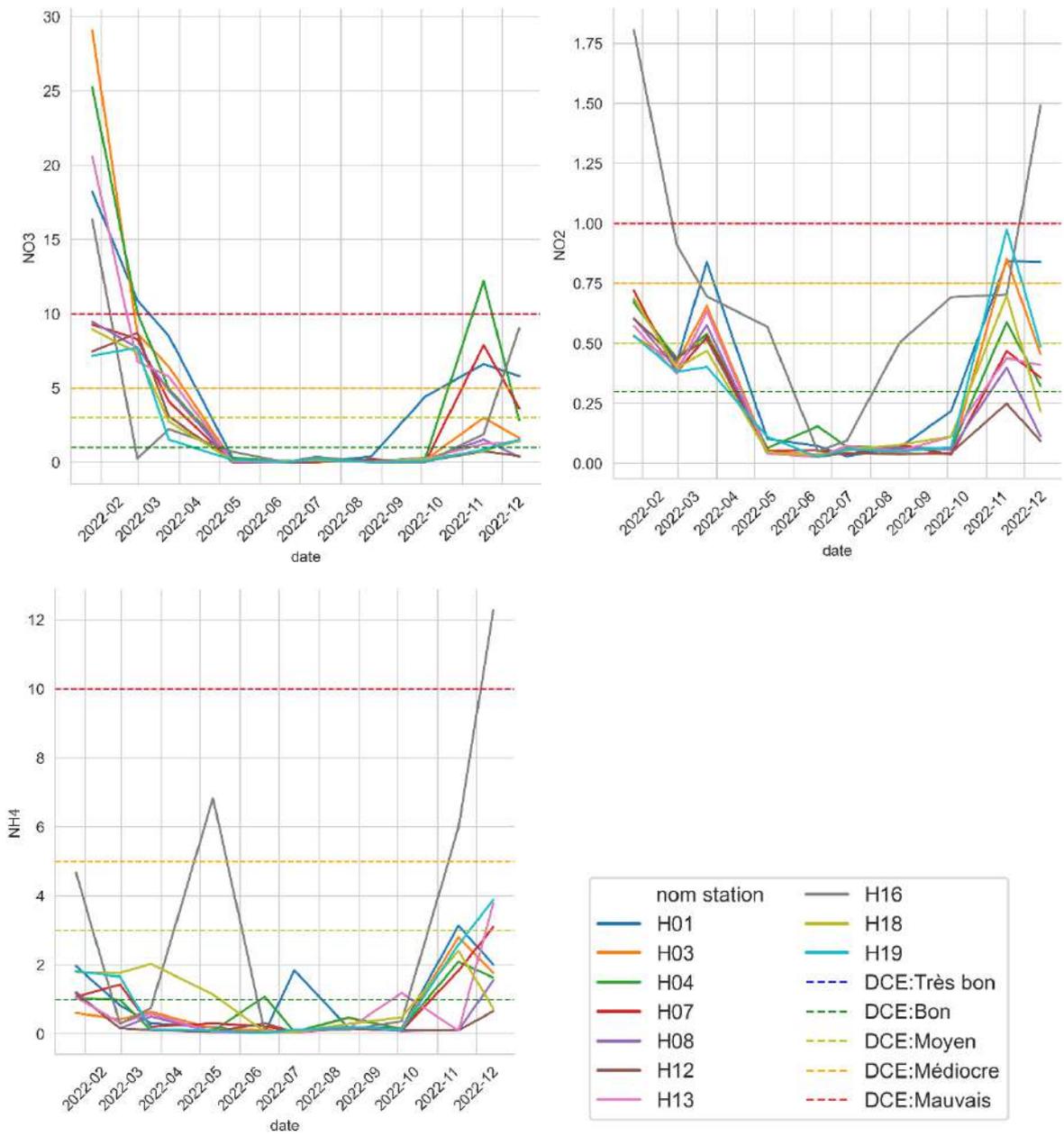


Figure 15 : Concentrations de surface en NO₃, NO₂ et NH₄ (µM.L⁻¹) en 2022 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

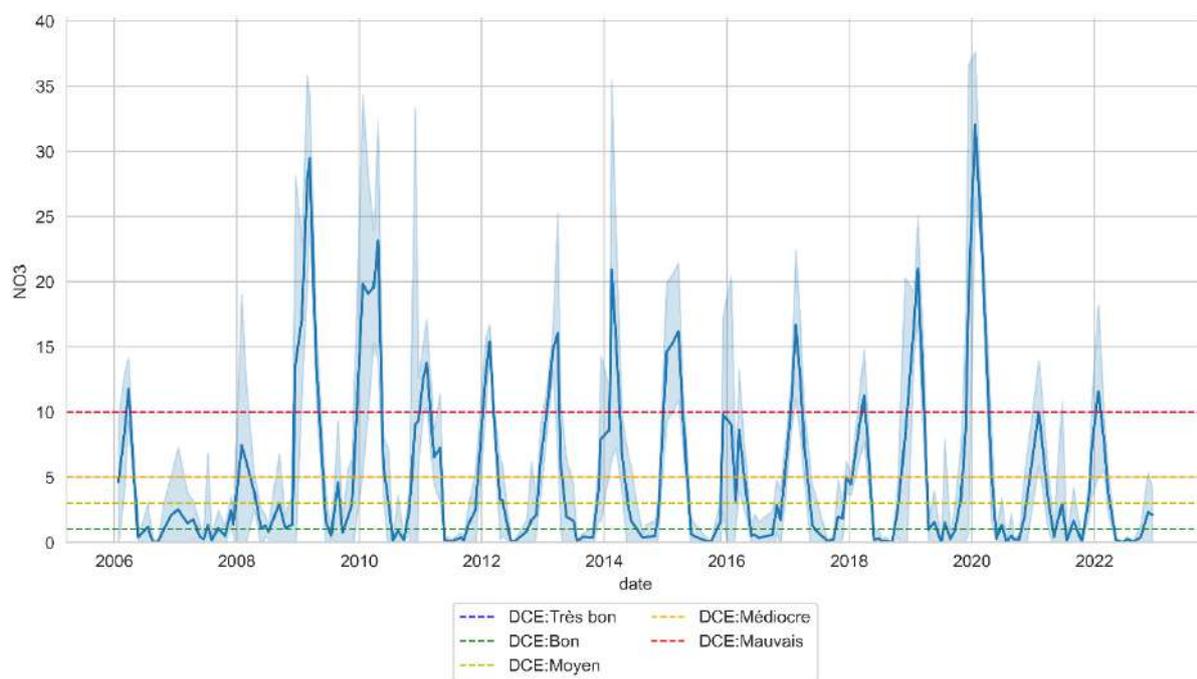


Figure 16 : Concentration moyenne en NO_3 ($\mu\text{M.L}^{-1}$) entre 2006 et 2022 sur l'étang de Berre. Les seuils de qualité DCE sont indiqués.

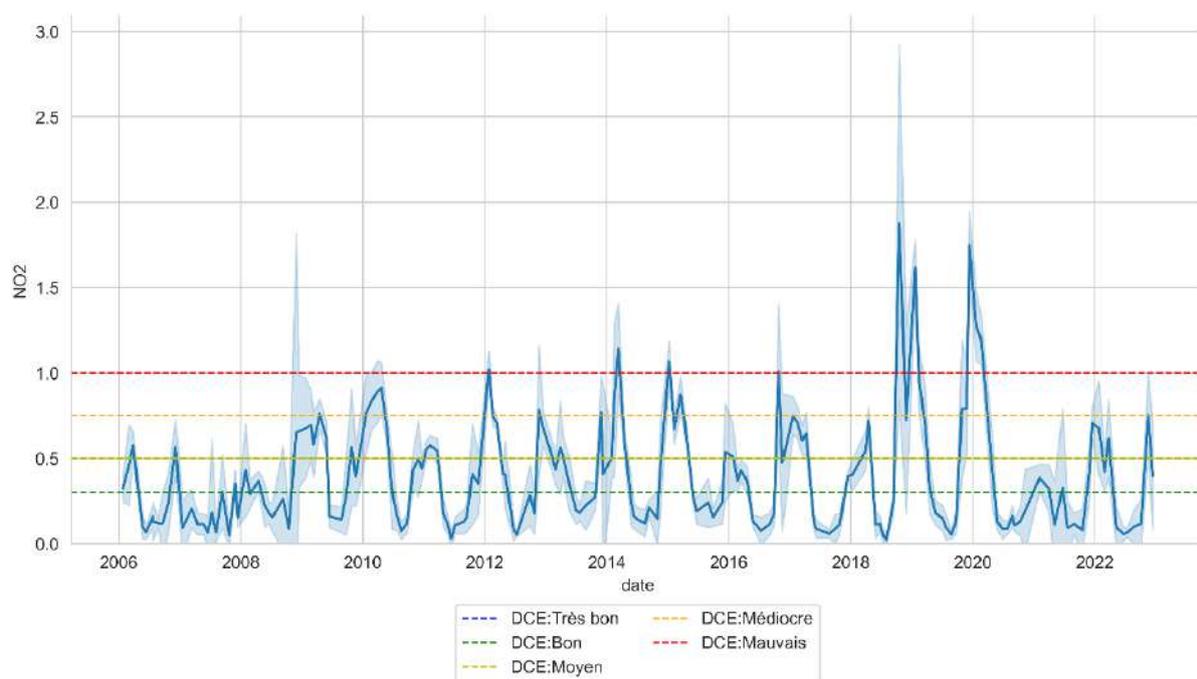


Figure 17 : Concentration moyenne en NO_2 ($\mu\text{M.L}^{-1}$) entre 2006 et 2022 sur l'étang de Berre. Les seuils de qualité DCE sont indiqués.

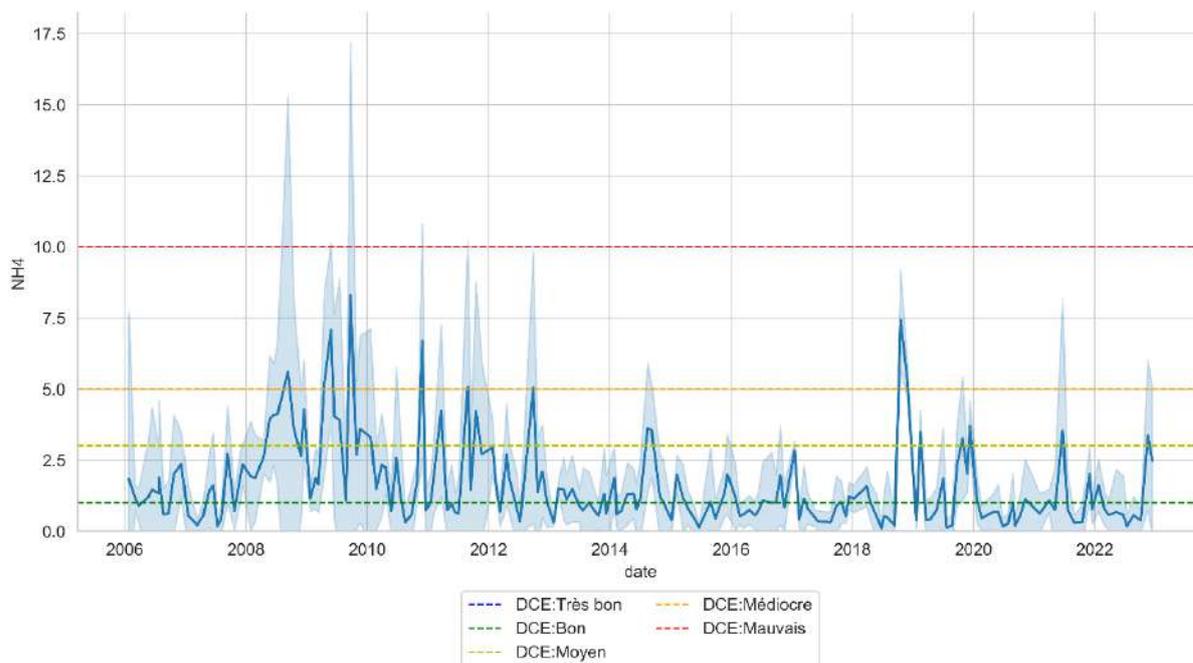


Figure 18 : Concentration moyenne en NH₄ (en µM.L-1) entre 2006 et 2022 sur l'étang de Berre. Les seuils de qualité DCE sont indiqués.

2.3.2 Phosphore inorganique : PO₄

Les concentrations en phosphate inorganique (PO₄) sont relativement faibles (inférieures à 1 µM.L⁻¹) dans l'étang de Berre sur toute l'année 2022 (Figure 19). Seule la station H16 présente des valeurs supérieures à l'automne, probablement en lien avec des sorties des eaux du Canal du Rove en lien avec les stations d'épuration et l'étang de Bolmon qui s'y rejette. A l'échelle pluriannuelle et de manière analogue à l'azote inorganique, on retrouve en 2022 des valeurs légèrement supérieures à 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 PO₄ en 2022, soit par des consommations plus faibles par le phytoplancton et peut être un meilleur équilibre dans le ratio N/P. En effet, dans les années précédentes, les PO₄ étaient entièrement consommés car il y avait un excès de nutriments azotés dans le système. En 2022, cette élévation des PO₄ dans la colonne d'eau peut être interprétée comme un signal positif et témoigne d'un meilleur équilibre N/P en lien avec la diminution des apports azotés.

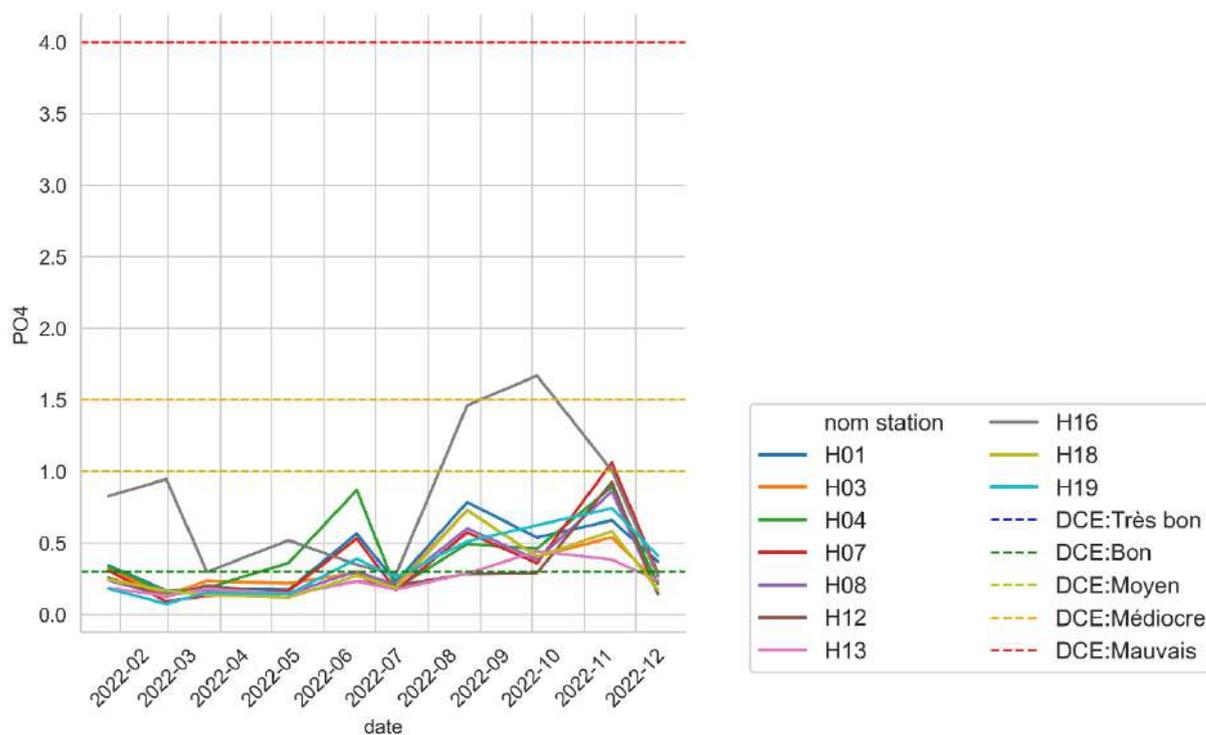


Figure 19 : Concentrations en PO4 ($\mu\text{M.L}^{-1}$) en 2022 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

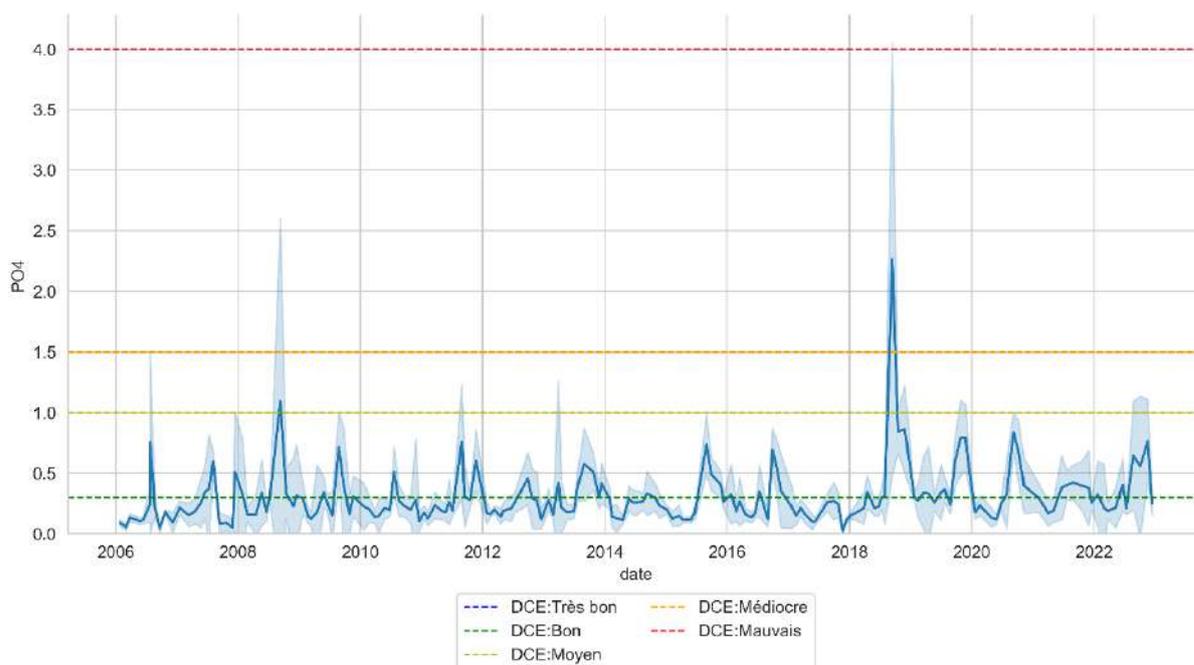


Figure 20 : Concentrations moyenne en PO4 ($\mu\text{M.L}^{-1}$) entre 2006 et 2022 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

2.3.3 Azote (Nt) et Phosphore total (Pt)

Les concentrations en Azote et Phosphore total sont faibles pour l'ensemble de l'année 2022, à l'exception de la station H16 (Figure 21 et Figure 22). 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 2022 se retrouvent dans les ordres de grandeur des années précédentes, exception faite de 2018 (Figure 23).

