

Gipreb Syndicat Mixte



Étang de Berre

# OBSERVATOIRE DU MILIEU

2024





# SOMMAIRE

RETOUR SUR LA SITUATION DE LA FIN DE L'ANNÉE 2023.....	5
RÉSUMÉ DE L'ANNÉE 2024.....	7
CONTEXTE .....	9
1 - MÉTÉOROLOGIE ET APPORTS .....	13
1.1 Conditions météorologiques de l'année 2024.....	13
1.2 Apports par la centrale de Saint-Chamas.....	15
1.2.1 Un nouveau protocole pour les rejets de la Centrale .....	15
1.2.2 Apports d'eau .....	16
1.2.3 Apports de limons.....	17
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.....	27
2.3.1 Azote inorganique: NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> .....	27
2.3.2 Phosphore inorganique : PO <sub>4</sub> .....	31
2.3.3 Azote (Nt) et Phosphore total (Pt).....	33
3 - MATIÈRE EN SUSPENSION ET TRANSPARENCE .....	36
3.1 Matières en suspension (MES) .....	36
3.1.1 Disque de Secchi .....	37
3.2 Chlorophylle <i>a</i> / Phytoplancton.....	39
3.3 Synthèse.....	41
4 - COMPARTIMENTS « SÉDIMENTS ».....	42
4.1 Qualité des sédiments.....	42
4.2 Macrofaune benthique.....	42

4.2.1	Résultats du suivi 2024 .....	42
4.3	Suivi des peuplements de moules.....	47
4.4	Zoom sur les peuplements de palourdes.....	50
4.5	Suivi du crabe bleu.....	54
4.6	Autres signalements.....	56
4.7	Synthèse.....	58
5	- COMPARTIMENTS « MACROPHYTES » .....	60
5.1	Suivi des macrophytes .....	60
5.2	Focus sur les herbiers de zostères.....	68
5.2.1	Généralités sur les herbiers de zostères.....	68
5.2.2	Cartographie des herbiers .....	69
5.2.3	Actions de restauration des herbiers .....	75
5.3	Synthèse.....	75
6	- ÉTANG DE BOLMON .....	77
6.1	Présentation et protocole .....	77
6.2	Résultats du suivi 2024 .....	78
7	- AUTRES PROJETS SCIENTIFIQUES.....	81
7.1	Projets de recherche et thèses en cours .....	81
7.1.1	Thèse de Louison Huchet.....	81
7.1.2	Thèse de Samuel Martin .....	86
7.1.3	Autres projets .....	90
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.....	91
8	- CONCLUSION.....	94
8.1	Conclusion sur l'état du milieu en 2024 .....	94
8.2	Trajectoire écologique.....	96
	BIBLIOGRAPHIE .....	98



## RETOUR SUR LA SITUATION DE LA FIN DE L'ANNÉE 2023

---

En 2023, les conditions météorologiques ont été marquées, comme l'année 2022, par une sécheresse et des températures estivales élevées. Cette sécheresse a contraint EDF dans son régime de turbinés et fortement limités les apports d'eau douces des cours d'eau du bassin versant. Les apports par la centrale hydroélectrique ont été de **645,80 hm<sup>3</sup>** en 2023. Ces apports ont été principalement réalisés en janvier, février et en fin d'année. Entre avril et septembre, il y a eu seulement 42 hm<sup>3</sup> de rejets depuis la centrale. En octobre, par contre, il y a eu un gros turbinage apportant beaucoup de limons (près de 10 000 tonnes en trois jours soit plus de 20% des apports solides de l'année).

Ces faibles apports printaniers vont avoir plusieurs conséquences favorables sur l'écosystème de l'étang de Berre en 2023 :

- Une salinité qui va augmenter depuis le printemps et se maintenir élevée tout le reste de l'année. La salinité de surface va rester aux alentours de 26-27 depuis juin jusqu'à décembre.
- Diminution de l'eutrophisation (en lien avec les apports en azote et phosphore faibles en 2023, on constate que les paramètres de la colonne d'eau, notamment les concentrations en composés azotés et phosphorés restent faibles une grande partie de l'année). On va observer tout de même un bloom automnal avec des concentrations en chlorophylle a particulièrement élevées. Ce bloom est la conséquence, entre autres, des rejets solides qui vont apporter des matières particulaires (NH<sub>4</sub>) qui vont favoriser le développement du phytoplancton.
- Une transparence des eaux atteignant une moyenne 4 mètres mesurée au disque de Secchi dans la lignée de la transparence de 2022.

Ces effets vont se diffuser sur l'ensemble des compartiments de l'écosystème et permettre à l'écosystème de l'étang de Berre de s'approcher, en 2023, d'un fonctionnement équilibré. Ainsi, les conditions de salinité plus élevée et les plus faibles apports de nutriments vont modifier les peuplements de macrophytes. Si les espèces nitrophiles (ulves, cladophores, enteromorphes) sont toujours présentes, on constate une diminution des Gracilaires au profit des *Ceramium*, espèces plus halines. De nouvelles espèces à affinité marine sont également observées pour la première fois en 2023. La bonne transparence des eaux va accélérer la croissance des zostères. En 2023, les herbiers de zostères recouvrent 42,6 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. Cette résilience est une source d'espoir avec la pérennisation attendue de la saisonnalité des turbinages.

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 2023 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 certainement 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. Cependant, en 2023, *Mytilus* présente un recul au profit de la moule introduite *Arcuatula senhousia*.

Ainsi, en 2023, une nouvelle fois, le maintien d'une salinité élevée pendant la période estivale et des apports printaniers limités ont permis de maintenir l'écosystème de l'étang de Berre dans des conditions favorables. Ces deux paramètres : faible apport printanier et estival, et faible stratification estivale sont les clés pour limiter les effets de l'eutrophisation ainsi que limiter les anoxies. En 2023, celles-ci ont été quasiment absentes. Aucune anoxie estivale sur les fonds de 5 m et seulement 4% du temps en anoxie à 9 m. Ces conditions d'eutrophisation limitées sont favorables à une bonne transparence des eaux, elle-même favorable au développement des herbiers de zostères. À terme, des herbiers en grande quantité joueront également un rôle de régulateur de l'eutrophisation, en captant et piégeant les nutriments en lieu et place du phytoplancton et des macrophytes opportunistes, en limitant la remise en suspension des sédiments riches en nutriments et en étant une source d'oxygène dissous.

# RÉSUMÉ DE L'ANNÉE 2024

---

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 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 2024 tout en les replaçant dans une trajectoire historique.

En 2024, les conditions météorologiques ont été marquées par le retour d'une pluviométrie classique après les deux dernières années de sécheresse. L'année 2024 marque aussi le début d'un nouveau protocole de rejet pour EDF suite à un accord avec le Gipreb, dans le cadre d'une médiation pénale. Cet accord prévoit une saisonnalité dans les rejets avec notamment un arrêt des rejets entre les mois d'avril et de septembre tout en maintenant des contraintes sur la salinité tout au long de l'année. En 2024, les apports par la centrale hydroélectrique ont été de 1099 hm<sup>3</sup>. Ces apports ont été principalement réalisés entre janvier et mars et en fin d'année. De forts épisodes pluviaux vont aussi engendrer des crues des rivières, notamment au printemps et à l'automne.

Cette saisonnalité marquée dans les apports, va avoir plusieurs conséquences sur l'écosystème :

- Une salinité qui va augmenter depuis le printemps et se maintenir élevée tout l'été puis diminuer avec la reprise des rejets en fin d'année,
- Une stratification estivale quasi-nulle avec 28-30 en surface et 33 en profondeur,
- Une eutrophisation estivale contenue et notamment une transparence de l'eau satisfaisante. À partir de septembre, sous l'effet de la pluviométrie et de la reprise des rejets EDF, on va observer un bloom automnal avec des concentrations en chlorophylle *a* particulièrement élevées. Ce bloom est la conséquence, entre autres, des rejets solides qui vont apporter des matières particulaires (NH<sub>4</sub>) et qui vont favoriser le développement du phytoplancton.
- Des conditions d'oxygénation estivales en profondeur favorables et des anoxies limitées dans le temps et aux zones les plus profondes.

L'écosystème, en 2024, reste sur la même dynamique que les deux années précédentes et s'approche d'un fonctionnement équilibré. Ainsi, les conditions de salinité plus élevées et les

plus faibles apports vont modifier les peuplements de macrophytes. Si les espèces nitrophiles (ulves, cladophores, enteromorphe), sont toujours présentes, on constate une diversification des peuplements avec des espèces plus halines. De nouvelles espèces à affinité marine sont également observées. La bonne transparence des eaux va aussi profiter aux zostères. En 2024, les herbiers de zostères recouvrent 59,2 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.

Pour la macrofaune benthique, la faible stratification a permis des conditions d'oxygénation favorables même dans les zones profondes. Des espèces vivantes toute l'année en profondeur ont été observées et les peuplements se diversifient petit à petit. Néanmoins, les peuplements restent encore pauvres et il faudrait certainement 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 zone refuge dans l'étang pour ces espèces. Au niveau du littoral, les peuplements de palourdes sont toujours présents même si une baisse est observée sur la zone profonde. Cette baisse pourrait être en lien, soit avec de la pêche illégale, soit avec l'invasion du crabe bleu. En 2024, cette espèce invasive a explosé et perturbé l'activité des pêcheurs. Les espèces introduites ou invasives semblent prospérer dans l'étang, car outre le crabe bleu, la moule *Arcuatula senhousia* ou *Rapana venosa* et des espèces de macrophytes, se sont développées au cours de cette année 2024.

Ainsi, en 2024, une nouvelle fois, le maintien d'une salinité élevée pendant la période estivale et des apports printaniers limités, a permis de maintenir l'écosystème de l'étang de Berre dans des conditions favorables. Ces deux paramètres : faible apport printanier et estival, et faible stratification estivale, semble être des leviers intéressants pour limiter l'eutrophisation et ses effets, ainsi que les anoxies. En 2024, celles-ci ont été quasiment absentes. Aucune anoxie estivale sur les fonds de 5 m et seulement 10 % du temps en anoxie à 9 m. Ces conditions d'eutrophisation limitées sont favorables à une bonne transparence des eaux, elle-même favorable au développement des herbiers de zostères. À terme, l'augmentation des surfaces d'herbiers jouera également un rôle de régulateur de l'eutrophisation, en captant et piégeant les nutriments en lieu et place du phytoplancton et des macrophytes opportunistes, en limitant la remise en suspension des sédiments riches en nutriments, et en étant une source d'oxygène dissous.

Pour l'étang de Bolmon, la situation reste stable avec un étang toujours hyper-eutrophisé avec une macrofaune benthique limité à quelques individus isolés et une absence de macrophytes.

## CONTEXTE

---

[L'Observatoire du milieu](#),<sup>[1]</sup> 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, constituée de 5 milieux aquatiques interconnectés dont trois sont des masses d'eau au titre de la DCE : le grand étang, l'étang de Vaïne et l'étang de Bolmon. Les deux autres sont l'étang de l'Olivier à Istres et le canal de navigation de Marseille au Rhône en rive sud. Le grand étang et l'étang de Vaïne qui représentent l'essentiel des surfaces couvrent 15 500 ha, la profondeur moyenne est de 6 m, la 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). L'étang de Bolmon a une surface de 578 ha et une profondeur de 1,50 m. Le complexe lagunaire de l'étang de Berre comprend aussi l'étang de l'Olivier situé au nord-ouest, dans le centre-ville d'Istres d'une surface de 2.25 km<sup>2</sup> et d'une profondeur maximale de 10m ainsi que le canal de navigation de Marseille au Rhône, dit canal du Rove.

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 historiquement conduit sur le Grand étang et l'étang de Vaïne est aujourd'hui étendu aux autres milieux aquatiques du complexe lagunaire même si les paramètres et fréquence sont en cours d'harmonisation.