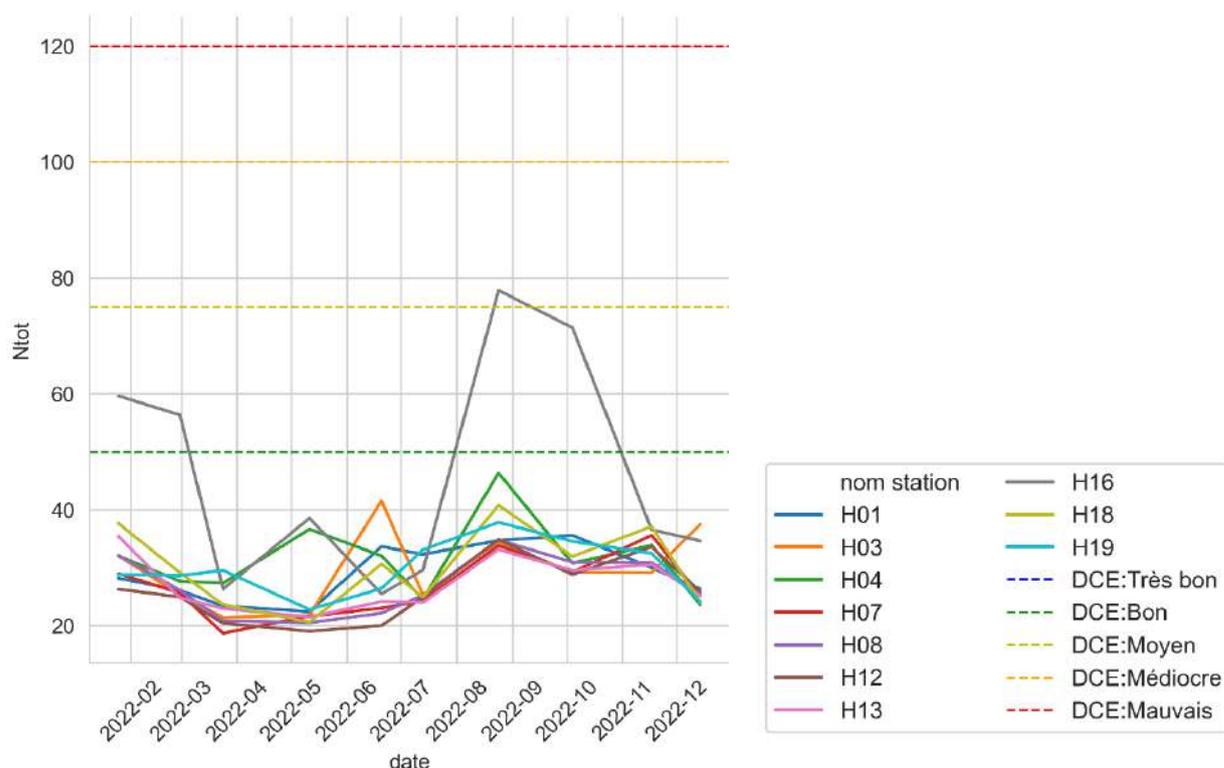


Figure 21 : Concentrations en Azote total ($\mu\text{M.L}^{-1}$) en 2022 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

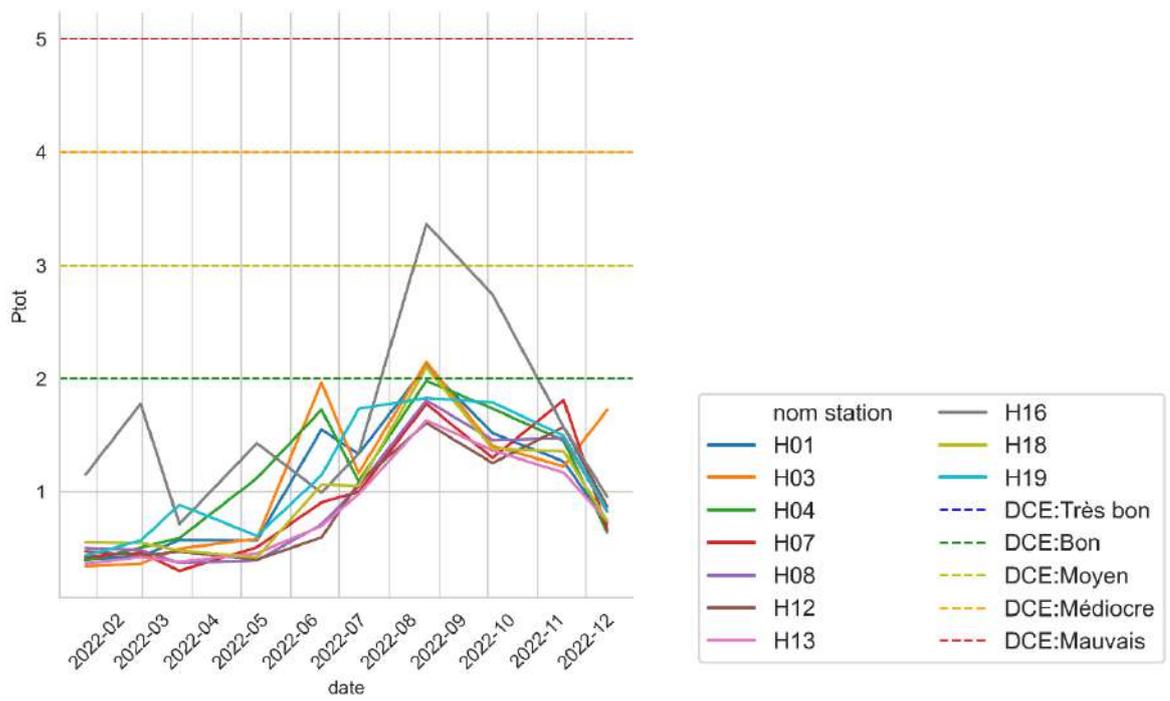


Figure 22 : Concentrations en Phosphore total ($\mu\text{M.L}^{-1}$) en 2022 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.



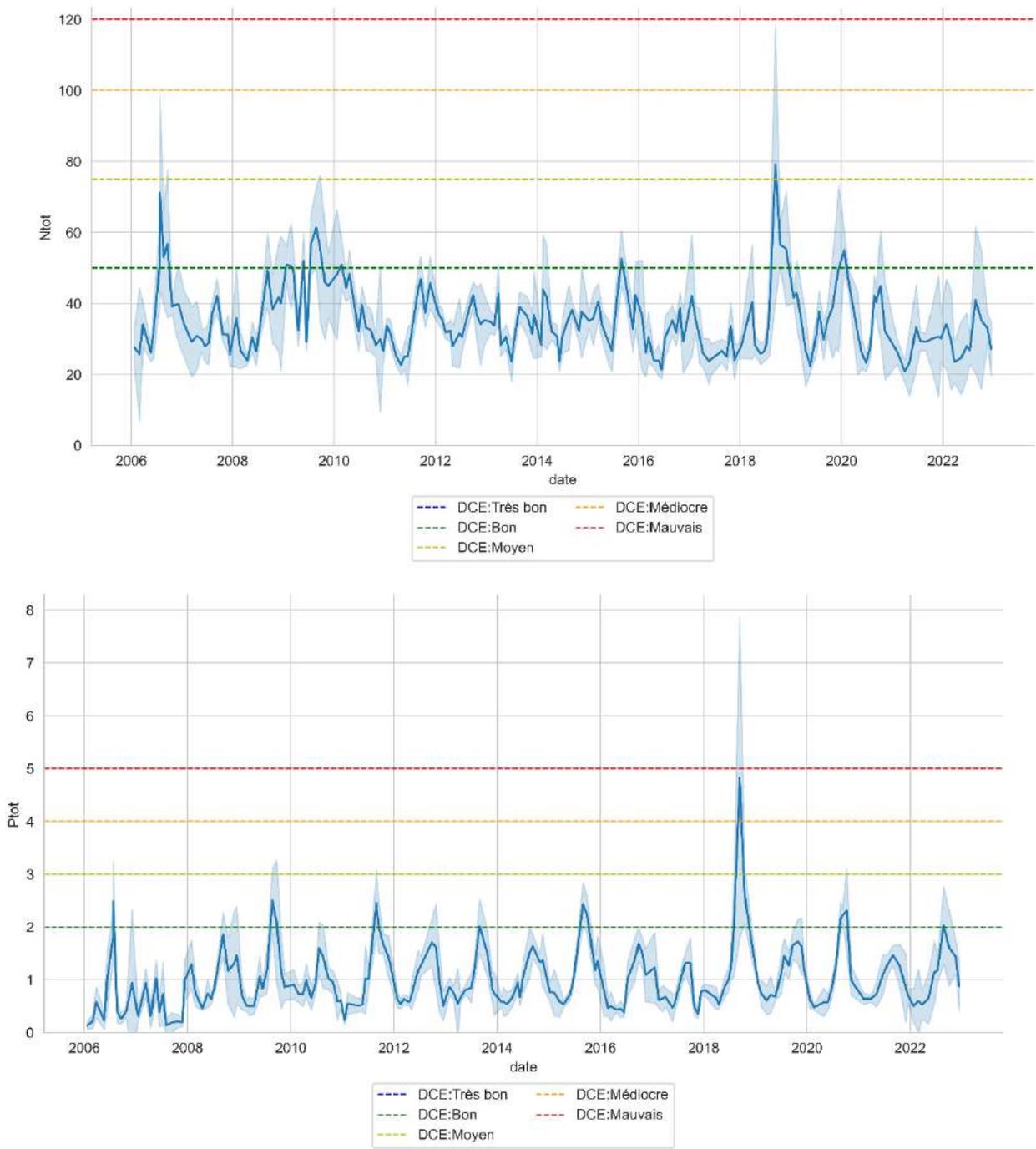


Figure 23 : Moyenne de la concentration en Azote et Phosphore total ($\mu\text{mol.L}^{-1}$) en surface et au fond dans l'étang de Berre entre 2006 et 2022. Les seuils DCE sont indiqués.

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 2022, 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 les faibles apports en limons par la centrale mais aussi à une faible récurrence d'épisodes orageux en 2022 et à l'absence de crues des tributaires naturels. Les valeurs les plus élevées se retrouvent à la station H04 au droit de la centrale hydroélectrique.

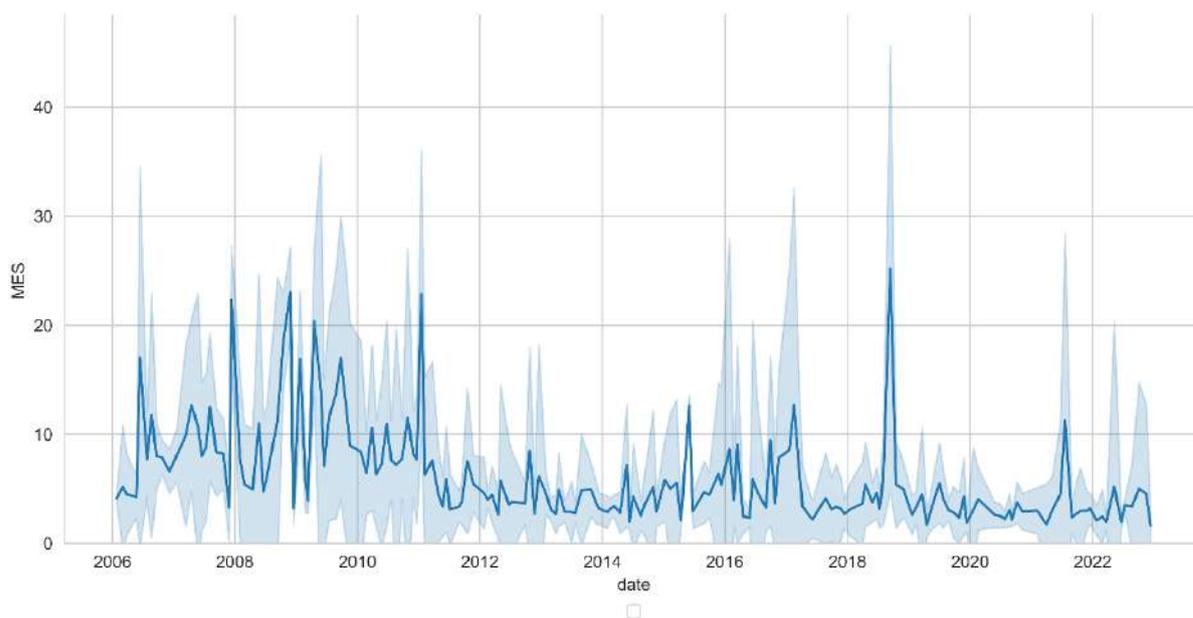


Figure 24 : Moyenne de la concentration en MES (mg.L⁻¹) moyenne dans l'étang de Berre entre 2006 et 2022.

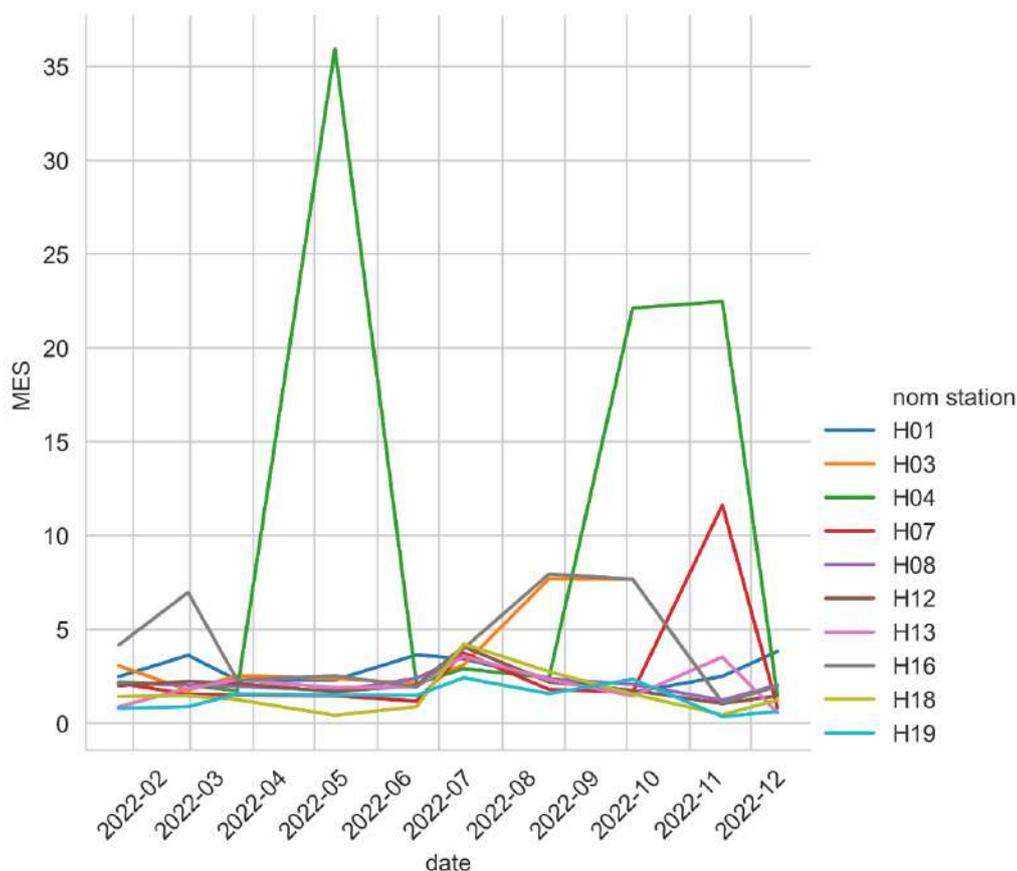


Figure 25 : Concentration en MES (mg.L⁻¹) dans l'étang de Berre en 2022.

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 2022, la profondeur moyenne de disparition du disque de Secchi est supérieure à 4 m (Figure 26). Il s'agit de la meilleure transparence mesurée à ce jour dans l'étang de Berre. Cette transparence a été importante toute l'année et plus de 75 % des valeurs sont supérieures à 3 m. Ce seuil de 3 m est important car il correspond à un objectif de développement en profondeur des herbiers. Il faut donc une luminosité suffisante à cette profondeur pour permettre ce développement. Ces conditions ont été réunies pour la première fois en 2022. D'un point de vue spatial (Figure 27), les deux stations présentant la meilleure transparence sont les stations H18 et H19 situées respectivement sur le Jaï et dans l'étang de Vaïne soit les stations les plus éloignées des apports et particulièrement le moins sous l'influence des rejets EDF. Néanmoins, en lien avec les apports très faibles en 2022, l'ensemble des stations

présentent des transparences exceptionnelles par rapport aux années précédentes. 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 2022, toutes les stations sont compatibles avec cet objectif de transparence.

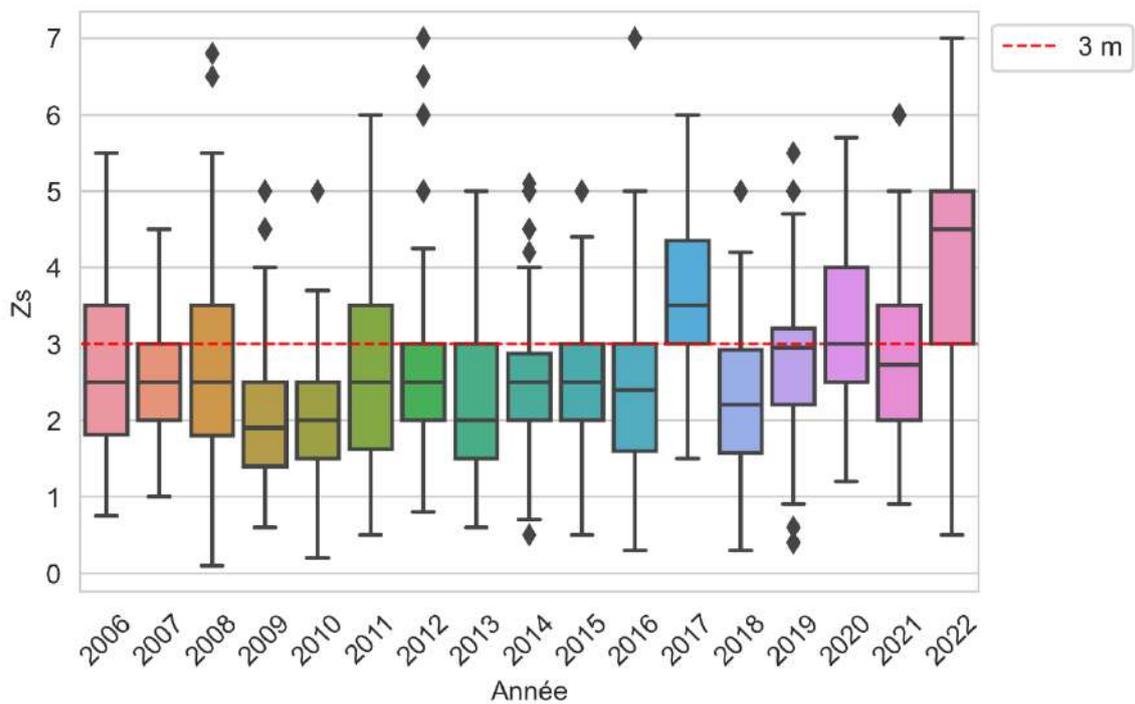


Figure 26 : Box plot annuel de la profondeur de disparition du disque de Secchi (Zs en m) de 2006 à 2022. La ligne pointillée rouge indique la profondeur de 3 m.

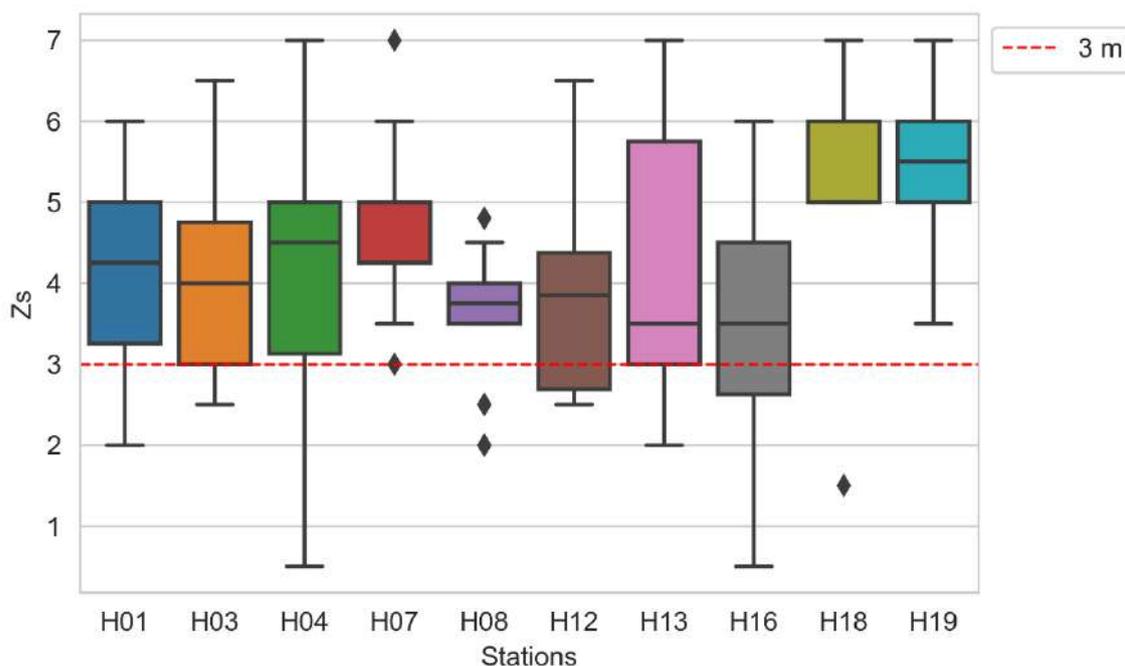


Figure 27 : Box plot de la profondeur de disparition du disque de Secchi (Z_s en m) en 2021 par station. La ligne pointillée rouge indique la profondeur de 3 m.

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 2022, la concentration en chlorophylle a reste faible à modérée toute l'année ($< 8 \mu\text{g.L}^{-1}$; Figure 28). En 2022, 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. Sur la station H16, à la sortie du canal du Rove, des concentrations importantes ont pu être mesurées à certaines occasions, témoignant là de la sorties des eaux du Bolmon. Les eaux du Bolmon ont des concentrations en chlorophylle a très importante et malgré la dilution qui s'opère et les faibles échanges, on retrouve ce signal dans les eaux de Berre sur cette station.

Au niveau de la dynamique pluriannuelle, les concentrations en chlorophylle a en 2022 sont faibles comme depuis la fin de la crise de 2018 (Figure 29) mais sans les pics automnaux habituellement observés. Le pic observé sur la courbe est uniquement le fait de la forte

concentration mesurée en octobre 2022 sur la station H16. Ainsi, 2022 apparaît comme une année particulière de ce point de vue. Selon les critères de la DCE, les concentrations moyennes sont « bonnes » voire « très bonnes » sur l'ensemble de l'année.

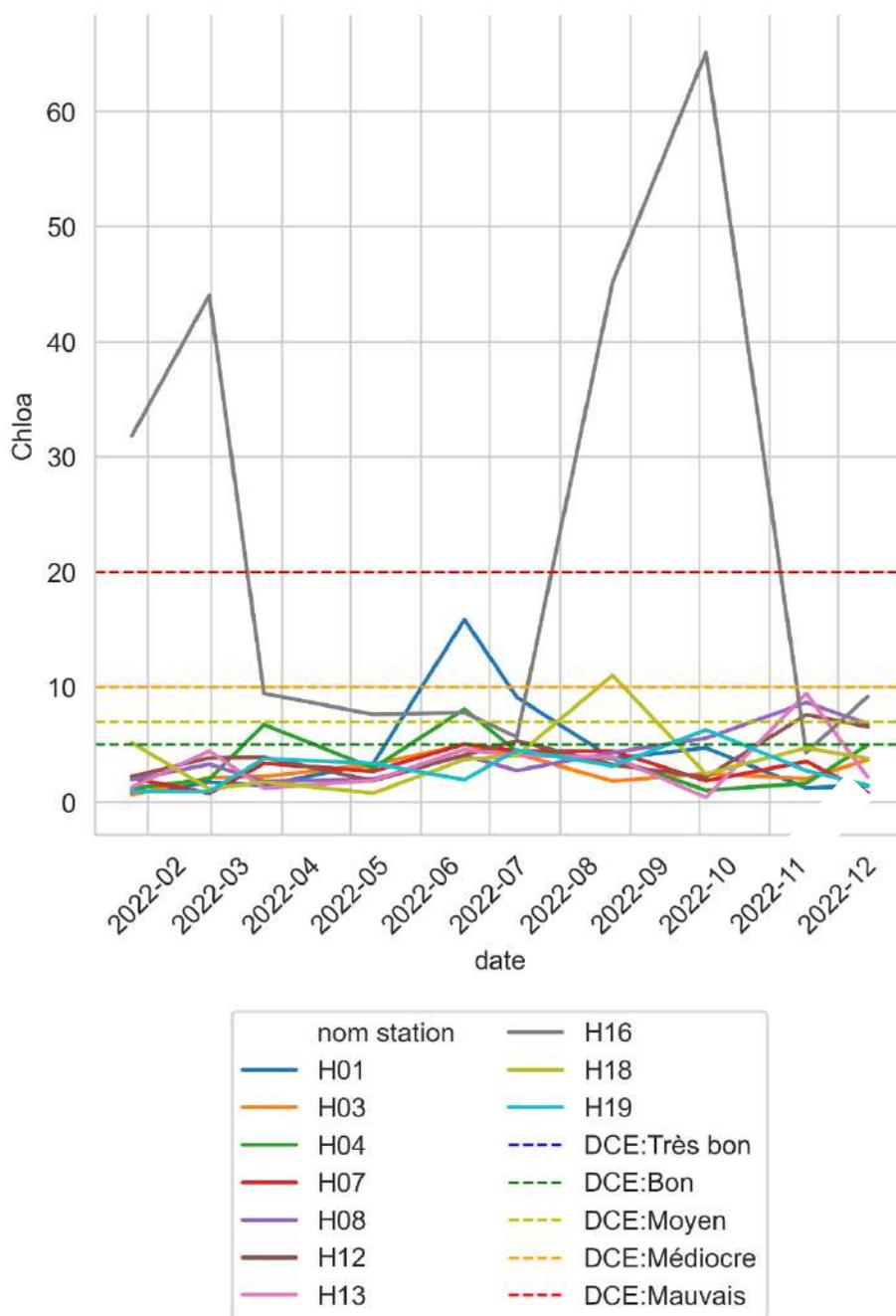


Figure 28 : Concentrations en surface en chlorophylle a ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) en 2022 dans l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

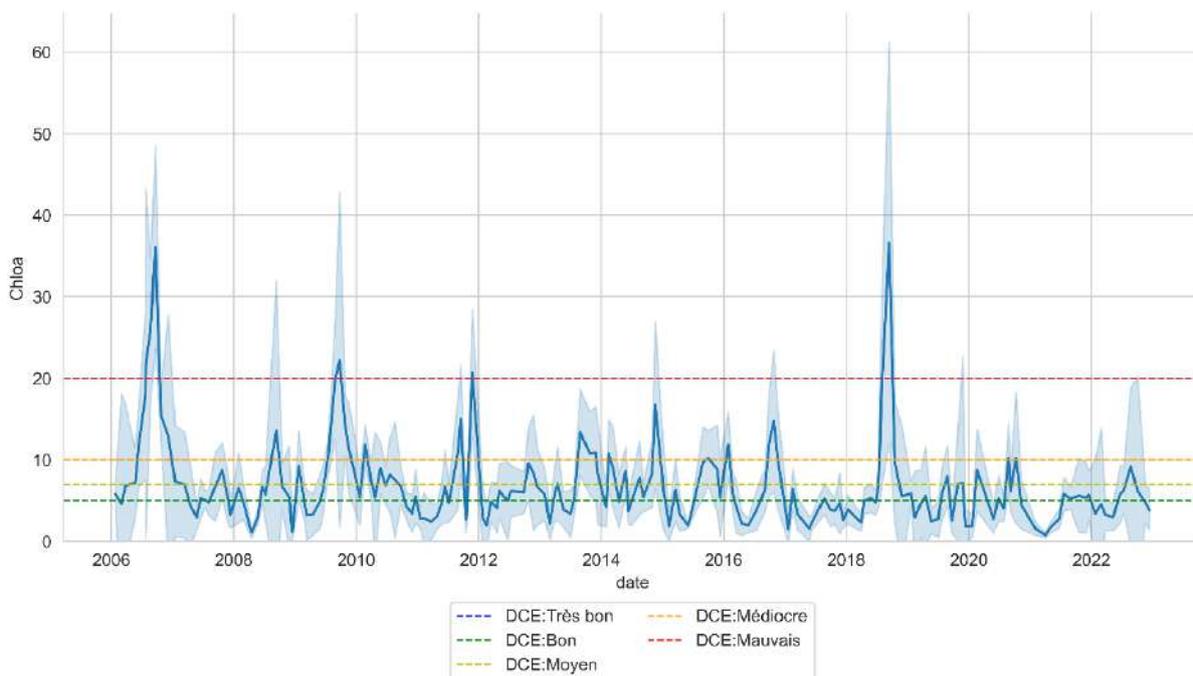


Figure 29 : Concentrations moyennes en Chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dans l'étang de Berre entre 2006 et 2022. Les seuils DCE sont indiqués.

3.3 Synthèse

En 2022, les conditions en termes de niveau d'eutrophisation de l'eau sont très bonnes voire excellentes. En lien avec les faibles apports, les paramètres de l'eutrophisation ont montré les meilleurs résultats depuis la mise en place de l'Observatoire. Les faibles apports en eau douce ont permis de diminuer voire d'éliminer la stratification notamment en période estivale. Cette faible stratification a eu pour conséquence les meilleures conditions d'oxygénation de l'eau en zone profonde avec très peu d'anoxie. Les faibles apports ont aussi limité les apports en nutriments et en MES, ce qui se voit sur les concentrations mesurées en 2022. De même, l'absence d'anoxie d'ampleur a limité le relargage de phosphates en fin d'été. Ainsi, aucun bloom phytoplanctonique n'a été observé en 2022 comme cela était le cas habituellement les années précédentes. Cette faible concentration en chlorophylle a et en matières en suspensions a aussi permis d'avoir en 2022 les meilleures conditions de transparence de l'eau avec plus de 75 % des valeurs du disque de Secchi supérieure à 3 m. **En 2022, le compartiment colonne d'eau de l'étang de Berre ne présente pas de signaux témoignant d'un état d'eutrophisation ou de stratification.**

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 2023.

4.2 Macrofaune benthique

4.2.1 Résultats du suivi 2022

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 biennuellement pour les stations plus littorales (Figure 30). Sur chacune des stations, trois répliquats^[2] de prélèvements sont effectués à l'aide d'une benne de type orange-peel (Figure 31). Les prélèvements sont ensuite tamisés à 1 mm et le refus de tamis est analysé pour identifier les espèces présentes.

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

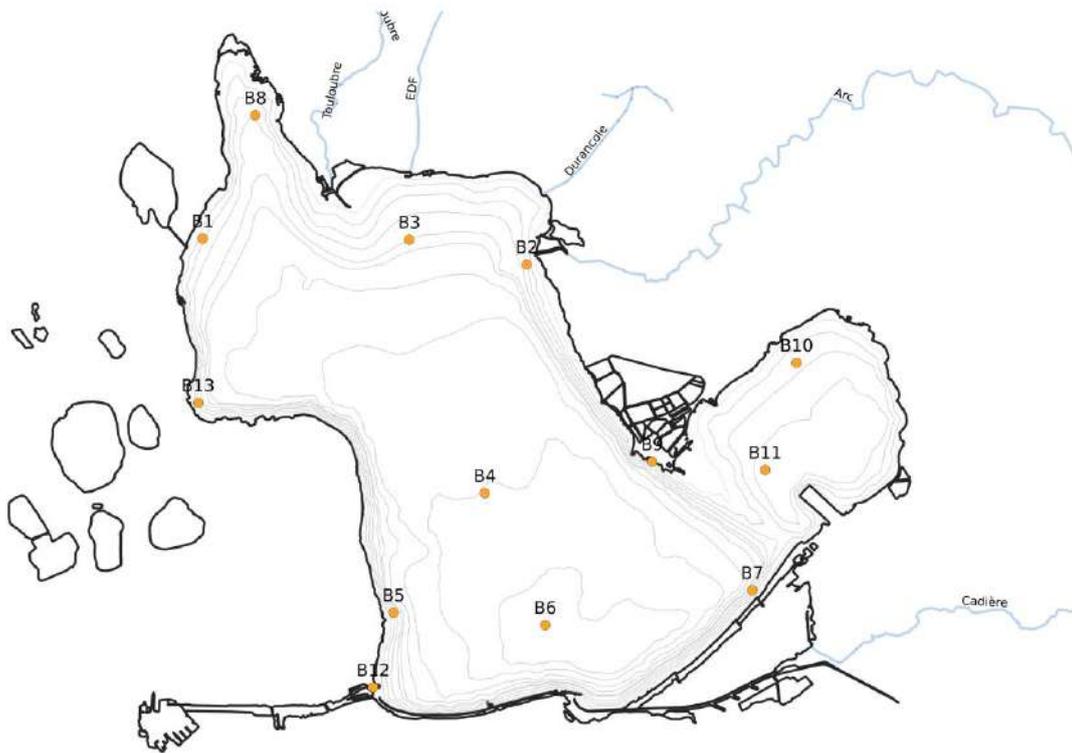


Figure 30 : Localisation des sites de prélèvements de la Macrofaune benthique dans l'étang de Berre.

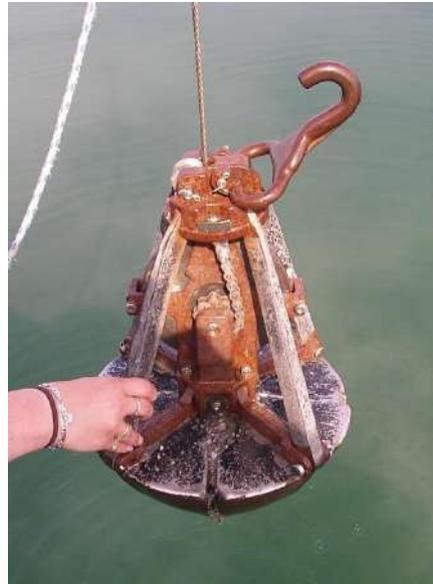


Figure 31 : Benne Orange-Peel pour le prélèvement

Sur les trois stations suivies mensuellement (B3, B4 et B6, Figure 30), on dénombre au total 23 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 (15 espèces en décembre 2022 à B3 au maximum).