---

<sup>[1]</sup> Les rapports de l'Observatoire du milieu sont disponibles sur le site internet du Gipreb

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

Ce suivi répond aux quatre 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 cinq compartiments :

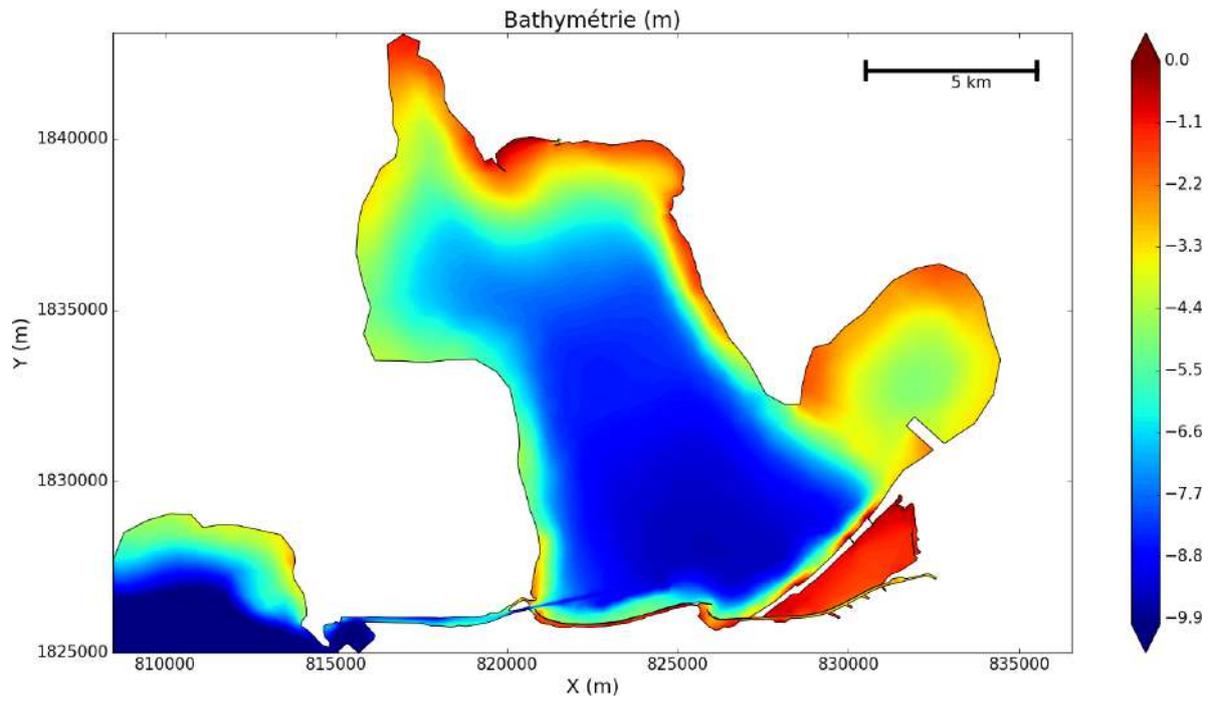
1. Le suivi des paramètres hydrologiques apporte la connaissance sur la **qualité de l'eau** en général, en particulier la salinité moyenne et la stratification, et les paramètres de l'eutrophisation.
2. Le suivi de la **qualité des sédiments** renseigne sur le niveau de contamination organique et métallique 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.



Figure 1 : Carte de l'étang de Berre

**Ce rapport présente les résultats de l'Observatoire en 2024.** Ces données sont d'abord décrites afin de caractériser l'état des lieux en 2024, 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](http://etangdeberre.org)



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

# 1 - MÉTÉOROLOGIE ET APPORTS

## 1.1 Conditions météorologiques de l'année 2024

L'année 2024 est une des années les plus chaudes 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 (1991-2020) est de +0.2 °C. Seuls les mois de mai, juin et septembre ne présentent pas une anomalie thermique positive par rapport aux normes (1991-2020).

La pluviométrie a été plus élevée que les années précédentes au cours de l'année 2024 (549,2 mm d'eau sur l'année soit +3 % soit par rapport aux normales 1991-2020 contre 289 mm l'année précédente) (Figure 4). La pluviométrie s'est concentrée en début d'année notamment février et mars puis à l'automne (août, septembre, et octobre). **Cette pluviométrie correspond à un apport direct de 85 millions de m<sup>3</sup> soit dans la moyenne des dix dernières années (86 millions de m<sup>3</sup>).**



Figure 3 : Écart par rapport aux normes des températures de 2024. En rouge température supérieure aux normes (1981-2010) et en bleu inférieure aux normes (1991 - 2020) à la station de Marseille-Marignane (source : Infoclimat).

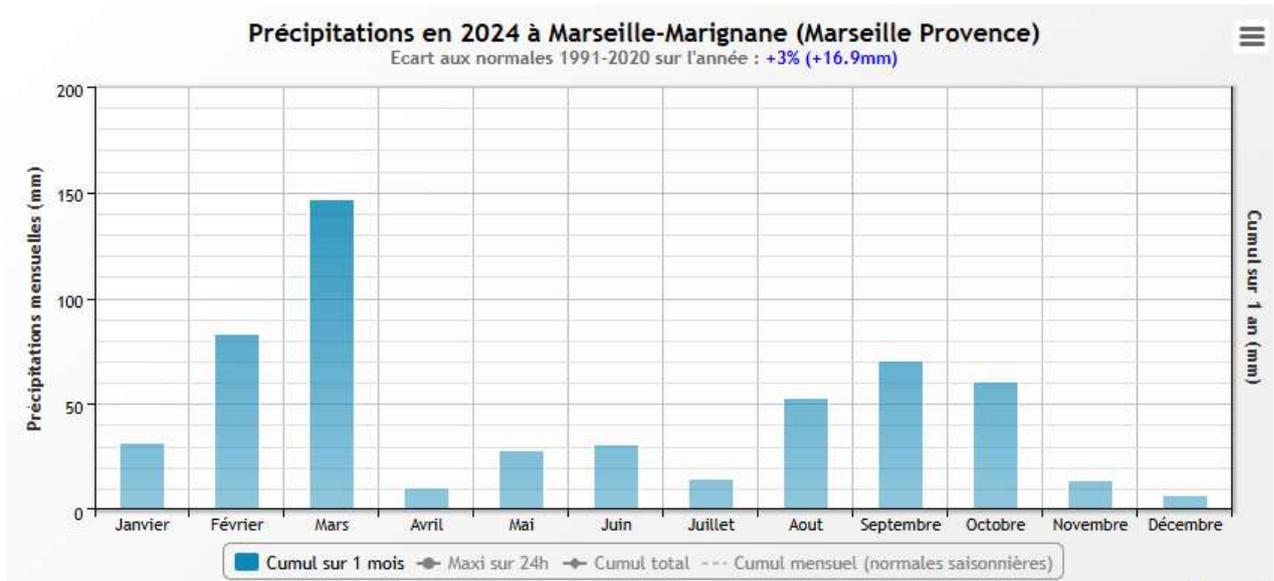


Figure 4 : Précipitations mensuelles et cumul sur la station de Marseille-Marignane en 2024 (source : Infoclimat)

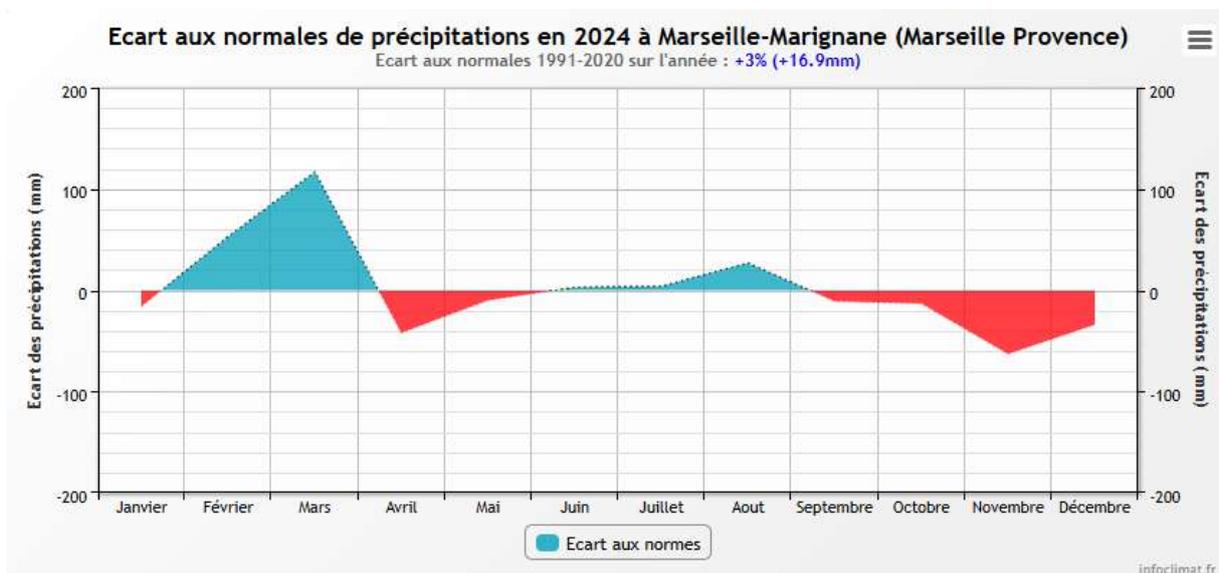


Figure 5 : Ecart mensuel aux normales des cumuls mensuels de précipitations pour l'année 2024 à la station de Marignane. La normale est calculée sur les années 1991-2020 par MétéoFrance.

## 1.2 Apports par la centrale de Saint-Chamas

### 1.2.1 Un nouveau protocole pour les rejets de la Centrale

Dans le cadre d'une médiation pénale sous l'égide du procureur du Tribunal correctionnel de Marseille, un accord a été trouvé entre le Gipreb syndicat mixte et EDF pour une modification des conditions de rejets. L'objectif est d'expérimenter, pendant 4 ans, une gestion plus saisonnalisée des rejets EDF dans l'Etang de Berre. Concrètement, cela implique de libérer des contraintes en hiver pour optimiser la production d'énergie renouvelable et de limiter les apports dans l'étang en période estivale, quand l'écosystème est plus fragile.

Cette saisonnalité s'incarne à travers les dispositions suivantes :

- une production des usines de Salon de Provence et St Chamas privilégiée en période hivernale grâce à un assouplissement du seuil de salinité et une levée des quotas hebdomadaires.

- des apports d'eau douce dans l'étang plus contraints, du 1<sup>er</sup> avril au 15 septembre, conditionnés par la salinité et stoppés l'été sur les mois de juin, juillet, août.

Concrètement :

- Le quota de rejets annuel reste inchangé et limité à 1 200 hm<sup>3</sup>.
- La contrainte de valeurs de salinité annuelle inférieure à 20 g/l est assouplie de 25% à 30% des valeurs.
- La contrainte de valeurs de salinité annuelle inférieure à 15 g/l est inchangée à 5% des valeurs.
- Le quota hebdomadaire est levé.
- Les turbinages sont restreints à compter du 1<sup>er</sup> avril et jusqu'au 15 avril à 40 hm<sup>3</sup> contre 124 hm<sup>3</sup> avec les anciens quotas hebdomadaires.
- Les turbinages sont interdits du 15 avril au 31 mai si la salinité est inférieure à 25 g/l et tolérés dans la limite de 10 hm<sup>3</sup> par semaine si la salinité est supérieure à 25 g/l.
- Les turbinages sont interdits du 1<sup>er</sup> juin au 30 août quelle que soit la salinité.
- Les turbinages sont restreints à compter du 1<sup>er</sup> septembre et jusqu'au 15 septembre à 40 hm<sup>3</sup> contre 124 hm<sup>3</sup> avec les anciens quotas hebdomadaires.
- Le quota limon est inchangé à 60 000 t du 1<sup>er</sup> Novembre année n au 31 octobre n+1

Le nouveau règlement d'eau a été signé en septembre 2024 et a connu une mise en œuvre effective à compter du 1<sup>er</sup> juin. Les parties se sont entendues pour considérer que cette date marquait le début de la phase expérimentale de 4 ans.

### 1.2.2 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<sup>er</sup> novembre de l'année n au 31 octobre de l'année n+1. Nous présentons ici les résultats de l'année civile 2023 (de janvier à décembre).