Comme en 2021, il a été observé des individus vivants toute l'année à la station centrale B4 la plus profonde. C'est assez notable. Surtout, cette présence continue de vie et les conditions oxiques moins défavorables que les années précédentes ont permis un développement du peuplement tout au long de l'année. Ainsi, on a pu compter jusqu'à 8 espèces différentes en octobre 2022. Il s'agit certes de peuplements de milieux très eutrophisés et enrichis en matières organiques, avec des espèces typiques de ces milieux (*Capitella capitata* ou *Corbulla gibba*). Néanmoins, cette richesse spécifique est la plus élevée observée à cette profondeur depuis le début du suivi (2005) et il faut probablement remonter à avant 1966 et l'installation de la centrale hydroélectrique pour observer un peuplement plus diversifié.

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

Le point au nord (B3) est moins profond que les deux précédents (5 m) et présente une diversité et une abondance plus importante. On y observe des espèces supportant facilement les épisodes de dessalure comme le crustacé *Echinogammarus stocki*. La richesse spécifique est de 15 au maximum (en décembre 2022) et on y observe régulièrement des peuplements de moules (*Mytilus galloprovincialis*) et quelques individus de palourdes (*Ruditapes philippinarum*).

La Figure 32 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 puis surtout en 2022, sous l'effet de conditions plus favorables, les peuplements se diversifient, notamment sur B3 et B6. Pour la densité (Figure 33), on ne constate pas de recrutement massif comme en juin-juillet 2021 mais les peuplements restent assez importants sur la station B3 tout au long de l'année 2022. Au niveau des stations B4 et B6, les plus profondes, même si les peuplements se diversifient, les densités d'individus restent faibles.

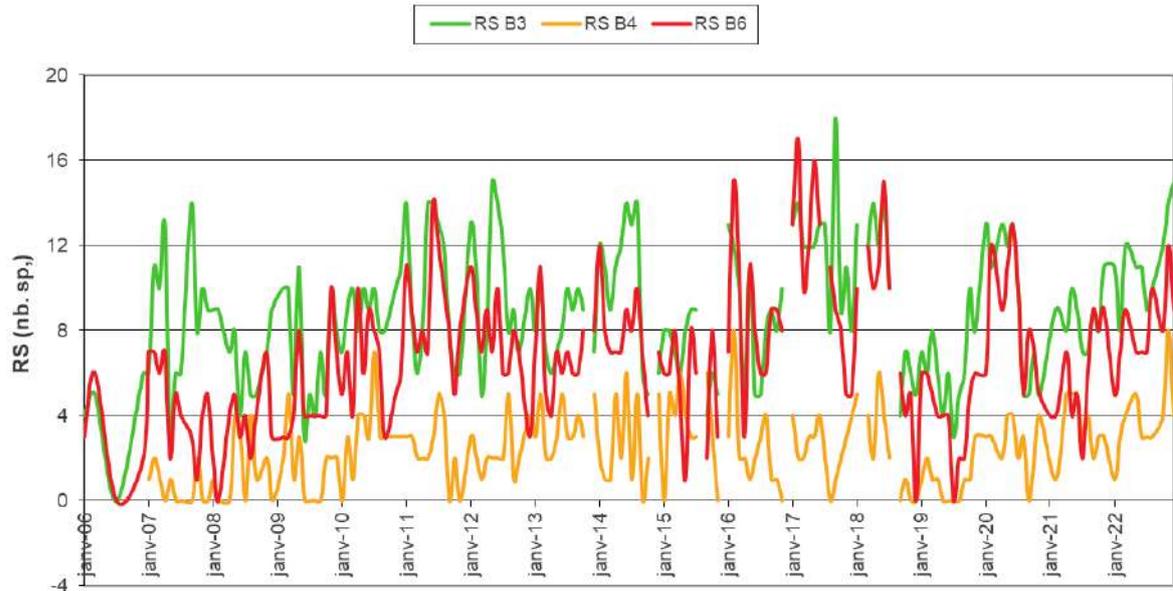


Figure 32 : Richesse spécifique (nombre d'espèces, RS) de la macrofaune benthique des stations suivies mensuellement.

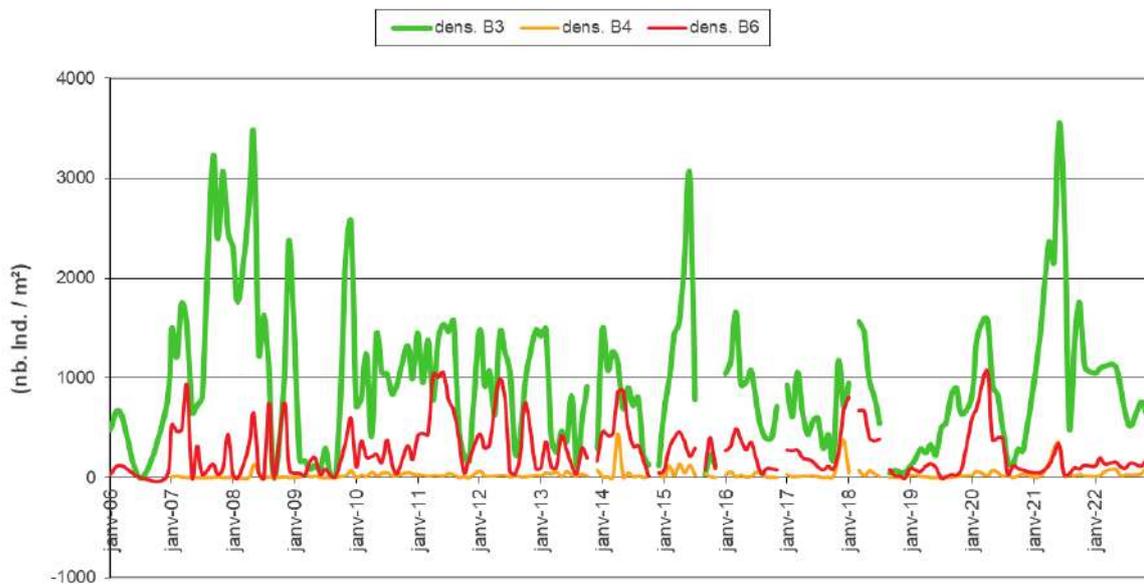


Figure 33 : Densité (nombre d'individus par m²) de la macrofaune benthique des stations suivies mensuellement.

Après la crise de 2018, les peuplements benthiques côtiers avaient vu leur diversité chuter drastiquement puis une recolonisation s'était initiée à partir de 2019 (Figure 35). En 2022, ces peuplements côtiers continuent leur diversification et leur croissance. Les stations les plus diversifiées sont les stations situées dans l'étang de Vaïne (B10, 17 espèces) et au niveau du

Jaï (B7, 16 espèces). Du point de vue de la composition, les peuplements sont toujours dominés par des espèces opportunistes comme *Arcuatula senhousia* ou *Nereis succinea*. On note la présence de moules *Mytilus galloprovincialis* près de Caronte ou sur la côte ouest. Les palourdes, *Ruditapes philippinarum* sont aussi présentes sur de nombreuses stations et notamment au niveau du Jaï ou de la côte est. En ce qui concerne l'abondance moyenne (Figure 34), elle reste stable par rapport aux années précédentes (2020 et 2021) 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 2022 sur les stations suivies mensuellement. Le constat est similaire sur les stations côtières qui, malgré l'amélioration de la biodiversité observée, restent, au mieux, classées en « moyen ». De manière générale, les peuplements restent dominés par des espèces pionnières et caractéristiques des milieux eutrophes, ce qui engendre ces classements dégradés.

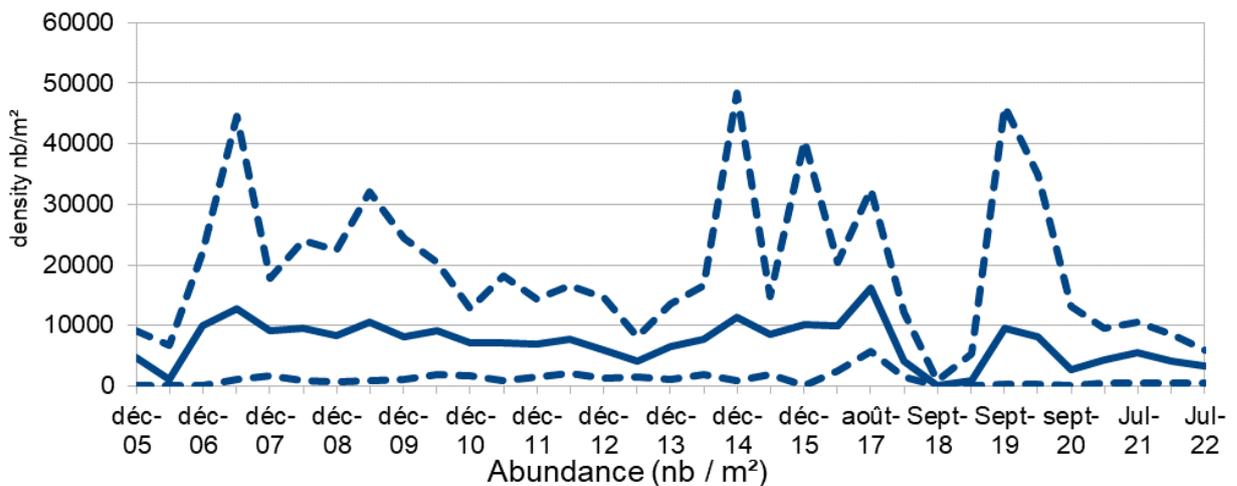


Figure 34 : Abondance moyenne (en trait plein) et minimale et maximale (en pointillés) des stations côtières du suivi de la macrofaune benthique de l'étang de Berre entre décembre 2005 et juillet 2022.



Figure 35 : Richesse spécifique moyenne (en trait plein) et minimale et maximale (en pointillés) des stations côtières du suivi de la macrofaune benthique de l'étang de Berre entre décembre 2005 et juillet 2022

4.3 Suivi des peuplements de moules

La répartition des moules *Mytilus galloprovincialis* et *Arcuatula senhousia* a été analysée à l'échelle de l'étang de Berre le long des transects littoraux utilisés pour le suivi des macrophytes. Les Figure 36 et Figure 37 décrivent les Indices d'Abondance Moyenne (IAM ; Schonn et Astruch, 2022).

De manière générale, *Mytilus galloprovincialis* est dominante sur 30 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. Ces peuplements de moules sont principalement caractérisés par des naissains en 2022 à l'exception de Martigues, de Beau rivage et de Patorgues où les adultes dominent. 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 2022, l'indice d'abondance moyen (IAM) d'*Arcuatula senhousia* est en moyenne de 16 à l'échelle de la zone d'étude. C'est la valeur la plus faible enregistrée depuis 2006. Même la plus forte abondance n'est que de 96 contre un maximum de 260 en 2021 au niveau de la station 12 (Beau Rivage). La moule *Arcuatula senhousia* est totalement absente sur 21 stations sur 31 (Figure 36). Les peuplements de la moule invasive *Arcuatula senhousia* sont en diminution en 2022, avec une tendance qui se confirme d'année en année.

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* continue de diminuer en 2022 (Figure 38). 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.

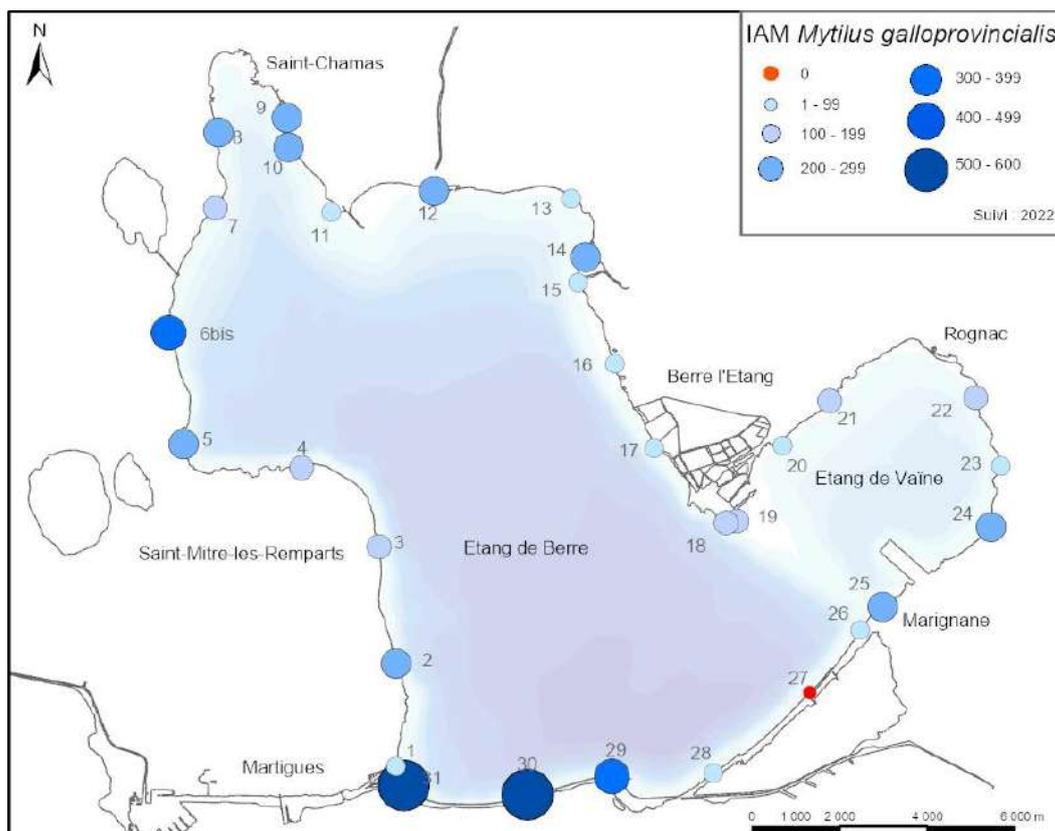


Figure 36 : Abondance (IAM) de *Mytilus galloprovincialis* en 2022 au niveau des 31 transects étudiés dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre (source : Gis Posidonie).

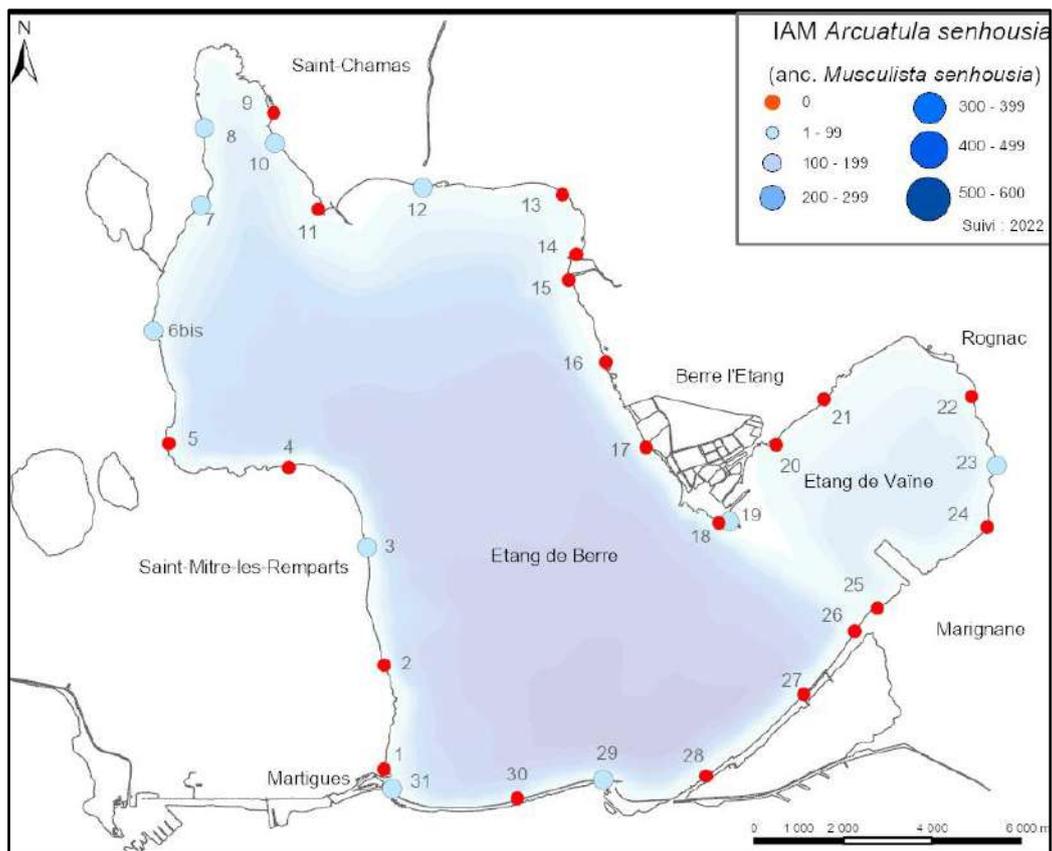


Figure 37 : Abondance (IAM) d'*Arcuatula senhousia* en 2022 au niveau des 31 transects étudiés dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre (source : Gis Posidonie).

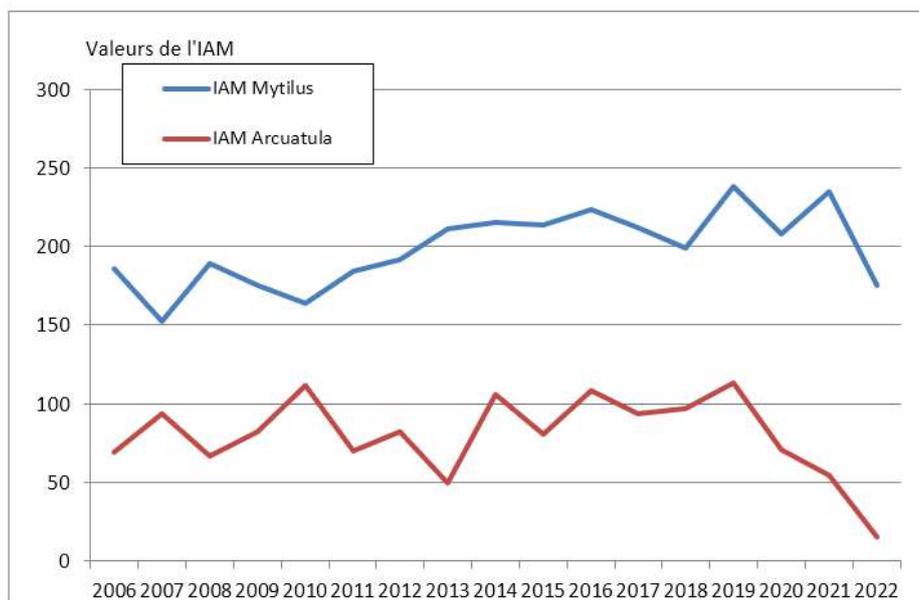


Figure 38 : Evolution des valeurs d'abondance (IAM) de *Mytilus galloprovincialis* et *Arcuatula senhousia* entre 2006 et 2022 au niveau des 31 stations étudiées, dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre (source : Gis Posidonie)

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 sur la seule strate du Jaï.

En 2022, le GIPREB a réalisé une étude de peuplement des palourdes sur l'ensemble de l'étang, comme celle réalisée en 2019. Cette étude porte sur 235 stations réparties aléatoirement entre 0 et 5 m sur l'ensemble de l'étang. Sur chaque station, 3 quadrats de 0.25 m² sont prélevés et toutes les palourdes y sont mesurées.

Ainsi, ce sont 11 126 palourdes qui ont été ramassées, mesurées puis remise à l'eau. L'histogramme de taille montre la présence de toutes les classes de tailles, signe d'une dynamique de population favorable. La densité moyenne est de 63 palourdes par m². Cependant, il existe une forte variabilité spatiale. Certains secteurs, ont des densités très faibles, quasi nulle comme l'étang de Vaïne ou l'anse de Saint-Chamas. A contrario, deux secteurs représentent 89 % de la biomasse, la côte Est (de l'Arc à la pointe de Berre) et le Jaï. Au total, le stock global, est estimé à près de 8 000 tonnes. Sur la partie accessible à la pêche à pied (entre 0 et 2 m), c'est 2 000 tonnes de palourdes. Le stock est ainsi en progression, suites aux différentes mesures de gestion mises en place depuis la crise de 2018, et il retrouve des valeurs identiques voire supérieures à avant la crise

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 Mathilde Mahé, 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).

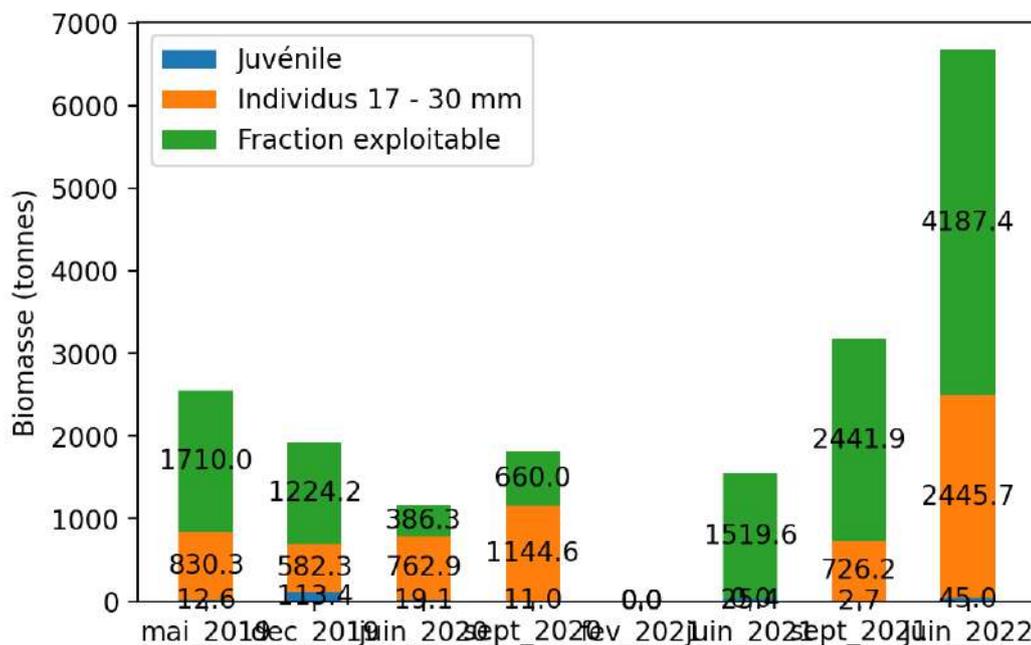


Figure 39. Estimation de la biomasse de palourdes en fonction des périodes de prélèvements et des différentes classes de taille : les juvéniles en bleu sont les individus mesurant moins de 17 mm, les adultes entre 17 et 30 mm sont représentés en orange la fraction exploitable en vert représente les palourdes 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 2022 se caractérise par une **richesse spécifique toujours faible**. Toutefois, les conditions oxiques plus favorable en 2022 ont permis une légère diversification et même les points les plus profonds suivent cette tendance. **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 2022.**

Les peuplements de moules de Méditerranée (*Mytilus galloprovincialis*) se stabilisent et on observe un effondrement des peuplements de la moule invasive (*Arcuatula senhousia*). 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 40). 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, 2022).

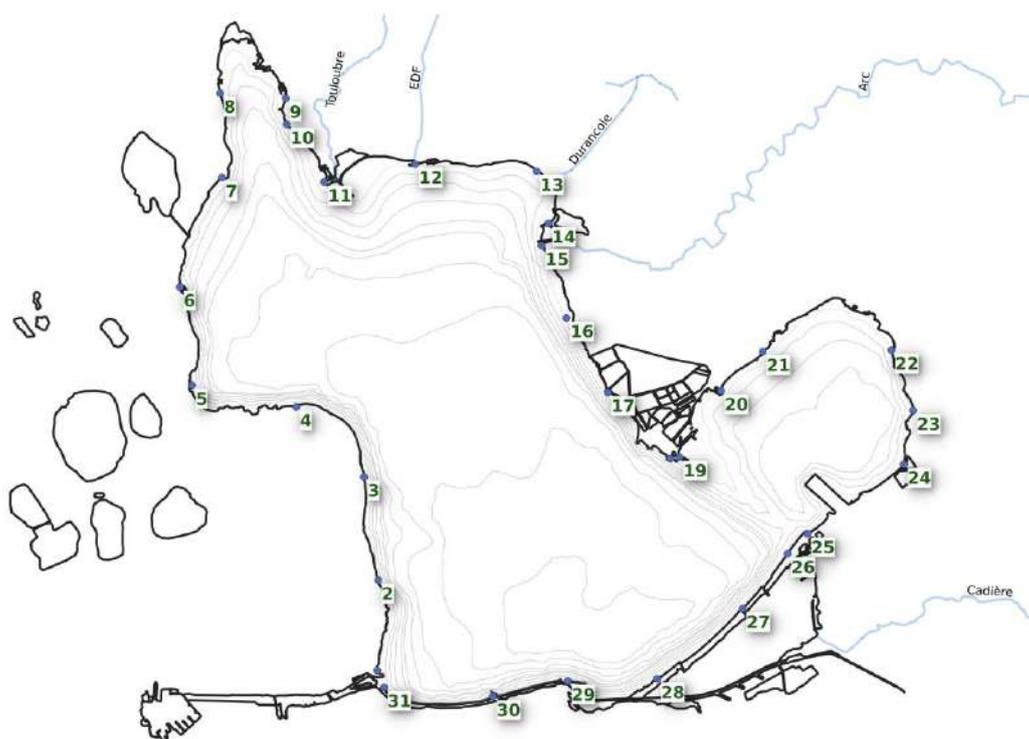


Figure 40 : Carte des 31 transects littoraux du suivi macrophytes.

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 2021 et 2022. 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 2022, l'IAM

est de 13.3, ce qui se rapproche des valeurs observées entre 2016 et 2017. En 2022, *Z. noltei* est donc toujours en progression à l'échelle de l'étang de Berre et de Vaïne.

L'abondance des chlorobiontes (algues vertes) reste dans des valeurs proches de celle de 2021 et 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*. 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. On notera également une augmentation de la signalisation de chaque groupe de taxons constituant les Chlorobiontes (Cladophores, Ulves, Enteromorphes). Ceci peut être expliqué par une salinité plutôt moyenne en juin (autour de 27) qui aurait limité le développement des Chlorobiontes par rapport à 2021. Ce groupe de macrophytes se retrouve à des niveaux similaires aux Rhodobiontes dans l'étang de Berre et de Vaïne en 2022.

Les rhodobiontes (algues rouges) est le groupe majoritaire de macrophytes en 2022 et l'abondance de ce groupe est la plus importante observée depuis le début du suivi quantitatif en 1996. Les Callithamniae, groupe le plus abondant de l'étang en 2021, a nettement diminué. Les gracilaires, sont en diminution pour la troisième année consécutive mais leur signalisation augmente toujours. L'espèce invasive *Agarophyton vermiculophyllum* (anc. *Gracilariopsis vermiculophylla*) a été observée sur 17 stations sur 31 contre 18 en 2021, 13 en 2019 ou 18 en 2018. Sa compétition avec les gracilaires natives doit être surveillée. L'observation de *Ceramium* spp en quantité est le fait marquant de l'année 2022. On les retrouve notamment dans l'anse de Merveilles (transects 13, 14 et 15), sur la côte est (transect 31, 1, 2 et 3) et de manière plus éparse dans l'étang de Vaïne. L'abondance particulièrement élevée de *Ceramium* spp en 2022 est sans doute une conséquence là aussi de la salinité exceptionnellement haute.



Figure 41 : Gracilaires avec probablement l'espèce invasive *Agarophyton vermiculophyllum* (anc. *Gracilariopsis vermiculophylla*)
(source : Gis Posidonie)

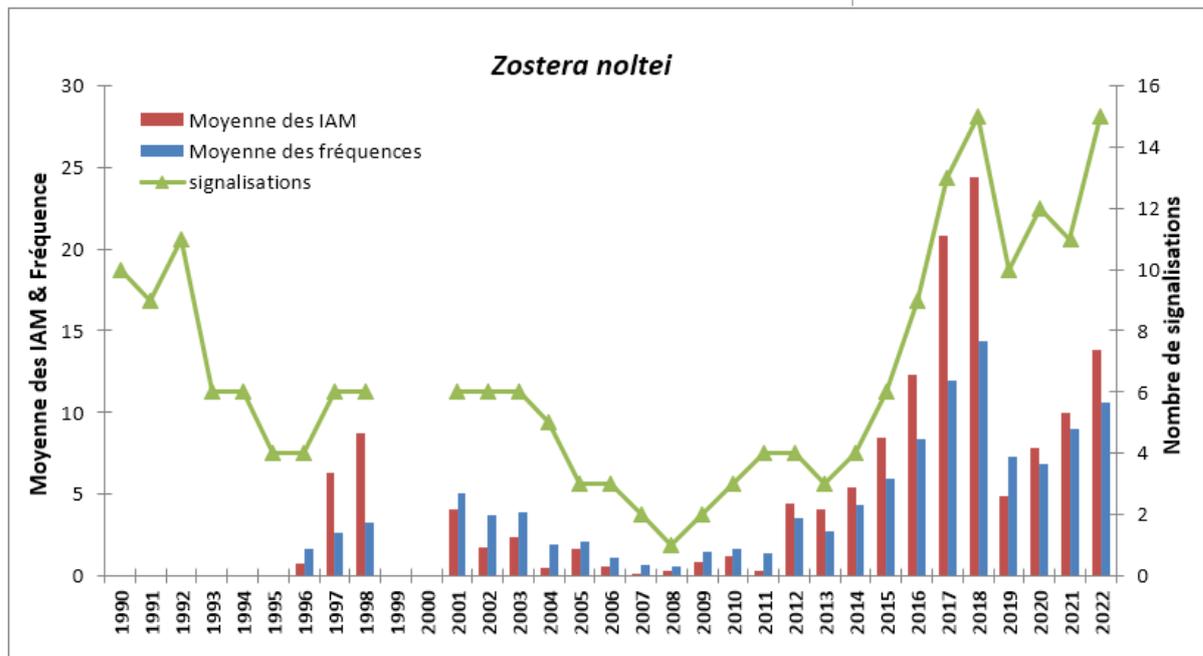


Figure 42 : Evolution de 1990 à 2022 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2022 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Zostera noltei*. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. Le transect 6 a été déplacé pour devenir le transect 6bis en 2021. (source : Gis Posidonie)

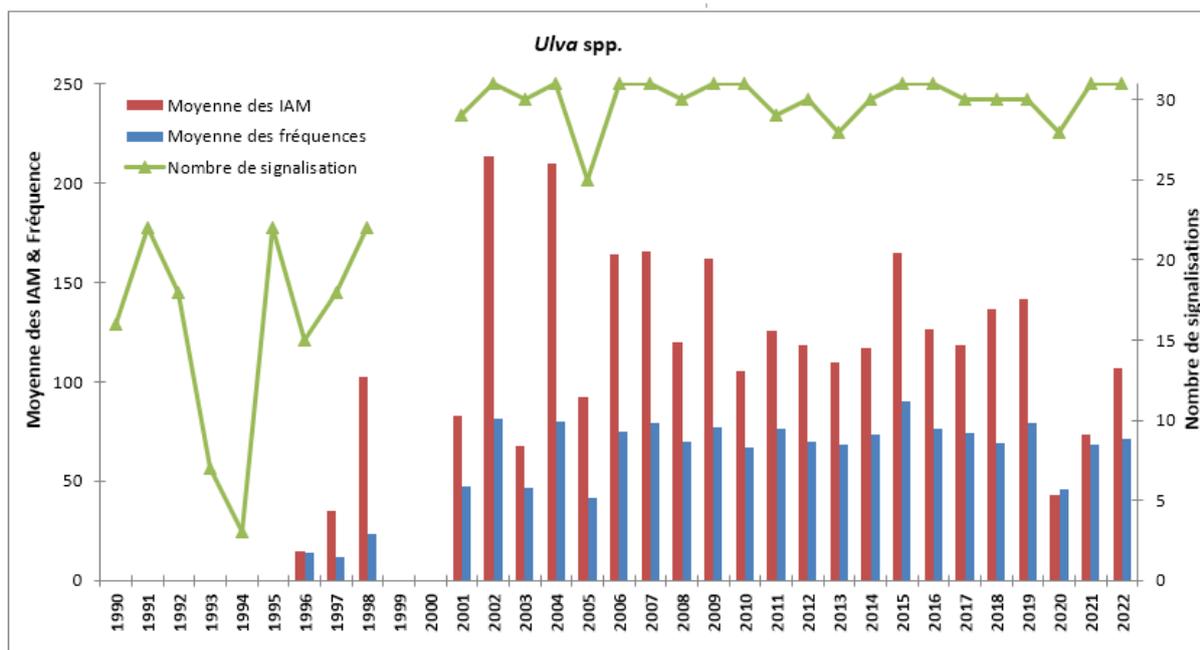


Figure 43 : Evolution de 1990 à 2022 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2022 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Ulva* spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. Le transect 6 a été déplacé pour devenir le transect 6bis en 2021. (source : Gis Posidonie)

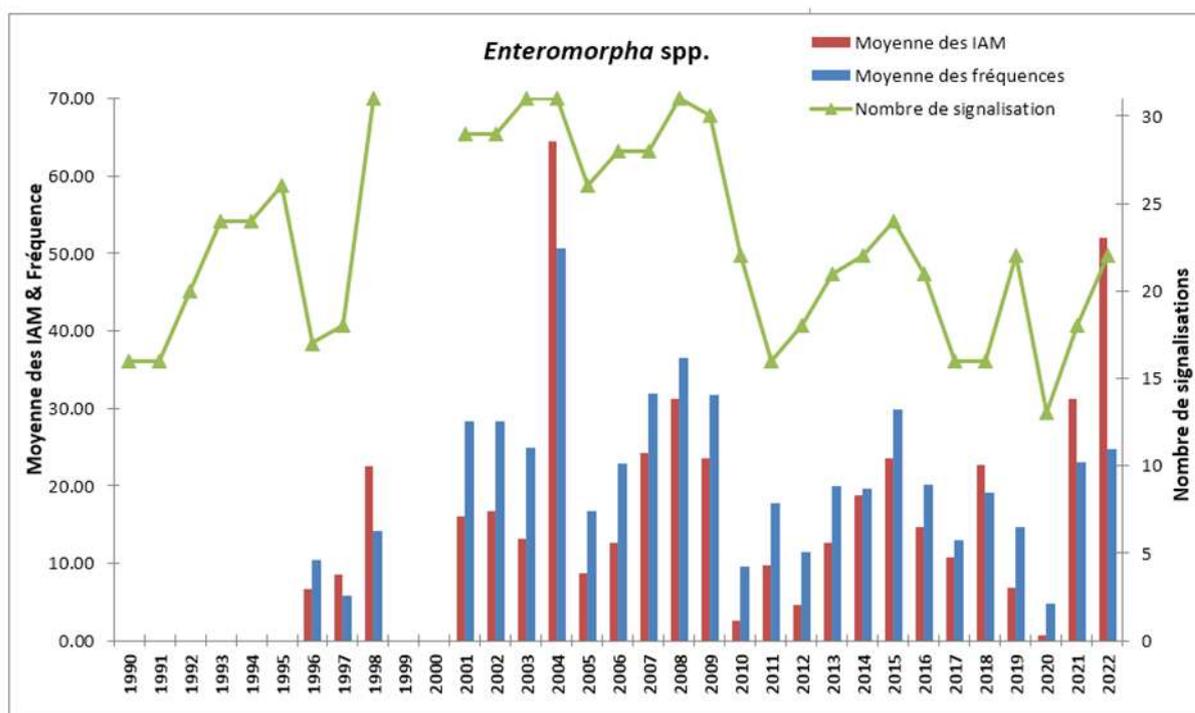


Figure 44 : Evolution de 1990 à 2022 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et, de 1996 à 2022, de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Enteromorpha* spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. Le transect 6 a été déplacé pour devenir le transect 6bis en 2021. (source : Gis Posidonie)