En 2024, sur l'année civile, les apports par la centrale hydro-électrique sont de **1099 millions de m<sup>3</sup>** d'eau (Figure 6). Il s'agit d'un apport au-dessus de la moyenne depuis 2006 (952 millions de m<sup>3</sup>). La majeure partie des apports ont eu lieu entre janvier et mars (652 hm<sup>3</sup>) et en novembre décembre (293 hm<sup>3</sup>). Entre avril et août, les apports par la centrale ont été particulièrement réduits dans l'esprit du nouveau protocole de rejets avec 29 hm<sup>3</sup> sur toute cette période.

Sur la base des concentrations mesurées par Gouze *et al.* (2014), les apports en eau de l'année 2024 correspondent à un apport de 1125 tonnes d'azote et 30 tonnes de phosphore à la lagune.

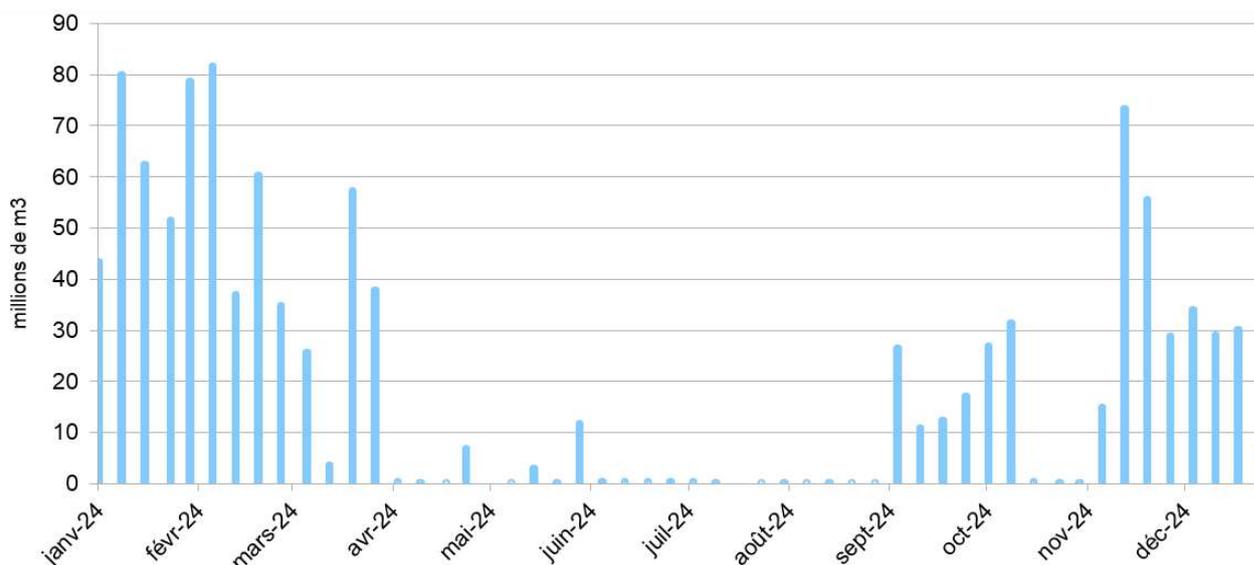


Figure 6 : Cumul hebdomadaire des apports d'eau (millions de m<sup>3</sup>) à l'étang de Berre par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas en 2024 (source : données EDF).

### 1.2.3 Apports de limons

Les apports de limons par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas ont été de **68 490 tonnes** pour l'année 2024. C'est un apport en limons important, le plus important au cours des 15 dernières années. Pour rappel, la moyenne des apports depuis 2006 est de 46 300 tonnes. Les apports ont été très importants en janvier (15 504 tonnes) et au mois de novembre (28 500 tonnes).

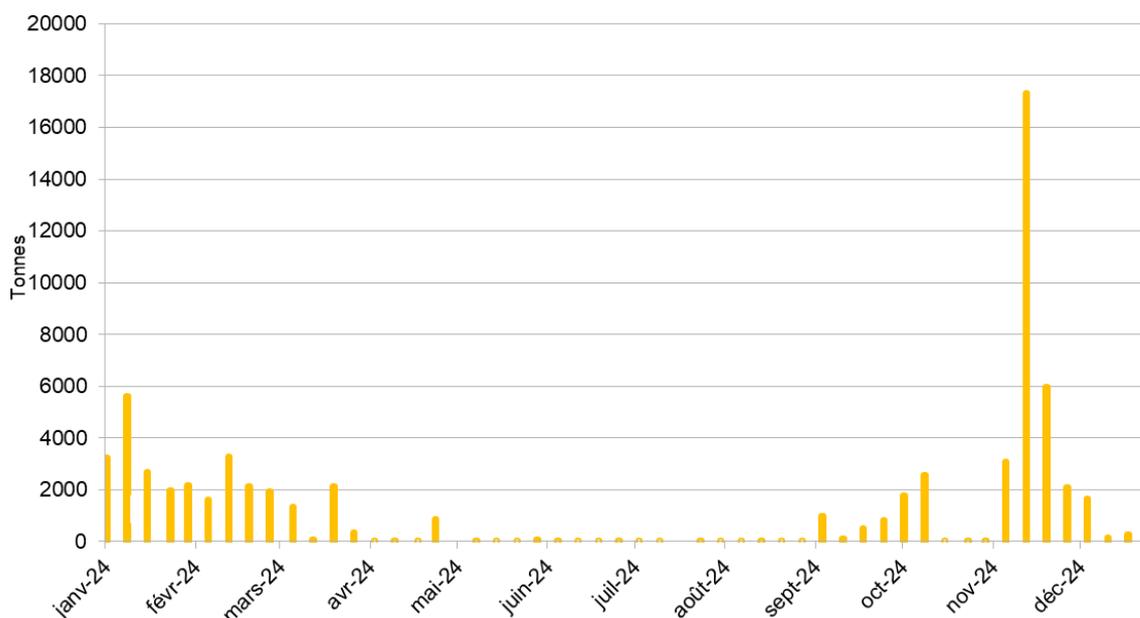


Figure 7 : Cumul hebdomadaire des apports de limons (tonnes) à l'étang de Berre par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas en 2024 (source : données EDF).

### 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 en aval. Ces retours, constitués d'eau durancienne, sont indépendants de la pluviométrie locale et confèrent à cet affluent un régime hydrologique très artificialisé. En 2024, leurs apports ont été respectivement de 65 ;71,8 et 23,6 millions de m<sup>3</sup> d'eau soit un apport total de **160,4 millions de m<sup>3</sup> d'eau** (Figure 8, données Banque

HYDRO). Ces apports sont en baisse par rapport aux années précédentes (192 millions de m<sup>3</sup>) mais en forte augmentation par rapport à l'année 2023 (125 millions de m<sup>3</sup> d'eau). 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).

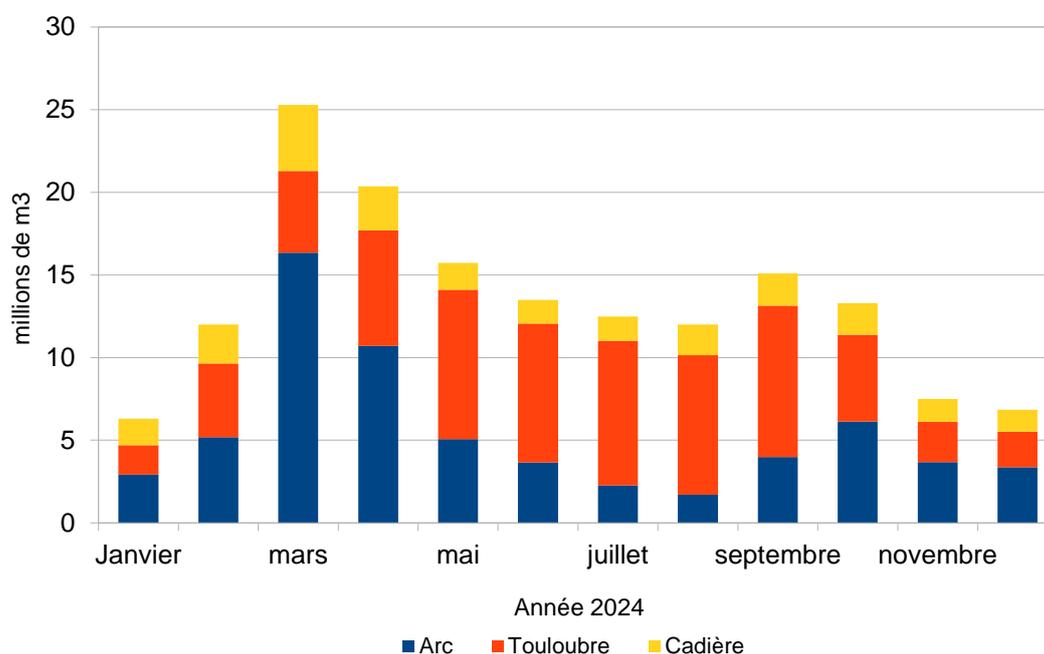
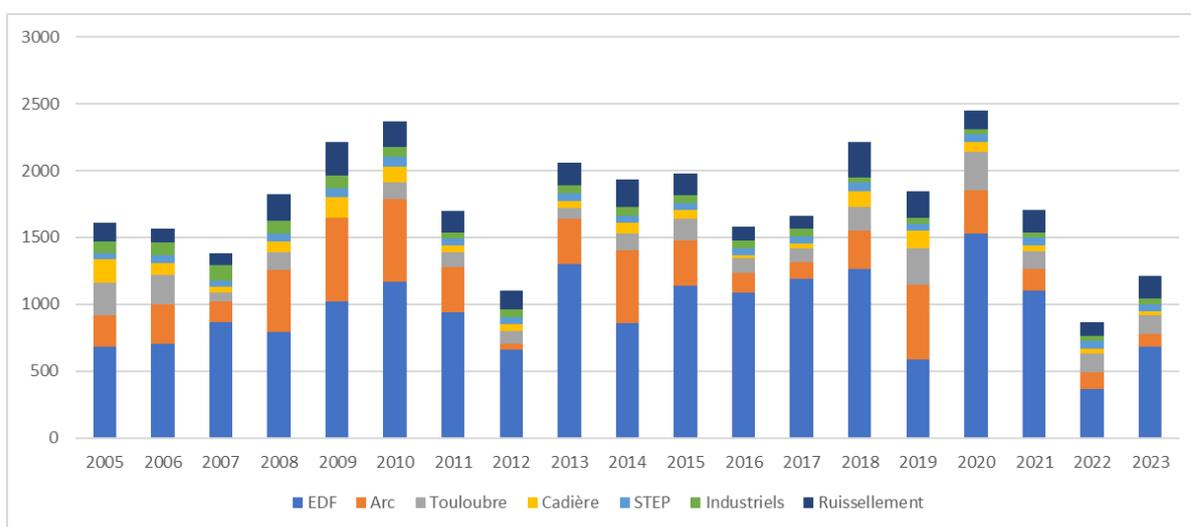


Figure 8 : Apports en eau des principaux tributaires de l'étang de Berre en 2024 (source : Banque Hydro).