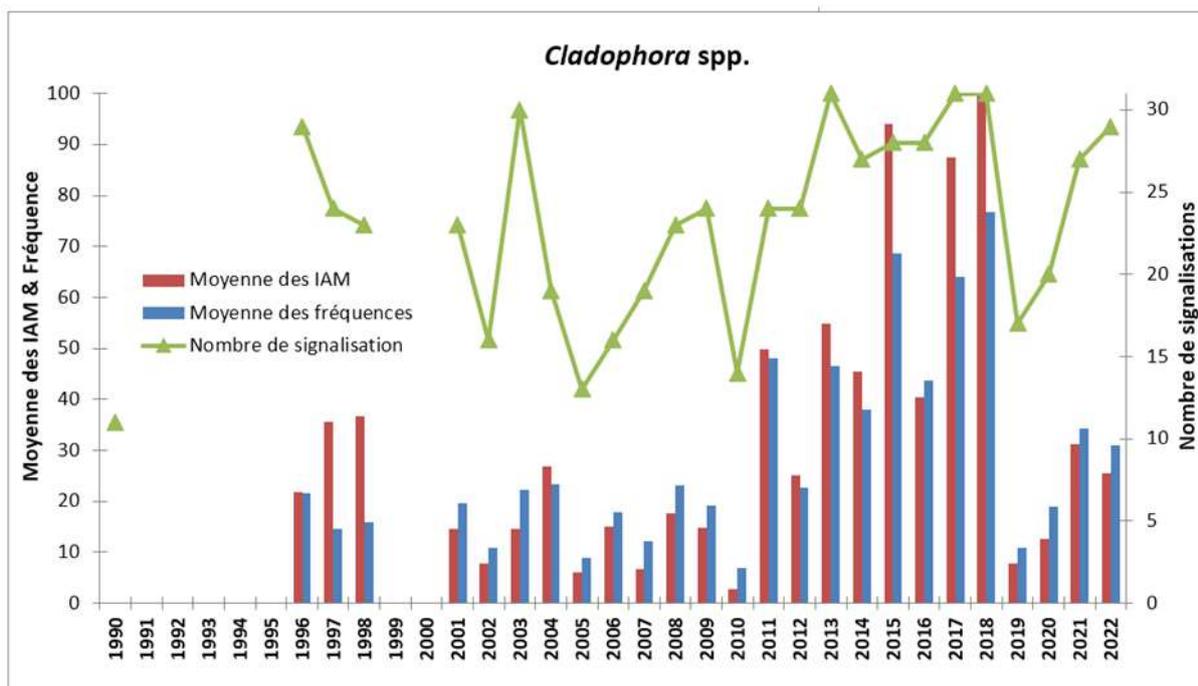


Figure 45 : Evolution de 1990 à 2022 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2022 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Cladophora* spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. Le transect 6 a été déplacé pour devenir le transect 6bis en 2021. (source : Gis Posidonie)

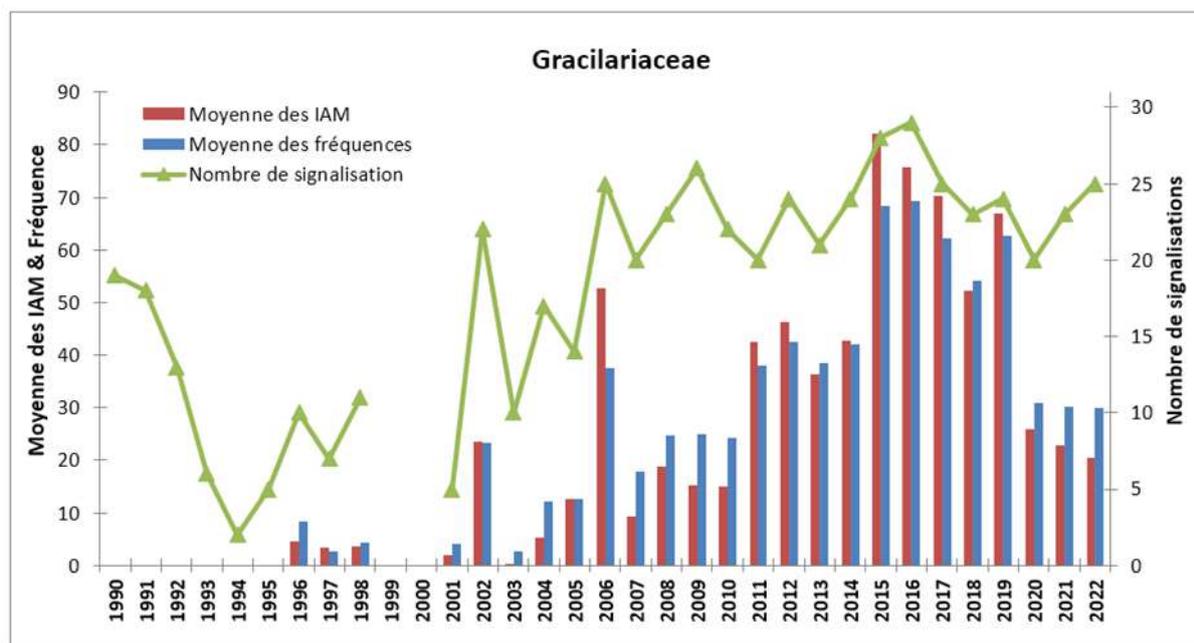


Figure 46 : Evolution de 1990 à 2022 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2022 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour les *Gracilariaceae*. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. Le transect 6 a été déplacé pour devenir le transect 6bis en 2021. (source : Gis Posidonie)

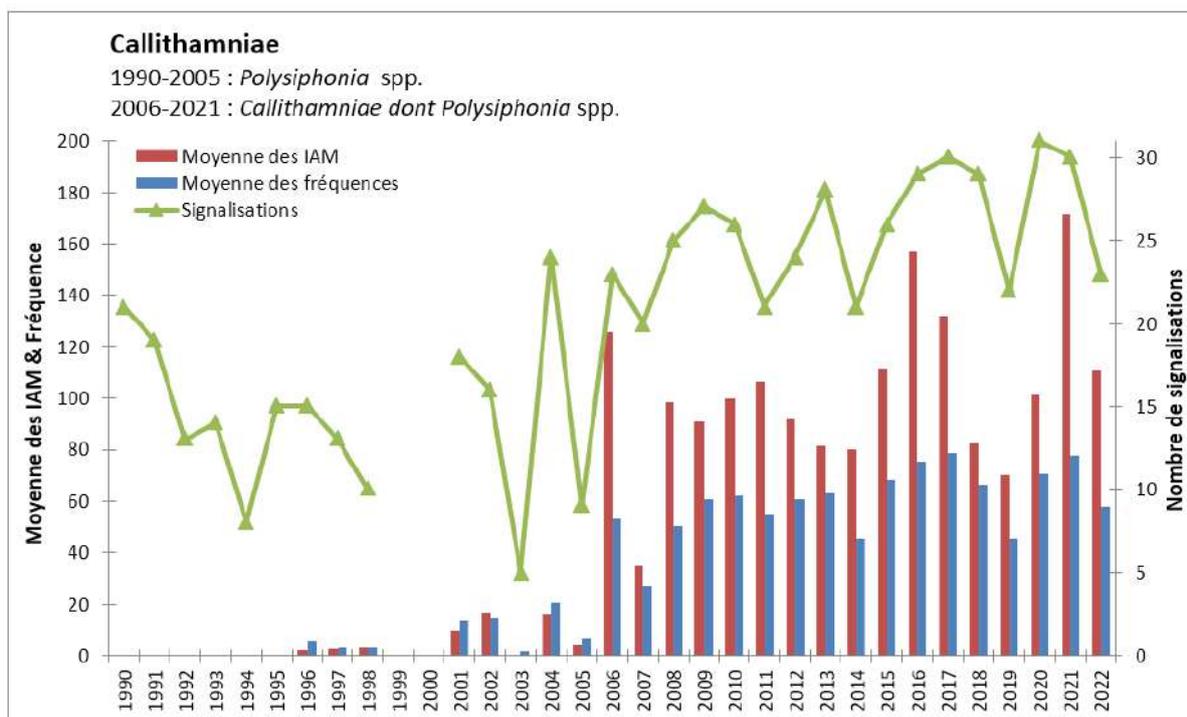


Figure 47 : Evolution de 1990 à 2022 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2022 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM des *Callithamniae*. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. Le transect 6 a été déplacé pour devenir le transect 6bis en 2021. (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 48) 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 48 : 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 2022, 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 16 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 2. 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 2). En 2022, la cartographie a pu être réalisée sur tout l'étang de Berre mais avec moins de précision au niveau du bassin de délimonage en raison d'herbiers très épiphytés et dans l'étang de Vaïne en raison d'une transparence de l'eau pas forcément idéale. Pour compléter la cartographie, des vérités-terrains ont été réalisées par l'intermédiaire d'observations sous-marine.

En 2022, on observe une dynamique de recolonisation très active sur l'ensemble des secteurs. **La surface totale d'herbier est ainsi estimée à 25,2 ha**. Les valeurs sont donc les plus importantes depuis les années 70s et la mise en place de la centrale hydroélectrique. La dynamique de progression se fait sur l'ensemble de l'étang. 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. Dans certains secteurs comme l'étang de Vaïne, l'anse du Ranquet ou le bassin de délimonage on peut parler d'herbiers au sens fonctionnel du terme. Dans d'autres secteurs comme sur Bouquet ou Figuerolles ce sont plus des successions de taches éparses. . En effet, ces taches disparates, éparses, 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 existe peu 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. D'autres projet de restauration en lien avec des collaboration scientifiques internationales devra voir le jour dans les années futures.

Tableau 2 : Comparaison des surfaces d'herbiers de zostères entre 2017 et 2021, sur différents secteurs de l'étang de Berre.

Secteur	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Pointe de Berre	27 299 m ²	25 590 m ²	1 898 m ²	4 729 m ²	5 840 m ²	10 715 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	8 444 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	49 303 m ²
Etang de Vaïne	19 849 m ²	20 976 m ²	294 m ²	9 036 m ²	11 948 m ²	33 742 m ²
Bassin de délimonage	66 558 m ²	Non disponible	55 891 m ²	49 555 m ²	86 105 m ²	136 793 m ²
Surface totale	17,93 ha	Non disponible	7,2 ha	8,2 ha	14,7 ha	25,2 ha



Figure 49 : Cartographie des herbiers de zostères à la Pointe de Berre en 2022 (photo : image Pleiades 2022, CNES)

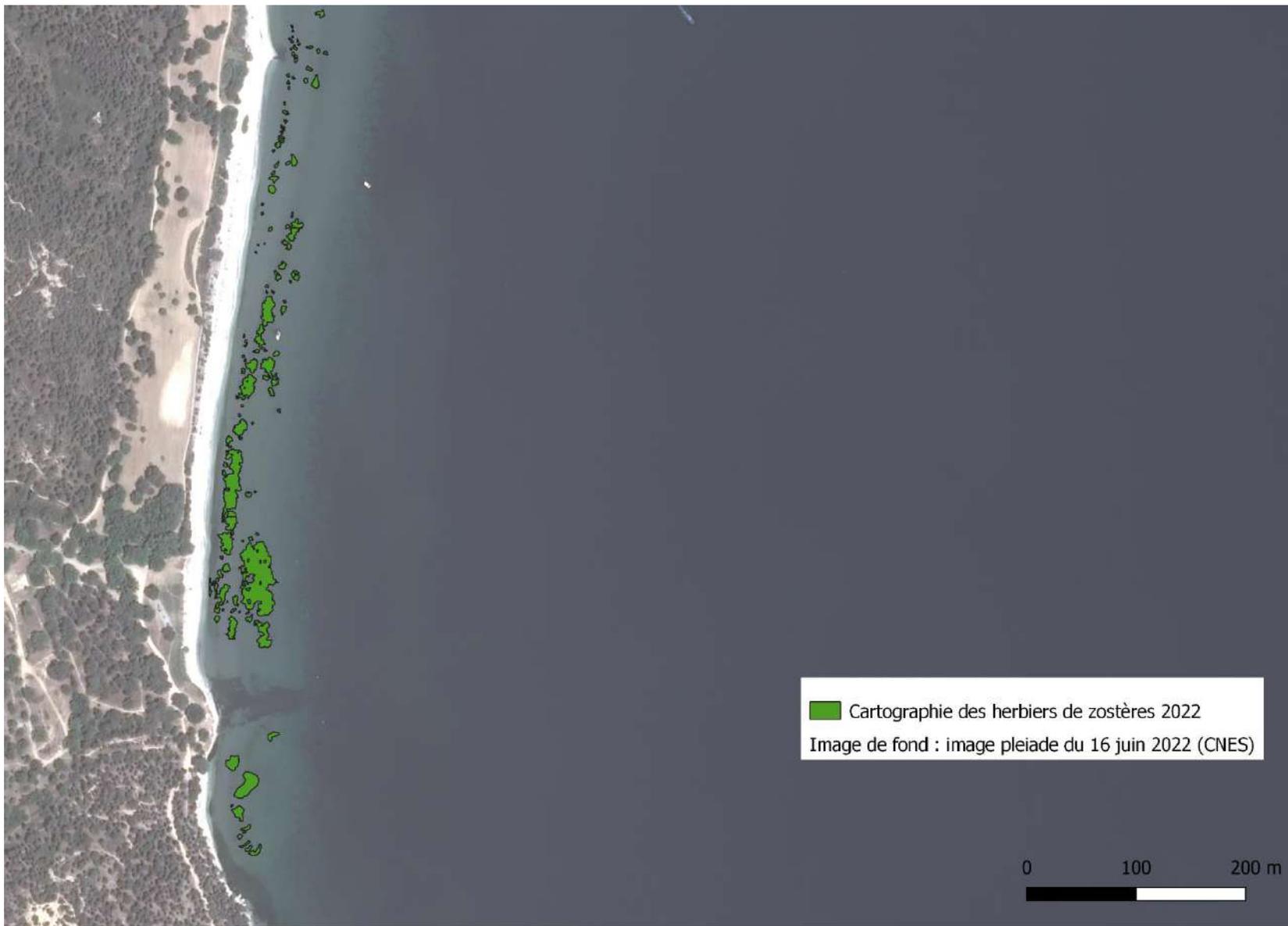


Figure 50 : Cartographie des herbiers de zostères à Figuerolles en 2022 (photo : image Pleiades 2022, CNES)

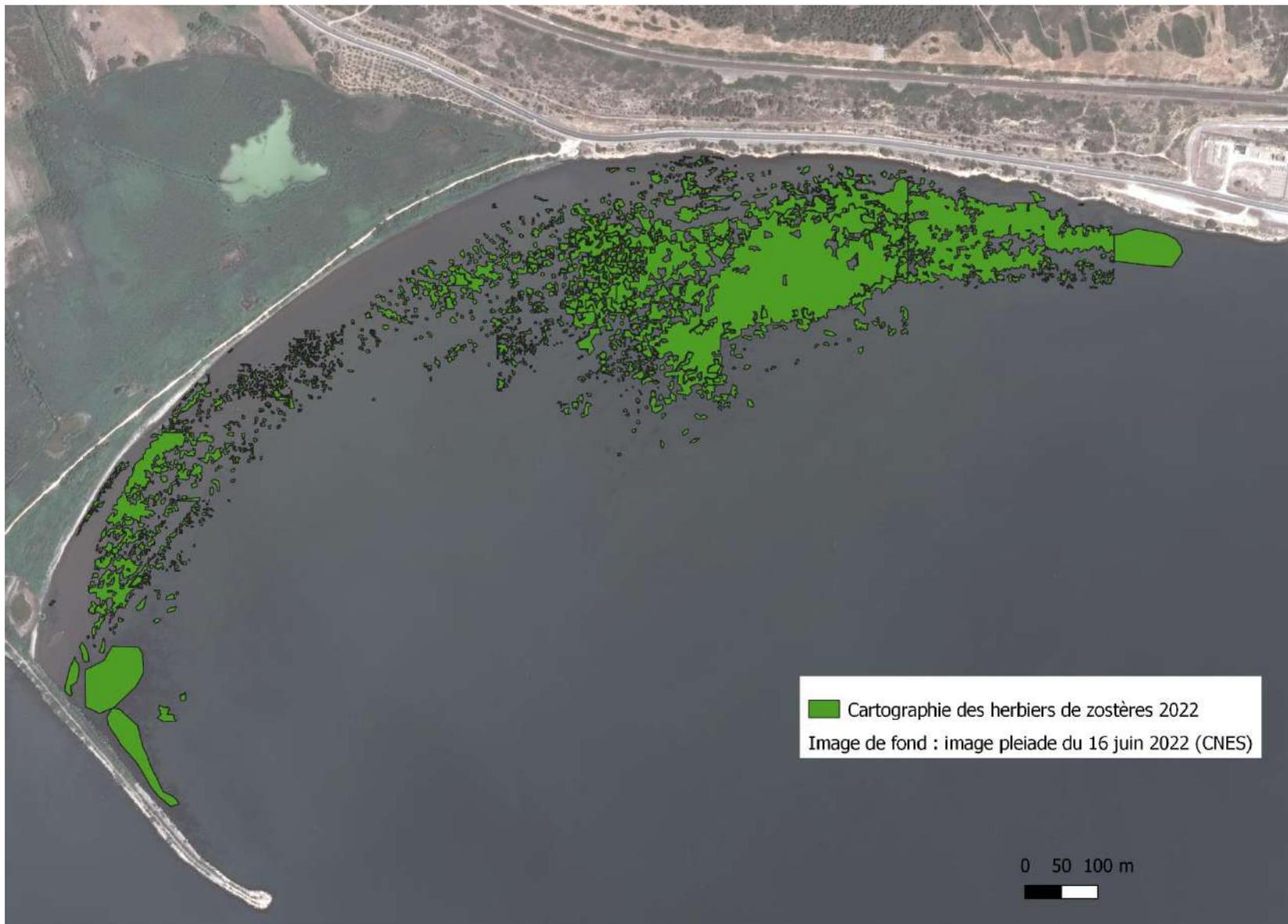


Figure 51 : Cartographie des herbiers de zostères dans le bassin de délimonage en 2022 (photo : image Pleiades 2022, CNES)

5.3 Synthèse

Les espèces de macrophytes ont réagi différemment aux conditions du milieu selon les espèces considérées. Les résultats du suivi de 2022 montrent une nouvelle composition de l'assemblage des macrophytes, présentes en grande quantité sur les fonds de l'étang de Berre et de Vaïne au travers des *Callithamniae* et des Enteromorphes et des *Ceramium*. 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 et notamment les entéromorphes en augmentation en 2022, ce qui témoigne d'un **écosystème toujours eutrophisé**. Cependant, en 2022, on note une forte présence des *Ceramium* spp. Ce nouvel assemblage est probablement en lien avec la salinité plus élevée observée dès le printemps 2022.

Les zostères, qui avaient montré une forte régression à la suite de la crise écologique de 2018, sont en progression. Leur surface atteint dorénavant 25.2 ha. Il s'agit de la plus grande surface mesurée depuis leur quasi disparition (1,2 ha en 1990) après la mise en place de la centrale hydroélectrique. Il s'agit principalement d'herbiers fragmentés ne permettant pas d'assurer le rôle écologique qu'on attendrait de cette espèce clé. Cependant, sur certains secteurs comme dans l'étang de Vaïne ou vers l'anse du Ranquet, on commence à voir des taches coalescées et des herbiers en formation. Cette dynamique de progression laisse espérer, si elle se poursuit, le retour de véritables herbiers prochainement. Néanmoins, ce résultat certes en progression est loin de l'objectif de colonisation pour atteindre le bon état dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau soit 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.



© Steven Weinberg

6 – ETANG DE BOLMON

6.1 Présentation et protocole

L'étang de Bolmon situé au sud de l'étang de Berre est une lagune oligo-mésosaline (salinité comprise entre 0,5 et 18), d'une superficie de 578 ha et d'une profondeur moyenne de 1,5 mètre. Cette lagune communiquait par le passé avec l'étang de Berre au travers de trois bourdigues. Une seule est dorénavant fonctionnelle. Côté canal du Rove, il existe deux fenêtres de communications. Son « isolation » hydraulique a été progressive et de par sa position attributaire de la Cadière, son environnement s'est progressivement eutrophisé. La Cadière avec son apport important d'eau douce (débit annuel : 20-45 hm³) et son bassin versant (environ 74 km²) très urbanisé, participe grandement aux apports en nutriments à l'étang du Bolmon.

Les enjeux européens d'atteinte du bon état écologique des masses d'eau lagunaires et les enjeux de conservation et de gestion Natura 2000 en font un site d'actions prioritaires. Divers projets de réhabilitation du milieu sont en cours (ex : reconnexion hydraulique et réouverture des bourdigues).

Dans ce contexte, le GIPREB a initié depuis 2017, à travers les missions d'animation Natura 2000, un suivi trimestriel de la macrofaune benthique et de la colonne d'eau. Les paramètres de la colonne d'eau mesurés sont : la transparence de l'eau (disque de Secchi), la température, la conductivité, la salinité, le pH, le potentiel d'oxydoréduction, l'oxygène dissous. En collaboration avec le MIO, les concentrations de matière en suspension totale (MES), chlorophylle *a*, Azote minéral (NO₃, NO₂, NH₄), Phosphate (PO₄), Azote organique particulaire (NOP), azote dissous total (NDT) et le phosphore dissous total (PDT) sont mesurées. Les prélèvements de sédiment sont effectués à l'aide d'une Benne Van Veen. Pour chaque station, trois répliques de sédiment sont réalisées, tamisées (maille 1mm) et stockées pour y dénombrer les espèces macro benthiques par la suite. La surface totale échantillonnée est de 0,08 m².

Préalablement au nombre de 10 (paramètres colonne d'eau) et de 4 (macrofaune) stations, le suivi depuis 2020 est effectué sur 3 stations (Figure 52). L'effort d'échantillonnage a été réduit en raison d'une homogénéité spatiale des valeurs. Ce suivi a pour objectif de caractériser et d'identifier l'évolution de cet habitat lagunaire.



Figure 52 : Cartographie des points d'échantillonnage sur l'étang de Bolmon

6.2 Résultat du suivi 2022

Les données physico-chimiques tendent à être homogènes sur les 3 points du suivi. Des dynamiques et variabilités saisonnières sont observables sur les différents paramètres. La température moyenne de l'eau sur les 3 points varie de 7 °C (février) à 27°C (septembre). La salinité moyenne oscille entre 4 (février) et 9.5 (septembre). Pour ce qui est de l'oxygène dissous, on observe la même tendance sur les 3 points. Les valeurs sont comprises entre 7.71 mg.L⁻¹ (septembre, B01) à 13.95 mg.L⁻¹ (décembre B01). Le seuil de risque hypoxique correspondant à 3 mg.L⁻¹, n'a pas été dépassé (figure 53). Le pH montre des valeurs comprises entre 8.94 et 10.24 avec une tendance à se stabiliser autour de 9.25 sauf en période de forte production primaire comme on a pu l'observer en février 2022 avec une valeur à 10. Durant cette période, on y mesure de fortes valeurs de concentration en azote dissous inorganique (NID) supérieures aux autres mois. Cette forte production primaire se traduit aussi par des valeurs moindres de transparence de l'eau (disque de Secchi) avec 15 cm de profondeur en février et environ 43 cm de moyenne en décembre. La macrofaune benthique observée lors de cette année et depuis 2020 se limite à la présence de larves de chironomes. Ce manque de biodiversité traduit bien le caractère eutrophe du milieu. Les divers indices (Shannon, AMBI et M-AMBI), n'ont par conséquent pas pu être calculés.

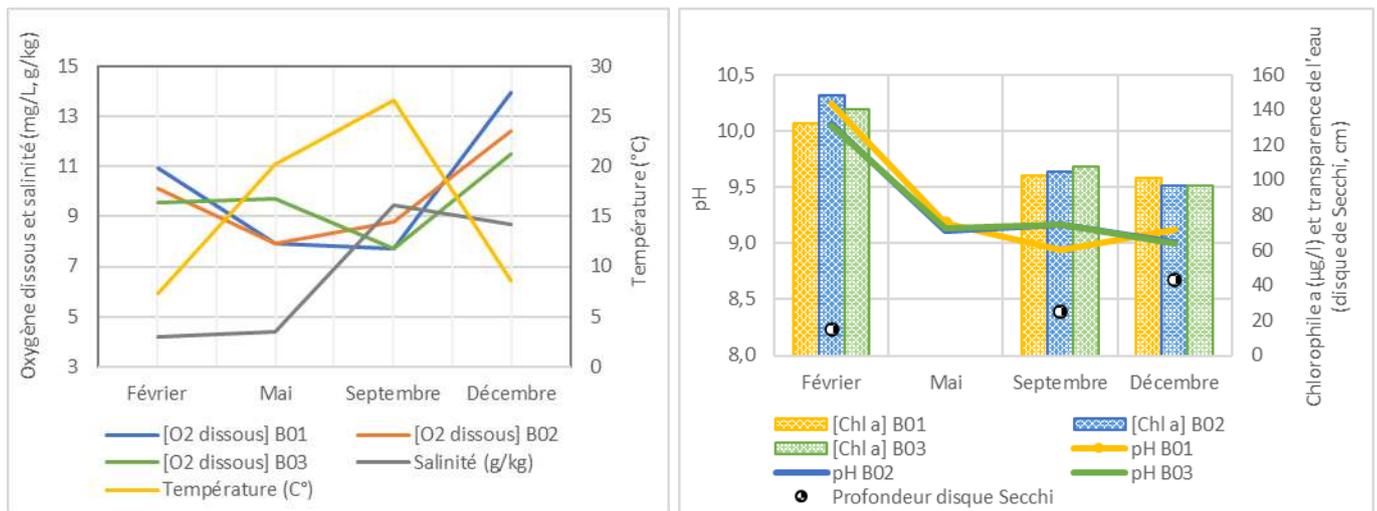


Figure 53 : Evolution annuelle 2022 des paramètres d'oxygène dissous, salinité, pH, chlorophylle a (moyennes sur la colonne d'eau), température de la colonne d'eau (moyennes sur la colonne d'eau et entre les points) et profondeur de disparition du disque de Secchi

En 2022, l'étang de Bolmon a été classé dans le cadre de la DCE (2021) en état « Mauvais » sur tous les paramètres sauf la chimie de l'eau (§ 7.2). Le tableau ci-joint, traduit ce classement et souligne une dégradation des paramètres chimiques de la colonne d'eau par rapport à l'année 2021. On y observe de fortes concentrations en azote et phosphore totaux allant respectivement jusqu'à 288.15 $\mu\text{M.L}^{-1}$ et 9.29 $\mu\text{M.L}^{-1}$, engendrant aussi une forte activité primaire phytoplanctonique (maximum 148.57 $\mu\text{g.L}^{-1}$).

Tableau 3 : Tableau récapitulatif des paramètres de la colonne d'eau et de leurs seuils DCE : Nitrate (N03), Nitrite (N02), Ammonium (NH4), Azote Inorganique Dissous (NID), Phosphates (P04), Chlorophylle a (Chl a), Phaeopigments (Phaeo), Seston (Seston), Azote organique particulaire (NOP), Carbone Organique Particulaire (COP), Azote Total (NT) et le Phosphore Total (PT). Très bon (bleue), bon (vert), moyen (jaune), médiocre (orange), mauvais (rouge)

Suivi 2022 et classifications données par les critères de lagunes oligo-méso-halines (Grillas, 2016)		Février			Septembre			Décembre		
		B01	B02	B03	B01	B02	B03	B01	B02	B03
Sels nutritifs	NO3 $\mu\text{M/L}$	0,00	0,01	14,63	0	0	0	10,07	14,98	14,98
	NO2 $\mu\text{M/L}$	1,52	1,63	3,34	1,75	1,73	1,62	1,60	1,72	1,72
	NH4 $\mu\text{M/L}$	2,73	65,99	14,38	NA	NA	NA	0,22	3,14	3,14
	NID $\mu\text{M/L}$	4,25	67,63	32,35	NA	NA	NA	11,89	19,84	19,84
	PO4 $\mu\text{M/L}$	6,21	6,09	5,24	6,73	5,84	6,17	3,63	3,84	3,84
Pigments	Chl-a $\mu\text{g/L}$	132,36	148,57	140,47	102,42	105,05	107,68	100,85	96,65	96,65
	Phaeo $\mu\text{g/L}$	16,13	13,98	18,11	11,99	8,96	17,24	14,94	10,73	10,73
Matières particulaires	Seston mg/L	91,67	100,67	95,33	62,50	50,33	58,40	16,80	15,40	15,40
	NOP $\mu\text{M/L}$	141,74	134,08	136,09	182,25	160,79	203,03	64,71	63,00	63,00
	COP $\mu\text{M/L}$	1392,70	1369,16	1300,79	231,00	234,93	288,15	527,25	495,66	495,66
Matière totale	NT $\mu\text{M/L}$	181,15	188,73	180,62	231,00	234,93	288,15	138,34	123,06	123,06
	PT $\mu\text{M/L}$	8,46	9,66	7,72	7,73	7,75	9,29	2,65	2,30	2,30

7 - AUTRES PROJETS SCIENTIFIQUES

7.1 Projets de recherche et thèses en cours

7.1.1 Thèse de Julie Régis

Julie Régis, doctorante de l'université de Nîmes doit soutenir en 2023 sa thèse de doctorat débuté en 2019 intitulée : « Impact des hypoxies sur le devenir des polluants métalliques des sédiments des lagunes méditerranéennes »

Les écosystèmes aquatiques côtiers sont mondialement impactés par des phénomènes de désoxygénation dans la colonne d'eau de plus en plus intenses et fréquents en lien avec les problématiques d'eutrophisation et le réchauffement climatique (Diaz et Rosenberg 2008). Ce sont également des zones en bout de bassin versant qui ont historiquement accumulé des polluants chimiques de diverses natures dans leurs sédiments. Les études menées ces dernières années ont montré que la concentration en oxygène dans la colonne d'eau constituait le principal facteur de contrôle de l'ensemble des réactions biogéochimiques dans les sédiments de surface (Middelburg et Levin 2009) et contrôlait les transferts à l'interface eau-sédiment des nutriments, métaux et métalloïdes (Rigaud *et al.* 2013; Emili *et al.* 2016; Pakhomova *et al.* 2018). Trois lagunes de la façade méditerranéenne française (Berre, Thau et Prévost) aux statuts d'eutrophisation contrastés et aux nombreux enjeux socio-économiques font parties des 479 zones côtières eutrophisées et/ou impactées par des épisodes d'hypoxie dans le monde (voir la carte WRI) et présentent de fortes accumulations de contaminants dans les sédiments (Grouhel *et al.* 2018).

Ce projet de thèse vise à caractériser l'impact des variations temporelles des concentrations en oxygène dans la colonne d'eau sur les processus biogéochimiques des sédiments contrôlant le devenir des polluants et leurs transferts à l'interface eau-sédiment dans les lagunes de Berre, Thau et Prévost, sites pilotes représentant les lagunes méditerranéennes. Il a été initié en octobre 2019 et repose sur de nombreuses campagnes de terrain multi-outils (les programmes PREDHYPO, ANOXIMO et PONUTELA) pour (1) caractériser la dynamique de l'oxygène dans la colonne d'eau à l'aide de sonde autonomes, (2) illustrer les processus biogéochimiques dans les sédiments en analysant les espèces chimiques dissoute et solide le long de profil obtenus à partir de prélèvements de carottes sédimentaires et (3) quantifier des flux d'oxygène, nutriments et contaminants métalliques à

l'interface eau-sédiment en utilisant des techniques classiques (chambre benthique) et innovantes (gradient flux). La thèse se terminera d'ici l'été 2023 et les résultats sont en cours de traitement. Les premiers résultats montrent que les trois sites présentent des dynamiques de désoxygénation très différentes, la lagune de Berre étant la plus impactée par des épisodes de désoxygénation de longue durée (> 1 semaine) et saisonniers. La lagune du Prévost présente de grandes variations nycthémérales passant de l'hypoxie à l'hyperoxie en moins de 12 h, en saison estivale, et le site de la lagune de Thau semble le plus résilient vis à vis des problématiques de désoxygénation. Une forte minéralisation de la matière organique et des enrichissements en nutriments (PO_4^{3-} et NH_4^+) et en sulfures dans les eaux interstitielles des sédiments sont favorisés en conditions hypoxiques dans les lagunes aux statuts d'eutrophisation les plus avancés (Berre et Prévost). Les flux à l'interface eau-sédiment suivent aussi cette tendance avec des flux en nutriments et contaminants métalliques plus intenses en conditions hypoxiques observées dans les lagunes les plus eutrophisées et désoxygénées.

7.1.2 Thèse de Louison Huchet

Louison Huchet, doctorant de l'université de Nîmes débute en septembre 2022 une thèse de doctorat sous la direction de Sylvain Rigaud. Ce projet de thèse vise à étudier et à décrire les processus de remobilisation des polluants du sédiment de petites lagunes méditerranéennes dégradées en réponse aux modifications des conditions physicochimiques dans la colonne d'eau. Plus précisément, les objectifs sont de mieux comprendre l'impact des changements des conditions physicochimiques dans la colonne d'eau (salinité, oxygène, niveau d'eutrophisation) sur le relargage de polluants stockés dans les sédiments et d'évaluer le rôle de ces relargages dans le maintien de l'état de dégradation de la qualité des eaux de petites lagunes méditerranéennes. Ces travaux seront conduits sur les étangs du Prévost (2.5 km², Palavas-les-Flots/Villeneuve-lès-Maguelone) et de Bolmon (5.8 km², Marignane/Châteauneuf-les-Martigues). Plusieurs actions sont prévues durant ces trois ans de thèse (octobre 2022 – octobre 2025), notamment une partie « expérimentale » avec pour objectif de récolter un maximum de données sur les deux sites d'études, incluant le suivi continu in situ des conditions physicochimiques dans la colonne d'eau, et des campagnes de prélèvement répétées pour des carottages sédimentaires.

L'objectif étant :

- 1) d'établir un état des lieux de la pollution actuelle des sédiments, de définir les niveaux de pollution, l'historique, la nature et l'origine des polluants, ainsi que la spéciation chimique et les facteurs physicochimiques conditionnant leur distribution spatiale.

2) de caractériser les conditions physicochimiques et hydrodynamiques (température, salinité, oxygène, pH, Eh, hauteur d'eau, courantologie) et d'en suivre les tendances futures en lien avec l'évolution des forçages naturels (étang du Prévost) et les actions de réhabilitation programmées (étang du Bolmon).

3) d'identifier et de quantifier les processus biogéochimiques contrôlant la mobilité et le transfert à l'interface eau-sédiment des polluants dans les conditions physicochimiques observées.

7.1.3 Thèse de Samuel Martin

Samuel Martin a débuté en septembre 2022 sa thèse de doctorat en co-tutelle Laboratoire Océanologique de Villefranche (David Doxaran)/Société ARGANS.