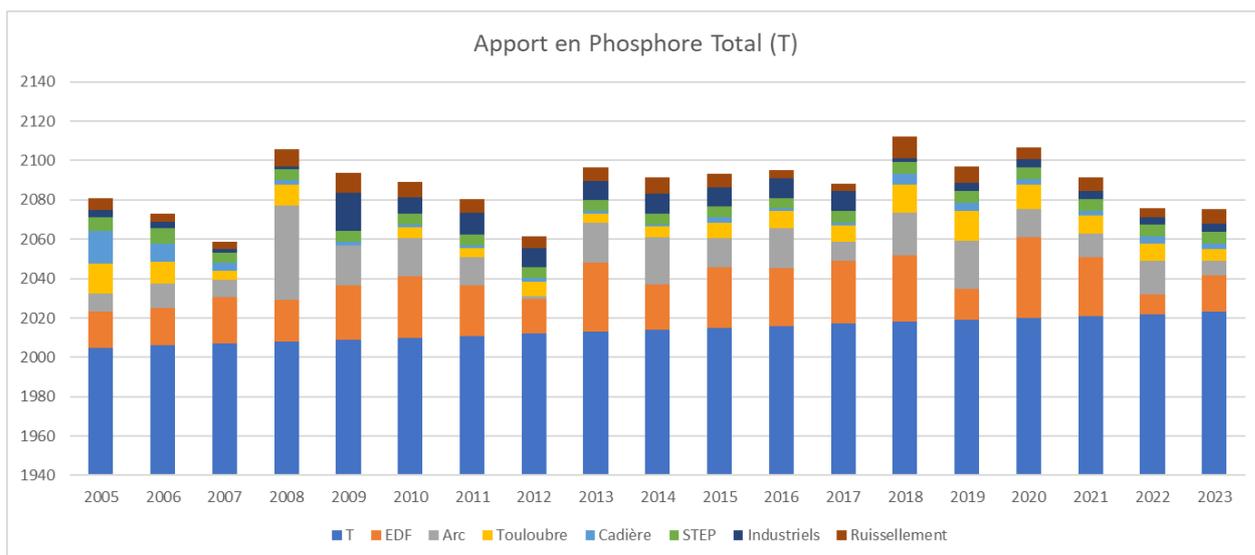
Tableau 1 : Synthèse des apports en eaux en 2024 (source : EDF, Banque HYDRO).

	Centrale EDF de Saint-Chamas	Arc	Touloubre	Cadière	Impluvium direct
Apports d'eau (m <sup>3</sup> )	1098,80.10 <sup>6</sup>	65.10 <sup>6</sup>	71,8.10 <sup>6</sup>	23,6.10 <sup>6</sup>	85.10 <sup>6</sup>

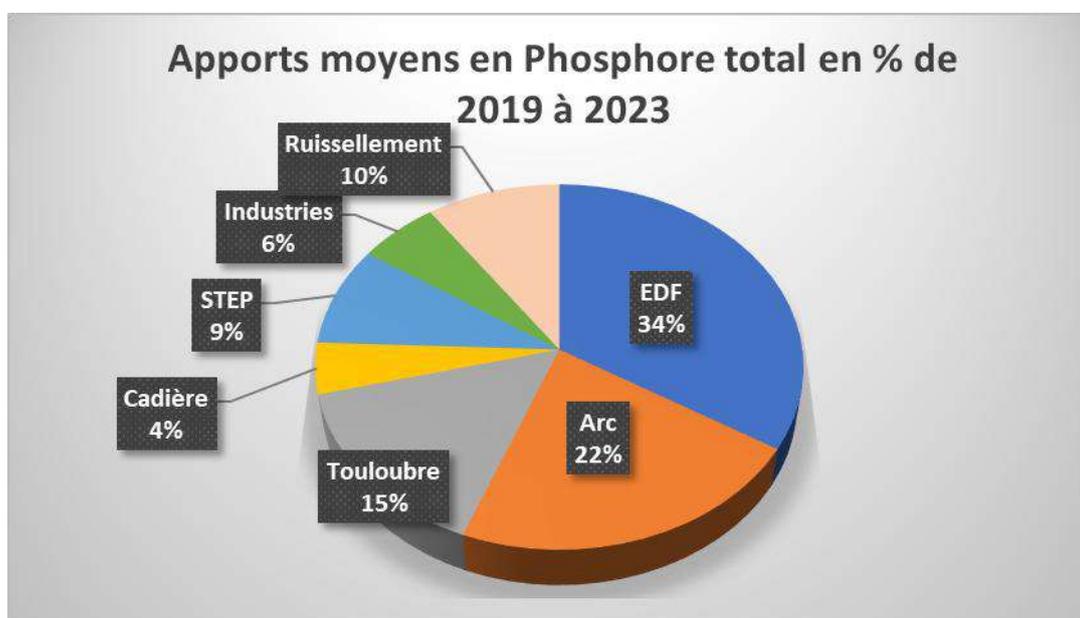
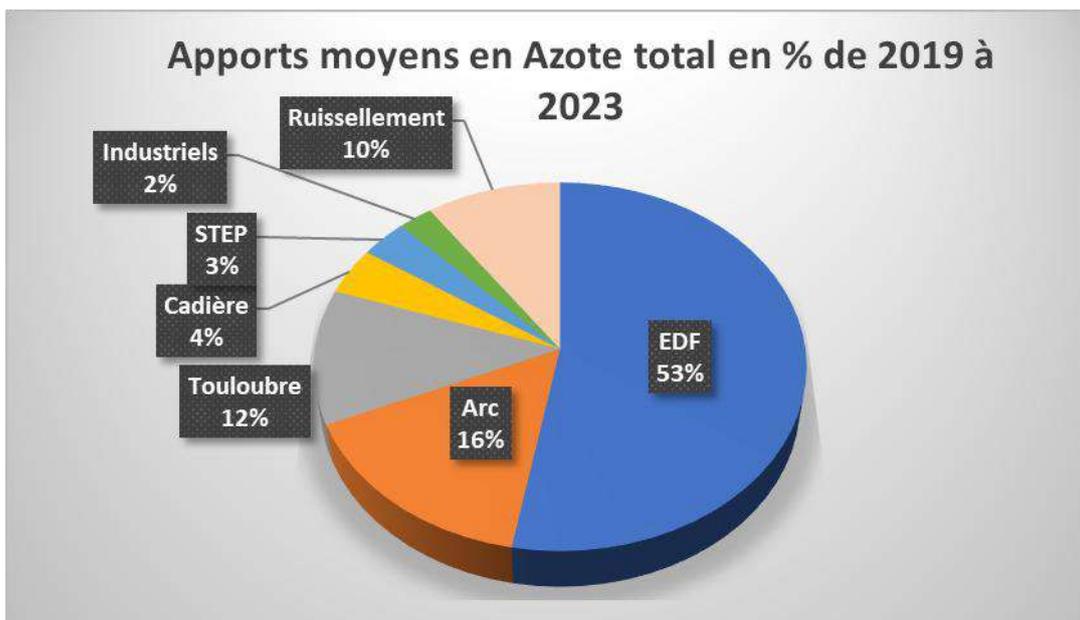
Les données 2024 n'étant pas encore mises à jour sur le site de l'agence de l'eau, ce paragraphe reprend les données de 2023 et sera mis à jour dès la mise à disposition des données. En termes d'apports en substances eutrophisantes (Azote et Phosphore), l'année 2023 est une année avec des apports en azote total et en phosphore total faible par rapport aux 20 dernières années (Figure 9 et Figure 10). En 2023, les apports EDF représentent 56 % des apports d'azote total, et 35 % des apports de phosphore. Ces ratios sont très proches des ratios moyens observés au cours des cinq dernières années soit respectivement 53 % et 34 % (Figure 11). Même si les apports peuvent être considérés comme faibles par rapport aux apports observés les dernières années, cela représente des apports totaux de 1213 T d'azote total et 53 T de phosphore total.



**Figure 9 : Apports annuels en azote total des principaux contributeurs entre 2005 et 2023.**



**Figure 10 : Apports annuels en phosphore total des principaux contributeurs entre 2005 et 2023.**



**Figure 11 : Bilan moyen des principales sources d'apports en Azote total et phosphore total sur la période 2019-2023 (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).

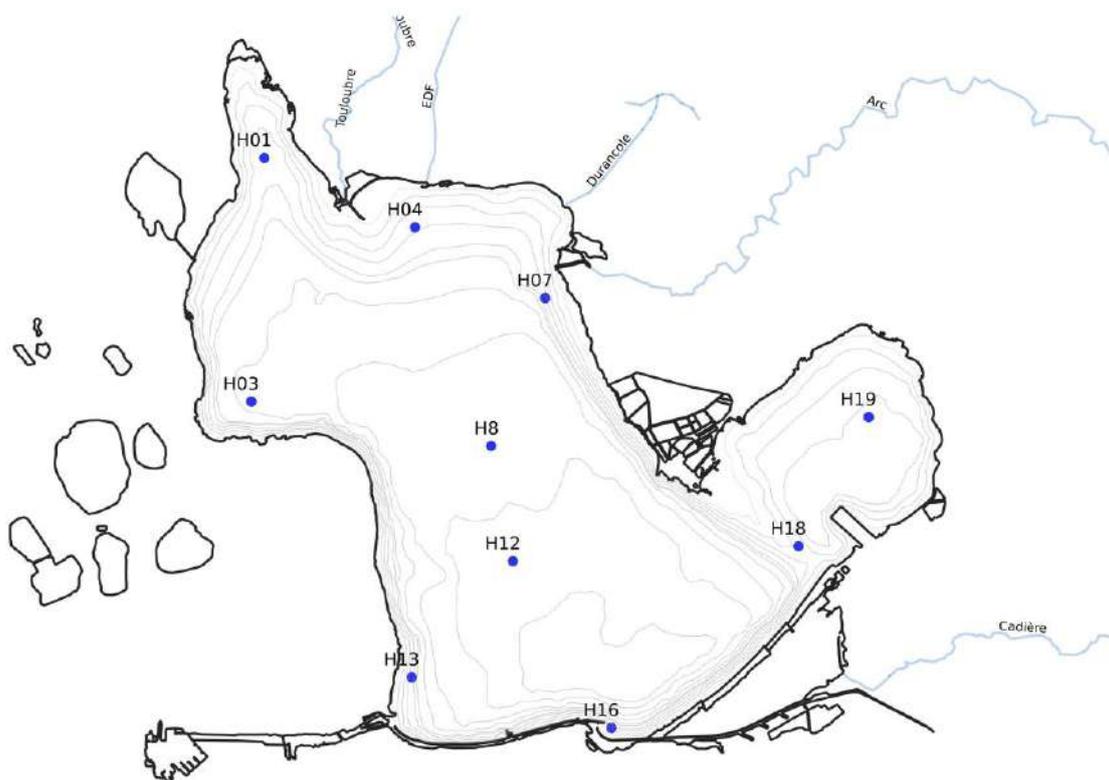
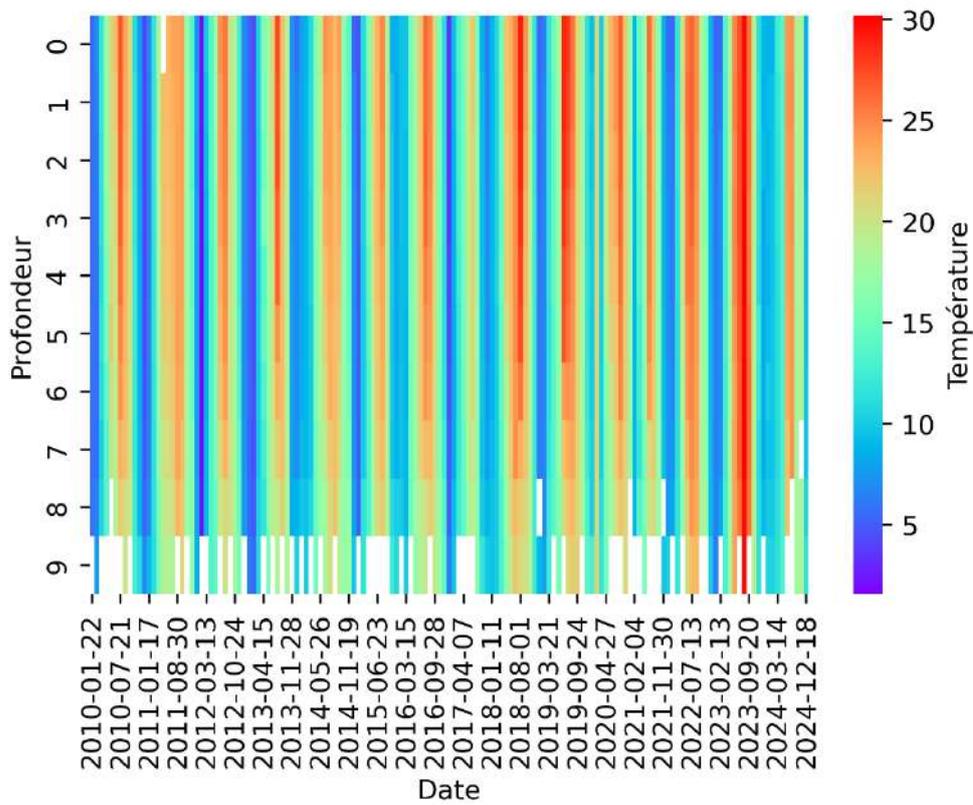


Figure 12 : Position des stations du suivi physico-chimique du Gipreb

### 2.1 Température et salinité

La **température moyenne** mensuelle de l'eau sur les 10 stations a varié **entre 4 °C et 28 °C** lors des mesures effectuées en 2024 (Figure 15). La température dans l'étang de Berre suit un cycle saisonnier classique mais on remarque en 2024 des températures estivales moins chaudes que les années précédentes. On ne remarque pas de thermocline marquée sur les profils effectués. Sur la Figure 13, qui présente ces profils entre 2010 et 2024, les

températures élevées (>28°C en rouge foncé) sont plus fréquentes ces dernières années et notamment en 2023.