Le premier objectif de cette thèse est le développement d'algorithmes couleur de l'eau adaptés au suivi des lagunes côtières qui sont des écosystèmes optiquement complexes.

En effet les algorithmes développés dans l'océan ouvert atteignent leurs limites dans le milieu côtier et nécessitent de multiples corrections : atmosphérique, sunglint (reflet solaire), contamination par les effets de fond, effets terrestres adjacents, diversité et concentration des particules, dynamisme des zones côtières.

Les algorithmes seront déterminés sur plusieurs sites d'études : étang de Berre, étang de Thau, lagune de Bizerte et autres lagunes africaines (en cours de détermination). Ils seront développés grâce à des imageries satellitaires multi et hyper-spectrales (PRISMA, Pléiades, etc.), des données du réseau HYPERNETS/HUPERVAL (réflectance de l'eau, Chla, etc.) et des données terrains optiques, biogéochimiques et climatiques, notamment celles de l'observatoire du milieu du GIPREB.

A la fin de cette première phase seront obtenus des produits permettant de cartographier par satellite quasiment en temps réel et avec des degrés d'incertitude connus et minimisés, des paramètres tels que la turbidité, les Matières en Suspension, la Chlorophylle *a*

Le deuxième objectif est d'appliquer les produits satellitaires opérationnels à une série temporelle d'une vingtaine d'années sur plusieurs sites afin d'étudier les changements écologiques majeurs imputables aux pressions anthropiques. Dans le cas de l'étang de Berre, des changements liés à des rejets EDF pourront être étudiés par exemple.

7.1.4 Autres projets

- Le Projet CONNECT-MED 2 (IFREMER) se poursuit en 2022 : 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 2022 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 est 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.

- Stage de Bachelor « Gestion et Protection des Milieux Marins » de Hubert Tao. Ce stage réalisé en alternance avait pour objectif de mieux comprendre la dynamique de décontamination des palourdes après un épisode de contamination bactériologique. Des expériences de contamination ont été réalisées puis la courbe de décroissance de la charge bactérienne a été analysée. Les résultats montrent qu'au bout de 24 h, même après une contamination forte, les palourdes retrouvent des valeurs conformes. Ainsi, les procédures actuelles de reparcage des palourdes pendant une durée de 48 h pour les professionnels sont suffisantes pour garantir la qualité bactériologique des coquillages.

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.

7.2 Classement de l'état des masses d'eau au titre de la DCE, mis à jour à partir des données IFREMER de 2021

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 les documents suivants : [Campagne de surveillance DCE 2021, IFREMER \(Herlory et al, 2022\)](#), publié en octobre 2022, et Campagne de surveillance 2021 de l'état DCES des lagunes méditerranéennes oligo et mésohalines (Boutron et al 2022).

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 2021, et des campagnes précédentes pour les données manquantes, un tableau synthétique a été constitué (Tableau 4). Les deux masses

d'eau qui constituent l'étang de Berre (Grand étang et étang de Vaïne) et l'étang de Bolmon ne sont donc pas en bon état au sens de la DCE.

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

- **Le Grand étang est classé « médiocre »** pour l'état écologique du compartiment macrophytes en 2021.
- **L'étang de Vaïne est classé « moyen »** au regard des macrophytes du compartiment macrophyte.
- **L'étang de Bolmon est classé « mauvais »** pour tous les compartiments en 2021.

Tableau 4 : 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	2021	2021	2021
Phytoplancton	2021	2021	2021
Macrophytes	2021	2021	2021
Macrofaune benthique	2021		
Physico-chimie	2021	2021	2021
Etat chimique	2021		
Chimie eau	2021		2021
Chimie matière vivante	2021		
Etat DCE	2021	2021	2021

L'état de la masse d'eau de Berre (Grand étang) en 2021 est identique à celui de la précédente campagne DCE 2018. Il s'améliore pour les paramètres physico-chimie et phytoplancton et macrofaune benthique. En revanche, l'état du compartiment macrophyte reste médiocre. L'état de la masse d'eau de Vaïne en 2021 s'améliore et passe de médiocre à moyen. Le compartiment phytoplancton et physico-chimie de l'eau s'améliore (en bon) de même que le compartiment macrophyte passant en moyen (contre médiocre en 2018). Pour rappel, les prélèvements DCE pour la masse d'eau sont effectués en juin, juillet et août. Ils ne prennent donc pas en compte les blooms phytoplanctoniques automnaux, pourtant réguliers dans l'étang.

L'étang de Bolmon reste classé mauvais pour l'ensemble des paramètres suivis à l'exception de la contamination chimique des eaux. Le suivi fait état d'une absence totale de macrophytes lors de la campagne.

8 - CONCLUSION

8.1 Conclusion sur l'état du milieu en 2022

En 2022, les conditions météorologiques ont été marquées par une importante sécheresse et des températures estivales caniculaires. Cette sécheresse a contraint EDF dans son régime de turbinés et les apports par la centrale hydroélectrique ont été les plus faibles depuis son ouverture avec seulement **357,5 hm³** en 2022. Ces apports ont été principalement réalisés en janvier, février et en fin d'année. Entre mars et octobre, il y a eu seulement 50 hm³ de rejets depuis la centrale.

Ces faibles rejets vont avoir plusieurs conséquences favorables sur l'écosystème de l'étang de Berre en 2022 :

- une salinité qui va augmenter depuis le printemps et se maintenir élevée tout l'automne. On observe 27 de salinité en juin, 30 en août et novembre.
- diminution de l'eutrophisation (en lien avec les apports en azote et phosphore faibles en 2022, on constate que les paramètres de la colonne d'eau, notamment les concentrations en composés azotés et phosphorés restent faibles tout au long de l'année. Il en va de même pour les concentrations de chlorophylle *a* et aucun bloom ne sera observé en 2022).
- une transparence des eaux exceptionnelle en 2022 avec plus de 4 m en moyenne mesurée au disque de Secchi. Il s'agit de la meilleure transparence enregistrée depuis le début du suivi.

Ces effets vont se diffuser sur l'ensemble des compartiments de l'écosystème et permettre à l'écosystème de l'étang de Berre de retrouver en 2022 un fonctionnement équilibré. Ainsi, les conditions de salinité plus élevée et les plus faibles apports vont modifier les peuplements de macrophytes. Si les espèces nitrophiles (ulves, cladophores, enteromorphe), sont toujours présentes, on constate une diminution des Gracilaires au profit des *Ceramium*, espèces plus halines. La bonne transparence des eaux va aussi profiter aux zostères. En 2022, les herbiers de zostères recouvrent 25,2 ha soit la plus forte valeur observée depuis leur quasi disparition (1,2 ha en 1990) mais aussi la plus forte croissance. Ce résultat est loin de l'objectif de 1 500

ha pour atteindre le bon état au titre de la DCE mais cette résilience dans des conditions favorables laisse entrevoir un espoir si ces conditions venaient à se pérenniser.

Au niveau de la macrofaune benthique aussi, il y a des effets positifs. La faible stratification a permis des conditions d'oxygénation favorables même dans les zones profondes. En effet, on a enregistré en 2022 les meilleures conditions d'oxygénation. Cela a permis d'observer des espèces vivantes toute l'année en profondeur et de voir petit à petit les peuplements se diversifier. Néanmoins, les peuplements restent encore pauvres et il faudrait plusieurs années favorables pour retrouver des peuplements vraiment diversifiés. 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. Au niveau du littoral, les peuplements de palourdes se sont complètement reconstitués ainsi que les moulières littorales.

Pourtant les conditions climatiques de 2022 auraient pu laisser présager d'une nouvelle crise écologique. En effet, en 2022 les conditions météorologiques (températures vent) ont été « pires » qu'en 2018 (année d'exceptionnelle malaïgue en lien avec l'anoxie du milieu).

L'analyse des températures de l'eau montre un contexte climatique plus chaud (Tableau 5). En 2022 seul le mois de septembre montre des valeurs de températures inférieures à celles observées en 2018.

Tableau 5 : Température de l'air (moyenne mensuelle)

Année	2018	2022
Juin	23,2	26,1
Juillet	27	27,7
Août	26	26,7
Septembre	22,5	21,6

Tableau 6 : Chronique de vent : Nombre de coup de vent supérieur à un seuil aux cours des dernières années sur la période du 1er mai au 30 Septembre

Seuil (m/s)	2018	2019	2020	2021	2022
8	121	189	205	174	144
10	56	101	102	60	54
15	1	17	9	0	8

Tableau 7 : Chronique de vent : Nombre de coup de vent supérieur à un seuil de vitesse (8-10-12 m/s) aux cours des dernières années sur la période du 1er Juin au 30 Août

Seuil (m/s)	2018	2019	2020	2021	2022
8	82	72	156	100	90
10	38	35	78	39	29
15	1	0	7	0	6

Les tableaux ci-dessus (Tableau 6 et Tableau 7) montrent que les années 2018 et 2022 ne sont pas radicalement différentes en termes de coups de vent et indiquent même que pour les coups de vent supérieurs à 10m/s, ils ont été moins nombreux en 2022 quelle que soit la période considérée. Pourtant, il a été observé en 2022, des conditions d'oxygénation plus favorables en profondeur signe de mélanges fréquents ou d'une absence de stratification. Les mesures de salinité et température de juin et août ci-après indiquent justement une faible stratification en 2022 par rapport à 2018 (Tableau 8 et Tableau 9).

Tableau 8 : Température et salinité de l'eau (surface et fond) en juin 2018 et juin 2022

Année	2018		2022	
	Salinité	Température	Salinité	Température
Surface	23,0	23,0	26,8	26,9
Fond	31,9	19,7	33,0	20,7

Le graphique ci-dessus montre l'impact des rejets printaniers sur la stratification en début d'été, 9 unités de différence en 2018 contre 7 unités en 2022 (Tableau 8).

Tableau 9 : Température et salinité de l'eau (surface et fond) en août 2018 et 2022

Année	2018		2022	
	Salinité	Température	Salinité	Température
Surface	25,3	28,3	30	26
Fond	35,5	20,8	32	24

Le graphique ci-dessus montre l'impact des rejets estivaux, du mois d'août sur le maintien de conditions de stratification marquée. En 2018, 10 unités de salinité séparent la surface et le fond, en 2022, seulement 2 unités (Tableau 9).

Globalement, il apparaît que si les températures de l'eau en surface sont supérieures en 2018 par rapport à 2022, alors que les températures moyennes de l'air sont supérieures en 2022 cela signifie qu'il y a eu des brassages efficaces. Ces brassages sont aussi visibles par une

température du fond supérieure et une salinité presque homogène sur la colonne d'eau. Selon l'étude statistique réalisé par David Nerini (Maitre de conférences au MIO) et Claude Mante (Chercheur CNRS au MOI), les brassages efficaces ont lieu à partir de vitesse de vent de 10 m.s⁻¹. Or, les chroniques de vent ci-dessus, montrent qu'il n'y a pas eu plus de coups de vent en 2022 par rapport à 2018. Au contraire, même sur la période estivale (juin à août), la différence de brassage ne vient pas du vent mais de la différence de stratification, quasiment absente, en lien direct avec des apports en eau douce plus faibles en 2022 par rapport à 2018. Ainsi de janvier à juin, EDF a rejeté 739 hm³ d'eau en 2018 contre seulement 238,7 hm³ en 2022. Moins d'eau douce signifie une salinité de surface plus élevée, donc une stratification plus faible, donc un brassage plus efficace : il faut moins de force pour casser la stratification. Autre point important, la concentration en oxygène dissous est plus faible lorsque les eaux sont plus chaudes. Or, en 2022, les températures de l'eau en profondeur atteignaient 26°C et l'année 2022 représente l'année avec les meilleures conditions d'oxygénation en profondeur. En effet, l'absence de stratification et les brassages réguliers a permis la diffusion de l'oxygène dissous depuis la surface par un effet d'agitation mécanique prenant le dessus sur le taux de saturation de l'eau en oxygène lié à la température.

Cette différence de comportement de l'écosystème en 2022 par rapport en 2018 s'explique donc uniquement par la différence de rejets de la centrale. Ce qui témoigne de la prédominance de ce paramètre sur la dynamique de l'écosystème.

8.2 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 54 présente ce diagramme en y plaçant la situation de l'étang de Berre avant 2000, entre 2000 et 2005, et la situation en 2018, 2020, 2021 et 2022. Dans cette trajectoire écologique, la situation en 2022 est caractérisée par :

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

- une absence d'épisode d'anoxie ;
- un compartiment de la macrofaune benthique encore en mauvais état, avec la présence d'espères pionnières indicatrices de milieux eutrophisés mais un développement de peuplement de palourdes en bordure côtière ;
- la présence persistante des algues opportunistes nitrophiles telles que les ulves, les cladophores ou les entéromorphes.

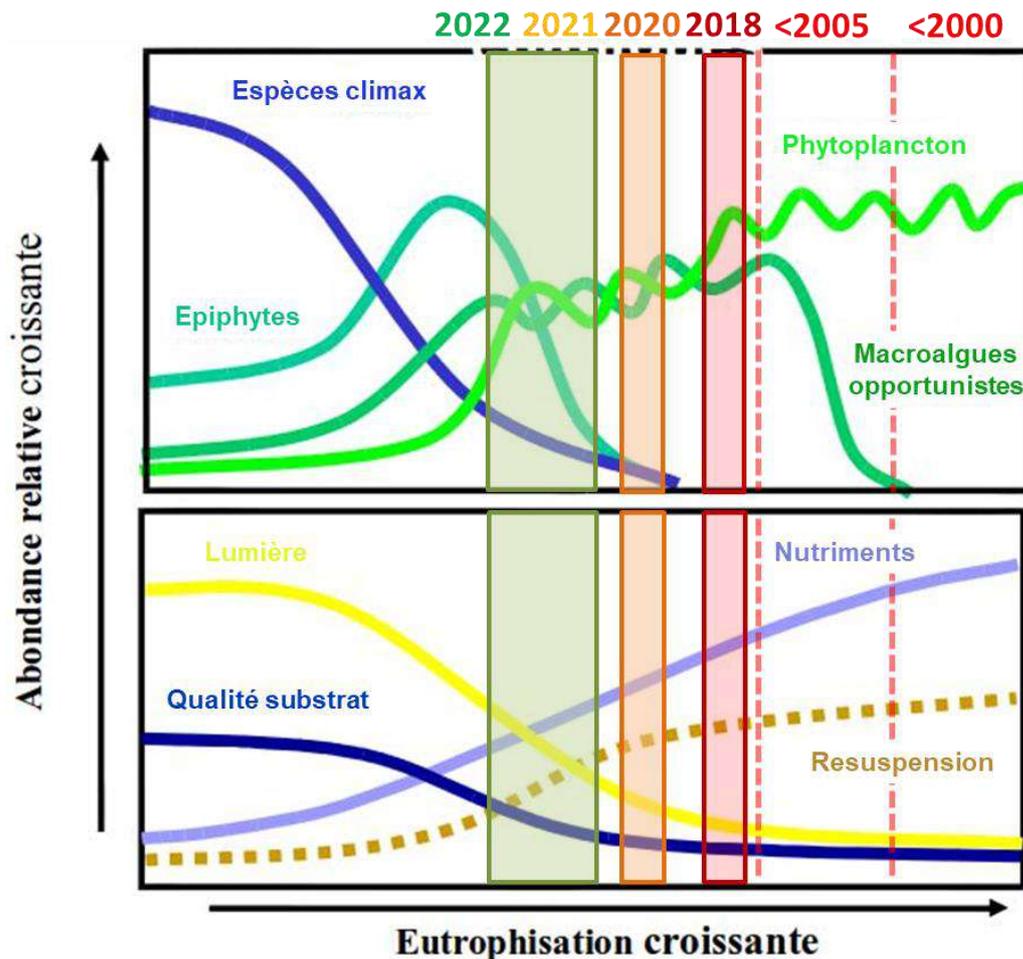


Figure 54 : Diagramme de Schramm (1999), modifié par T. Laugier : état de l'étang de Berre avant 2000, avant 2005 en 2018, 2020, 2021 et 2022. « Espèces climax » correspondent à des espèces de référence comme les zostères, et « macroalgues opportunistes » correspondent à des algues du type ulves.

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 2022, les niveaux d'eutrophisation de la colonne d'eau sont faibles, le compartiment macrophyte montre une dynamique de progression importante avec plus de 25 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 de même que la présence continue d'espèces en zones profondes.** En 2022, les conséquences de la crise sont complètement effacées et la dynamique de restauration s'accélère.

BIBLIOGRAPHIE

- Boutron O., Grillas P., Hilaire S., Fontès H., Luna-Laurent E. & Bec B. 2022. Campagne de surveillance 2021 de l'état DCE des lagunes méditerranéennes oligo- et mésosalines françaises pour la physico-chimie, le phytoplancton et les macrophytes Tour du Valat / Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, 73 pages.
- 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.
- Herlory O., Briand J. M., Bouchoucha M., Derolez V., Munaron D., Cimiterra N., Tomasino C., Gonzalez J.-L., Giraud A., Boissery P. (2022) Directive Cadre sur l'Eau. Bassin Rhône Méditerranée Corse - Année 2021. RST.ODE/UL/LERPAC/22-11. 89pp.
- Ifremer (2018). Contamination chimique des sédiments des lagunes méditerranéennes françaises. Bilan de la campagne ROCCHSED 2017. RST-RBE-BE-2018-01. 56p.
- 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., 2022. 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 2022. Contrat GIS Posidonie/GIPREB. GIS Posidonie publ., Marseille, Fr., 63 p + annexes.
- Schramm, W., 1999. Factors influencing seaweed responses to eutrophication: some results from EU-project EUMAC. Journal of applied Phycology 11: 69–78



Gipreb syndicat mixte
cours mirabeau
13130 Berre l'étang
mail: gipreb@gipreb.fr



DÉPARTEMENT
**BOUCHES-
DU-RHÔNE**