**Figure 13 : Heatmap des températures moyennes par date entre la surface et la profondeur entre 2010 et 2024.**

**La salinité moyenne** en 2024 est comprise **entre 13 et 35** (Figure 15). Les fortes dessalures (moins de 15 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 variantes 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 atteint 25 et va rester au-dessus de cette valeur tout le reste de l'année (Figure 15). En termes de stratification, on observe des

stratifications importantes uniquement en février, mars, avril et en décembre. En période estivale, la stratification est plus faible, du moins au moment des sorties. La salinité est finalement peu impactée par les tributaires naturels qui apportent seulement 15 % du volume d'eau douce. L'effet des coups d'eau ou des crues est très ponctuel.

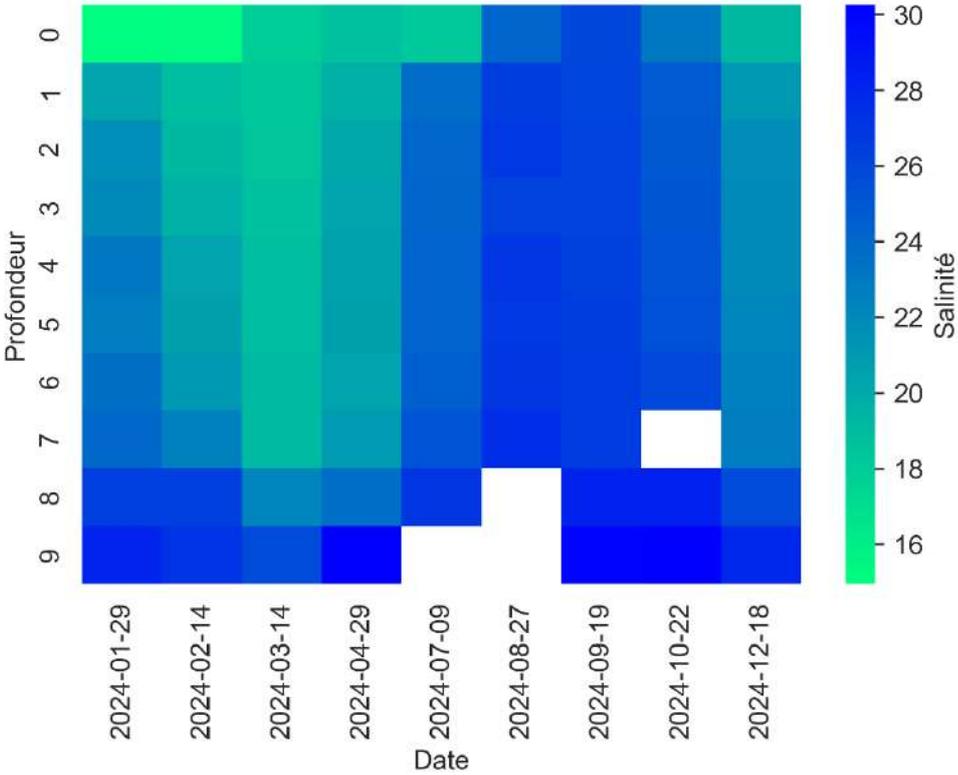


Figure 14 : Heatmap de la salinité moyenne par date en 2024.

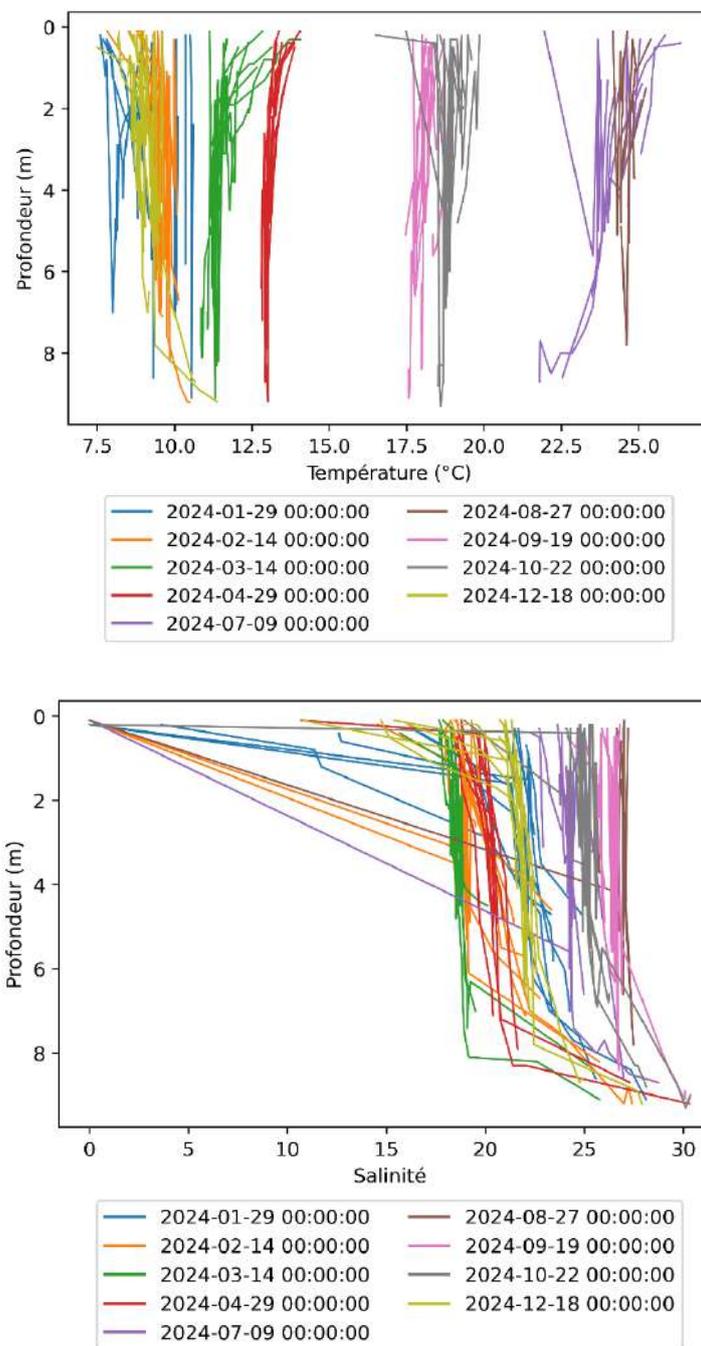
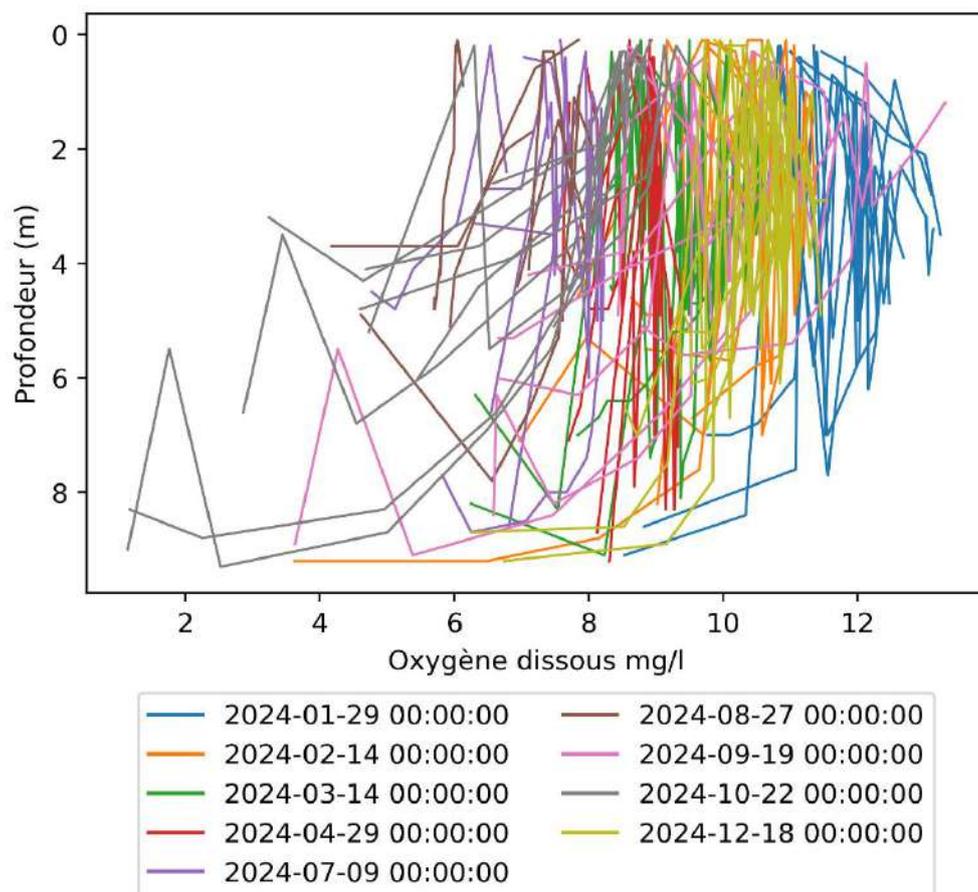


Figure 15 : Profils verticaux de la température et salinité en 2024, pour toutes les stations, à toutes les dates.

## 2.2 Oxygène dissous

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

En 2024, et dans la continuité des deux dernières années, les conditions d'oxygénation ont été bonnes (Figure 16). La Figure 16 montre les profils verticaux des 10 stations du suivi hydrologique réalisé par le Gipreb. Chaque profil montre les variations d'oxygène dissous pour une station à une date donnée. En condition oxygène normale, le trait devrait être vertical et aligné sur 8-10 mg.L<sup>-1</sup>. Les cassures horizontales montrent des stratifications de l'oxygène dissous. Cela signifie qu'à une certaine profondeur la concentration en oxygène est brutalement plus faible. On parle d'hypoxie lorsque la concentration en oxygène dissous est inférieure à 2 mg.L<sup>-1</sup> et d'anoxie lorsqu'elle est à 0 (<0,03 mg.L<sup>-1</sup>). En 2024 ces phénomènes ont été observés uniquement dans les couches proches du fond en fin d'été (octobre). La Figure 17 présente les concentrations moyennes en oxygène dissous au cours de l'année en fonction de la profondeur. Elle permet de visualiser que les hypoxies sont situées vraiment proches du fond et également la baisse de concentration de l'oxygène dissous sur toute la colonne d'eau en période estivale liée à l'augmentation générale de la température. En effet, l'oxygène se dissout moins bien lorsque la température augmente. Ces hypoxies ne sont pas liées à de la stratification haline (voir paragraphe précédent) mais à la consommation par la macrofaune benthique proche du fond et à l'augmentation de température estivale. La faible stratification haline au cours de l'été a, au contraire, permis des épisodes de brassage plus fréquents. En effet, plus la stratification est faible (moins de 5 points d'écart de salinité entre la surface et la profondeur), 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. Les mesures en bateau se faisant par temps calme et le matin, il est difficile de voir ces épisodes de mélange régulier et au contraire, nous enregistrons la situation après la nuit où la respiration des organismes n'est pas compensée par la production d'oxygène lié aux activités photosynthétiques. Les conditions d'oxygénation sont alors les plus défavorables.



**Figure 16 : Profils verticaux de l'oxygène dissous (mg.L<sup>-1</sup>) en 2024 pour toutes les stations et à toutes les dates**

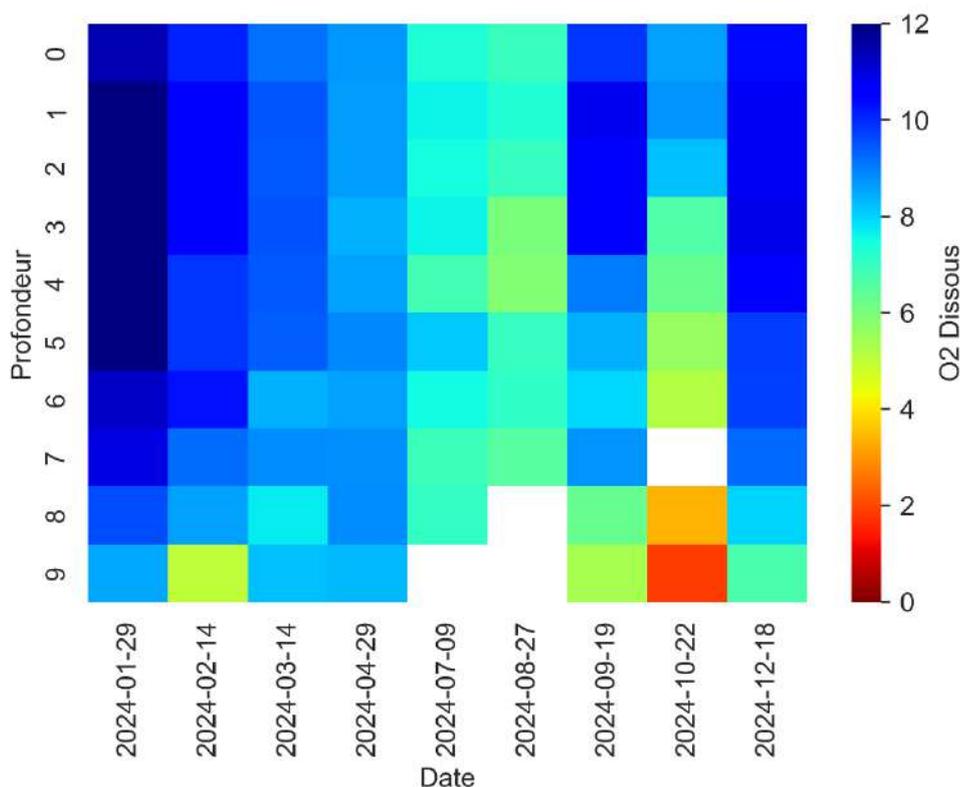


Figure 17 : Heatmap de l'oxygène dissous (mg.L<sup>-1</sup>) lors des mesures à la sonde de l'année 2024.

## 2.3 Nutriments

### 2.3.1 Azote inorganique: NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, NH<sub>4</sub>

L'azote inorganique dissous (NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, NH<sub>4</sub>) prend la forme de composés directement assimilables par le phytoplancton et participe donc à l'eutrophisation des milieux.

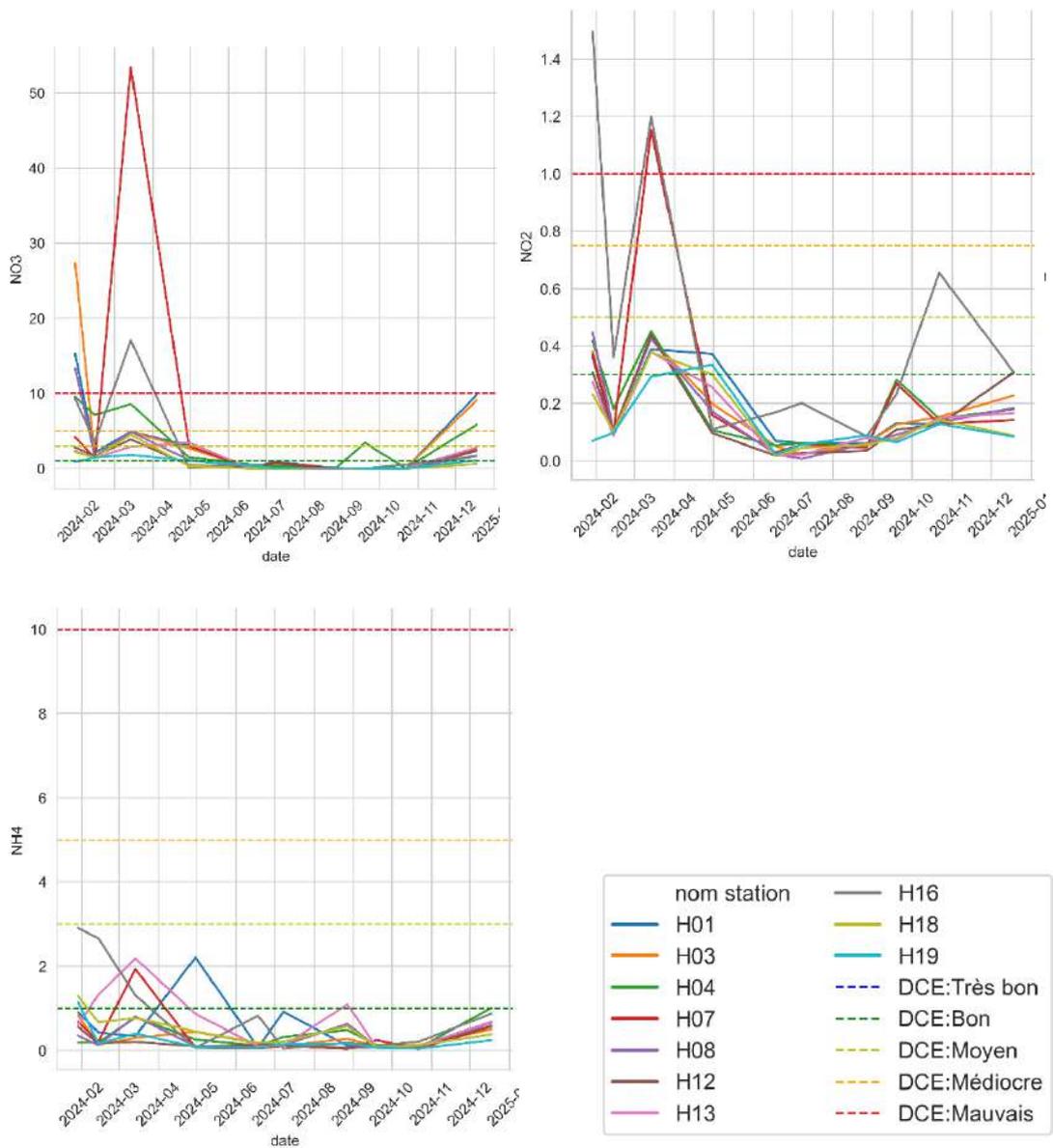
Les concentrations mesurées varient énormément au cours de l'année, elles sont la résultante des apports du bassin versant direct et indirect (EDF), des échanges avec la mer et des processus biologiques de consommation et de libération dans les différents compartiments du milieu.

On observe, en 2024, 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 NO<sub>3</sub> et NO<sub>2</sub> au mois de mars 2024 sur les stations H07 (proche de l'embouchure de l'Arc) et H16**

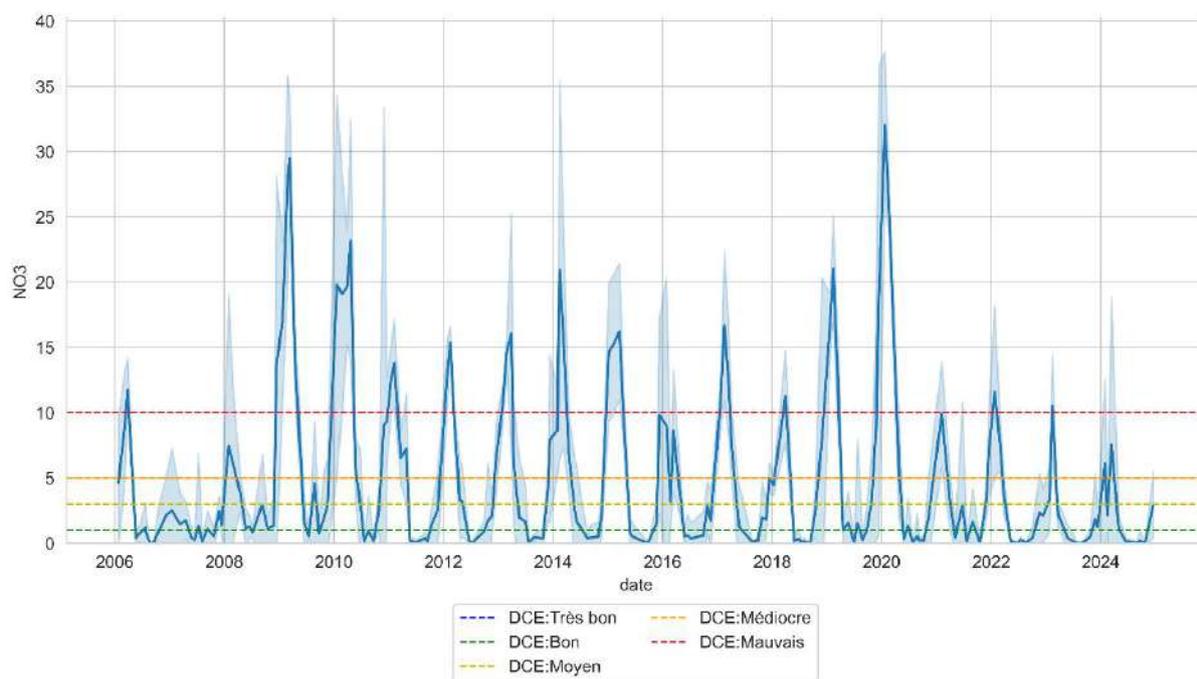
**(proche de la sortie du canal du Rove et donc des apports de la Cadière et du Bolmon).**

Cet épisode est à mettre en lien avec un important orage survenu quelques jours avant le prélèvement et qui a engendré des « coups d'eau » des rivières. Notamment sur l'Arc, le débit a atteint plus de 40 m<sup>3</sup>/s pendant deux jours contre un débit à l'étiage de 4 m<sup>3</sup>/s. L'été, la concentration en azote inorganique diminue en lien direct avec des apports moindres (tributaires et EDF) et une forte consommation par les organismes photosynthétiques en particulier le phytoplancton. Les concentrations en nitrates et nitrites (NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>) sont faibles pendant une grande partie de l'année (d'avril à septembre). Elles ré-augmentent en octobre et novembre, notamment les nitrites, 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. **Pour ce qui est de l'ammonium (NH<sub>4</sub>), les concentrations sont faibles** (inférieures à 4 µM.L<sup>-1</sup>) toute l'année.

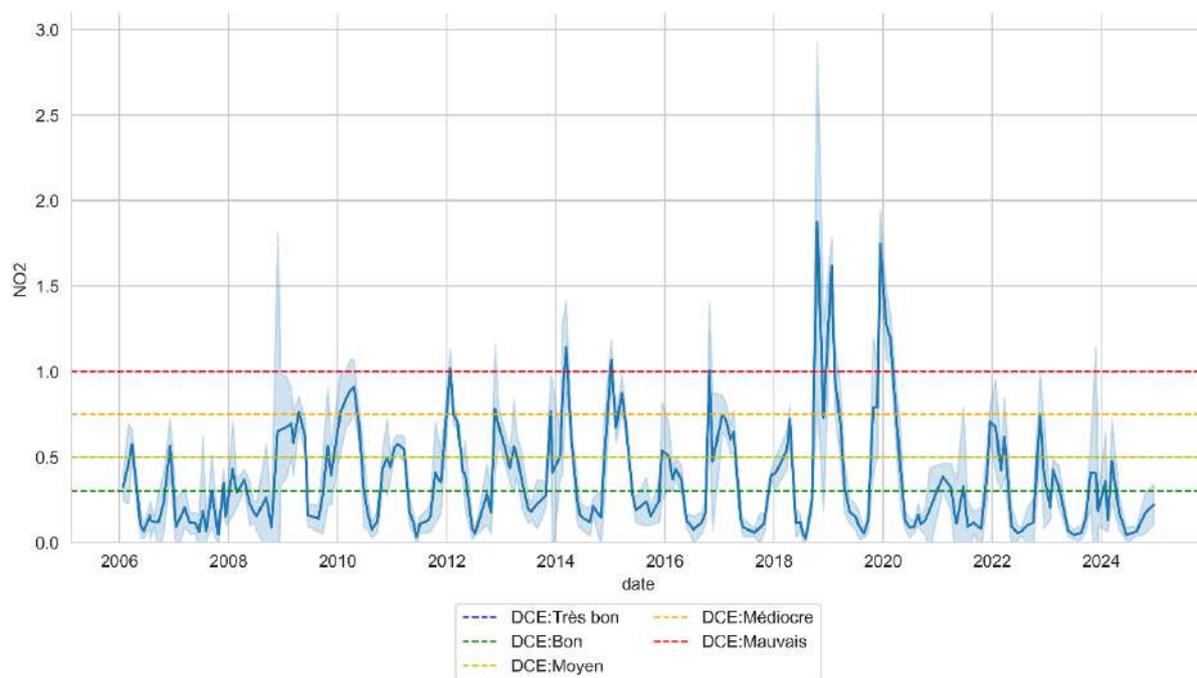
A l'échelle pluriannuelle, la tendance à la baisse des concentrations en nutriments observée jusqu'en 2017, a été brutalement interrompue à cause des valeurs observées lors de la fin de l'année 2018. **Depuis 2019, les concentrations retrouvent cette tendance à la baisse avec des concentrations faibles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



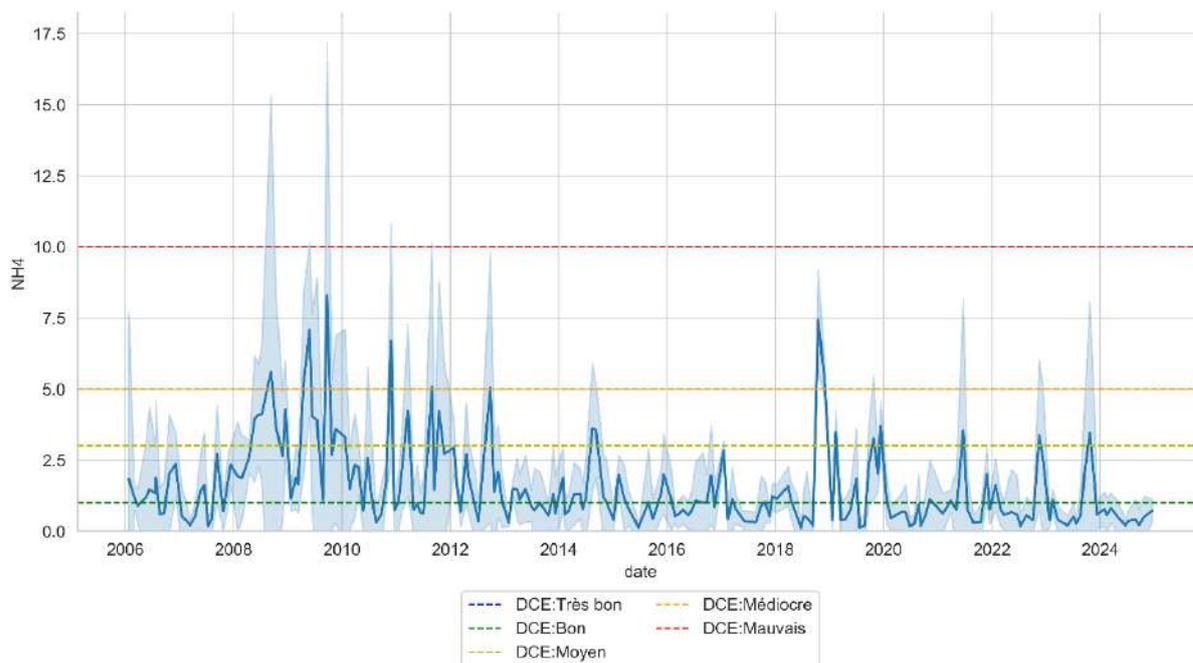
**Figure 18 : Concentrations de surface en NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub> et NH<sub>4</sub> (µM.L<sup>-1</sup>) en 2023 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.**



**Figure 19 : Concentration moyenne en NO<sub>3</sub> (µM.L<sup>-1</sup>) entre 2006 et 2024 sur l'étang de Berre. Les seuils de qualité DCE sont indiqués.**



**Figure 20 : Concentration moyenne en NO<sub>2</sub> (µM.L<sup>-1</sup>) entre 2006 et 2024 sur l'étang de Berre. Les seuils de qualité DCE sont indiqués.**



**Figure 21 : Concentration moyenne en NH<sub>4</sub> (en µM.L<sup>-1</sup>) entre 2006 et 2024 sur l'étang de Berre. Les seuils de qualité DCE sont indiqués.**

### 2.3.2 Phosphore inorganique : PO<sub>4</sub>

**Les concentrations en phosphate inorganique (PO<sub>4</sub>) sont relativement faibles** (inférieures à 1 µM.L<sup>-1</sup>) dans l'étang de Berre sur toute l'année 2024 (Figure 22). On observe une augmentation modérée de ces valeurs à la fin de l'été (août et septembre) qui pourrait être en lien avec du relargage lié à des épisodes d'anoxie. A l'échelle pluriannuelle et de manière analogue à l'azote inorganique, on retrouve en 2024 des valeurs légèrement supérieures aux dernières années. Cependant, selon les critères DCE, les valeurs sont classées en « bonnes ». Cela pourrait s'expliquer soit par des apports plus importants en PO<sub>4</sub> en 2024, 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 PO<sub>4</sub> étaient entièrement consommés car il y avait un excès de nutriments azotés dans le système. En 2024, cette élévation des PO<sub>4</sub> 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.

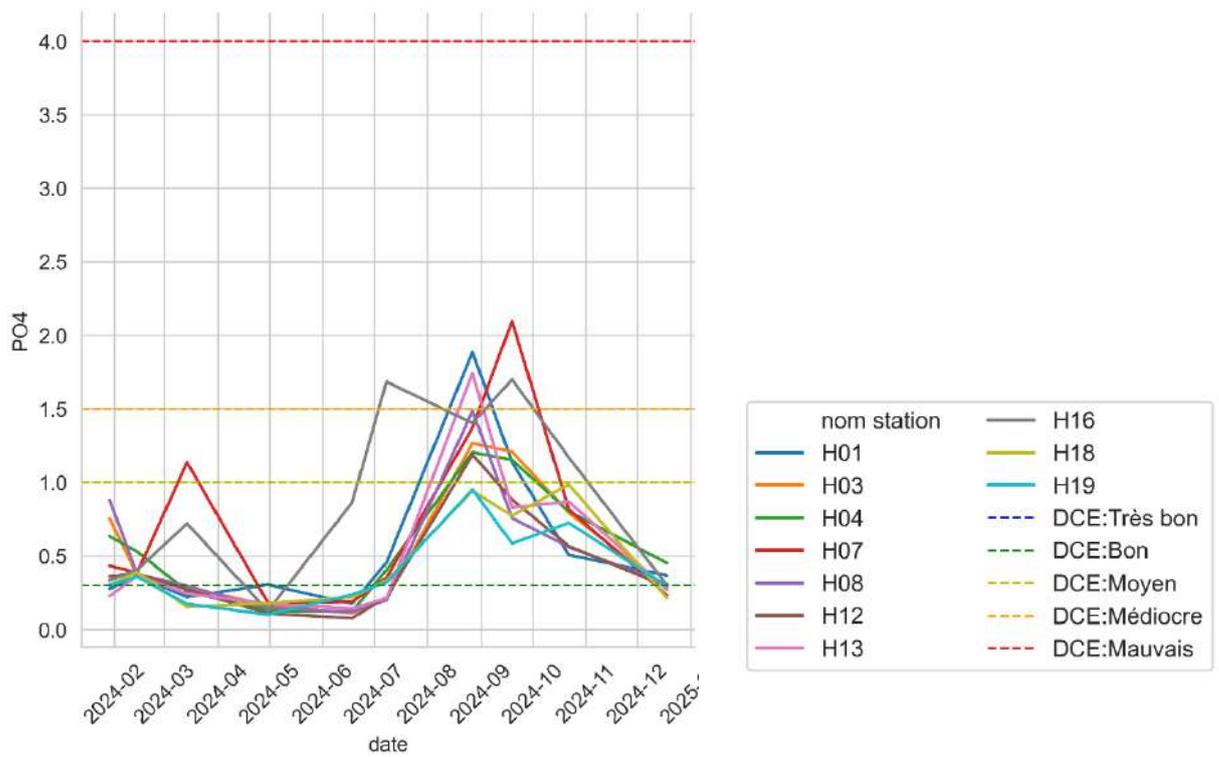


Figure 22 : Concentrations en PO4 ( $\mu\text{M.L}^{-1}$ ) en 2024 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

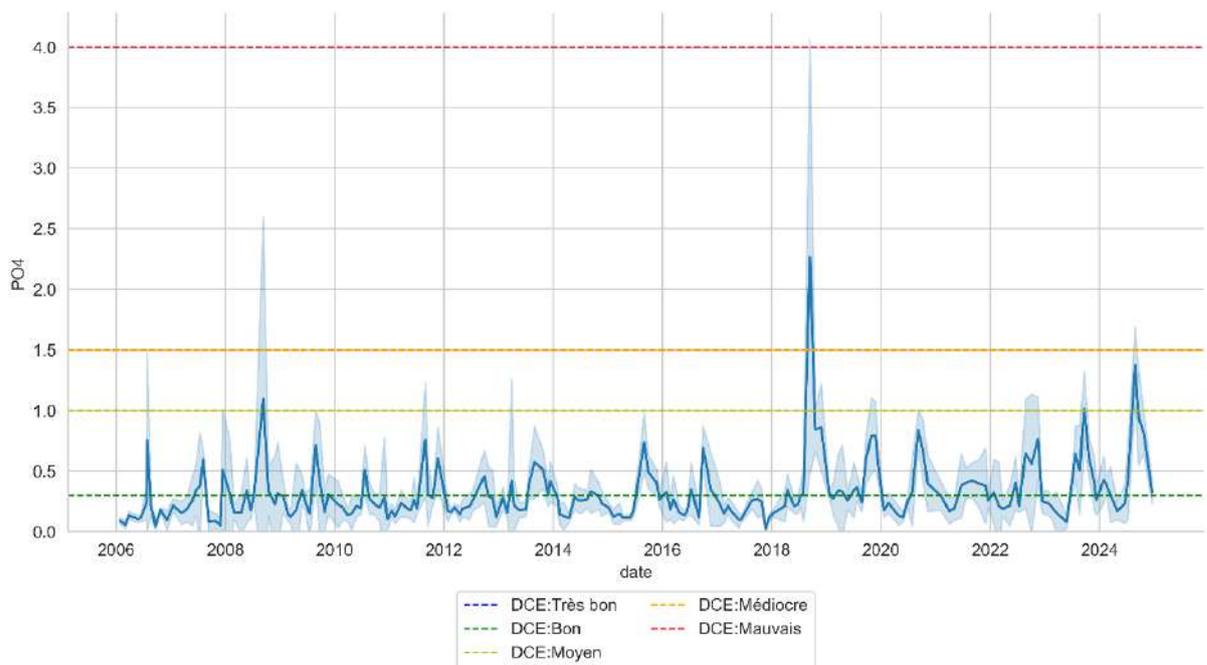


Figure 23 : Concentrations moyenne en PO4 ( $\mu\text{M.L}^{-1}$ ) entre 2006 et 2024 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

### 2.3.3 Azote (Nt) et Phosphore total (Pt)

Les concentrations en Azote et Phosphore total sont faibles pour l'ensemble de l'année 2024 à l'exception du pic en mars 2024 lié à l'épisode de « coup d'eau » pour l'azote total et en septembre pour le phosphore (Figure 24 et Figure 25). 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 2024 se retrouvent dans les ordres de grandeur des années précédentes (Figure 26).

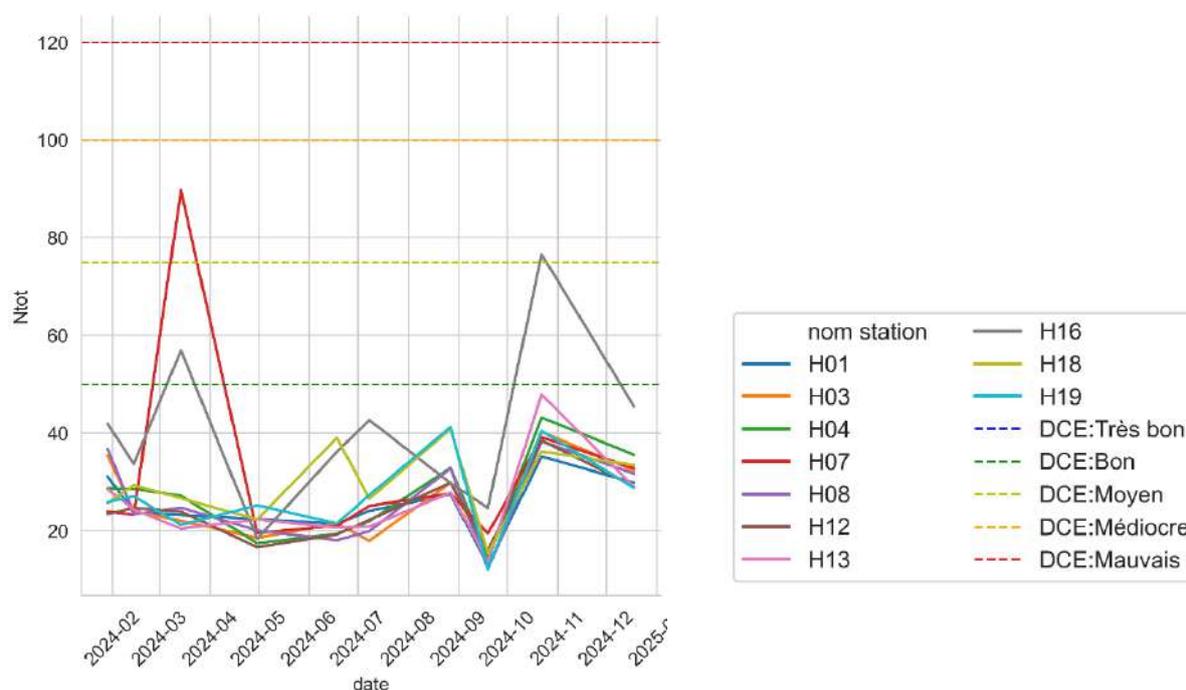
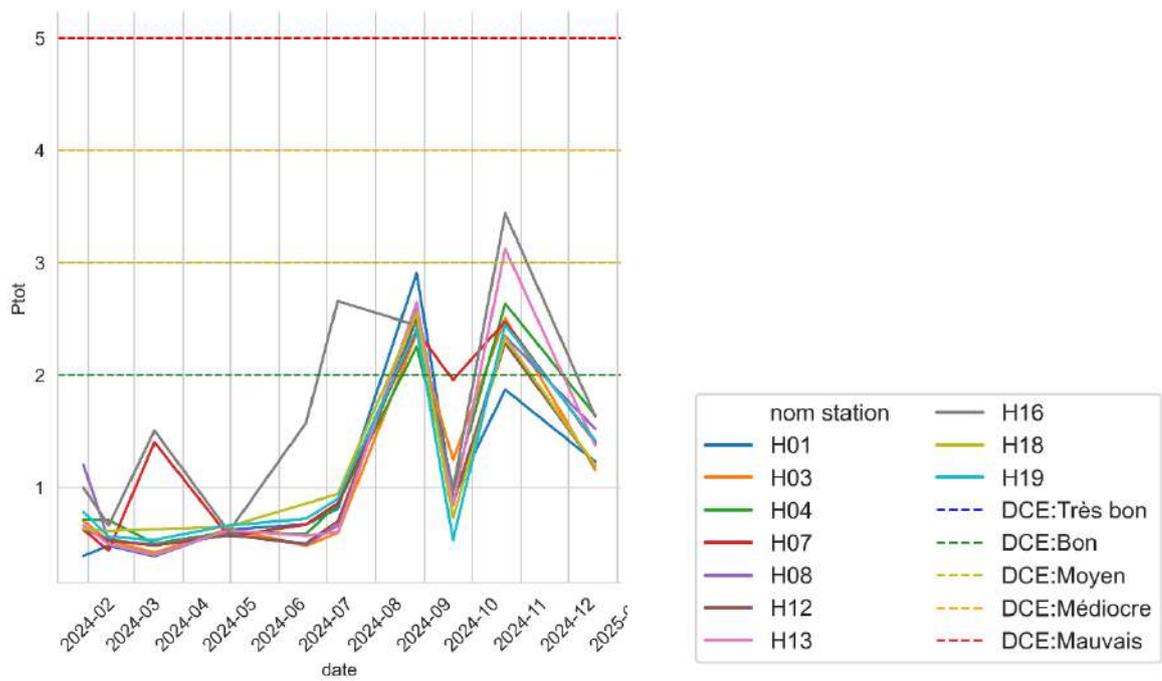
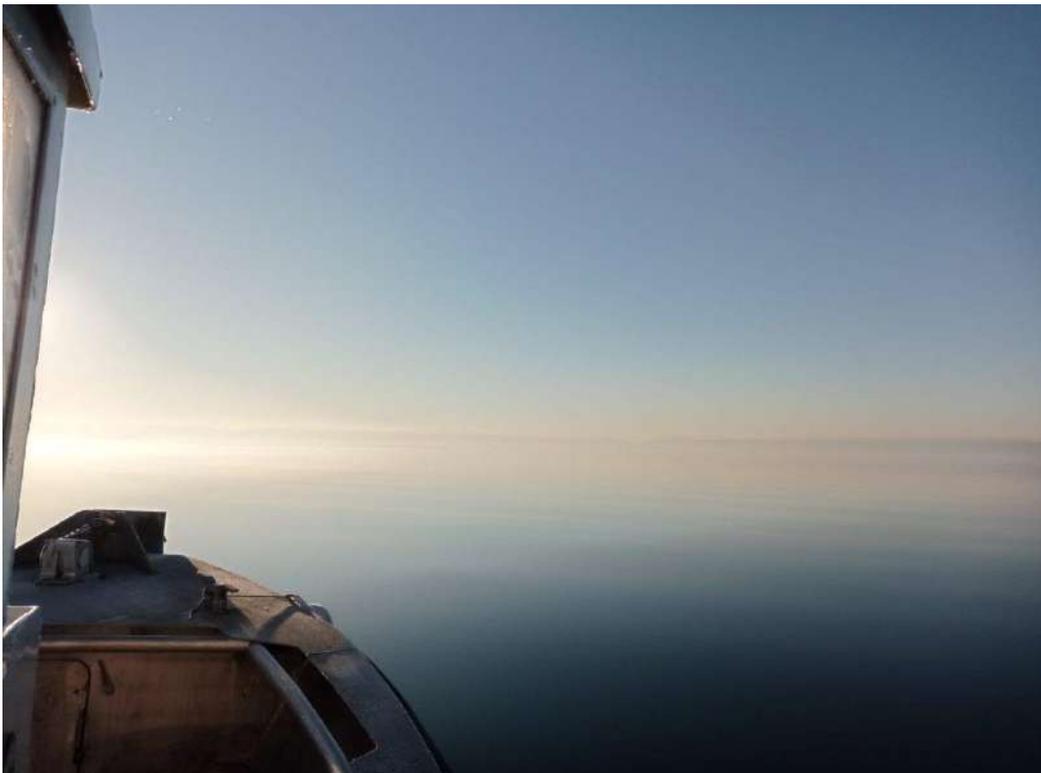
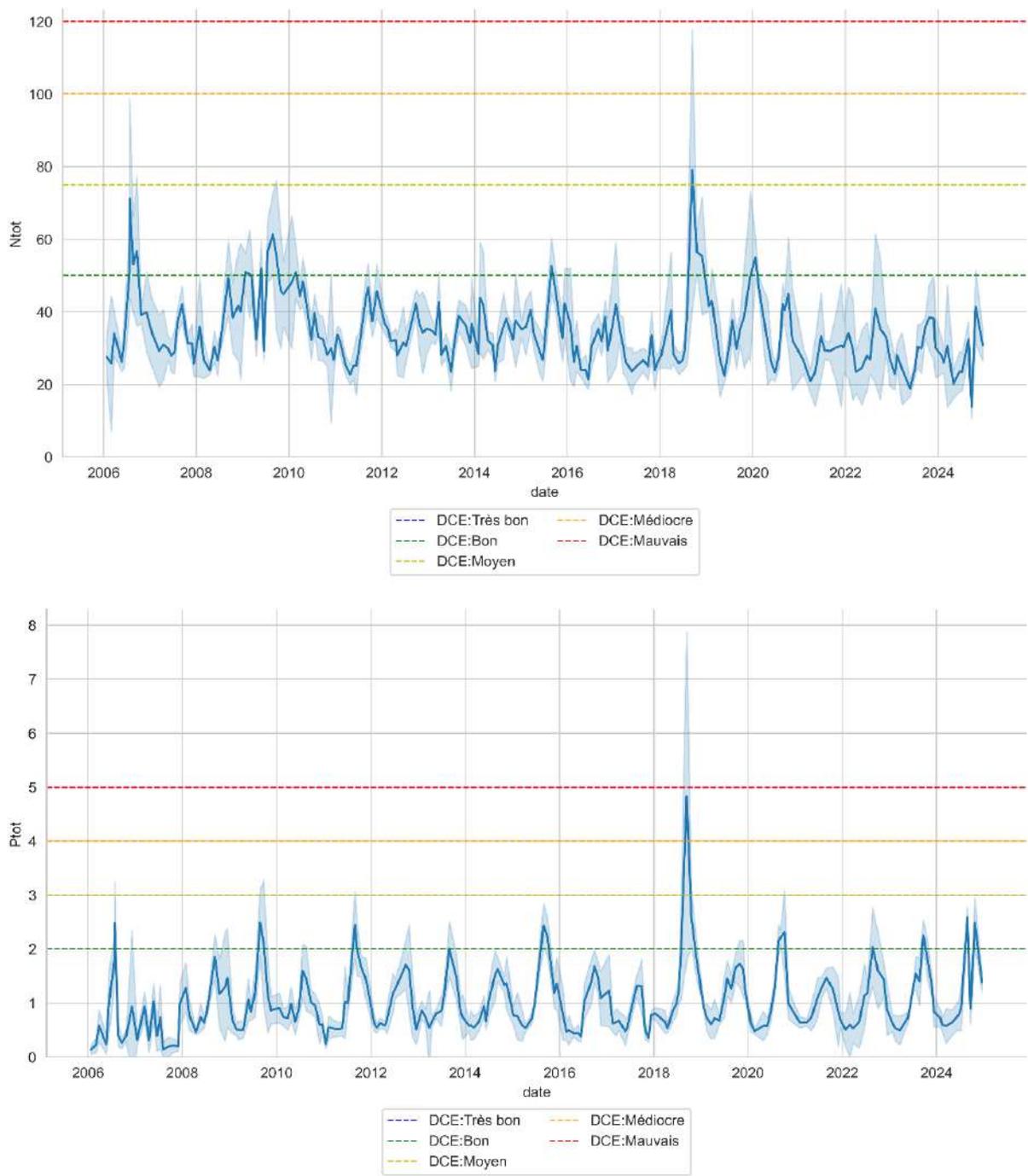


Figure 24 : Concentrations en Azote total ( $\mu\text{M.L}^{-1}$ ) en 2024 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.



**Figure 25 : Concentrations en Phosphore total ( $\mu\text{M.L}^{-1}$ ) en 2024 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.**





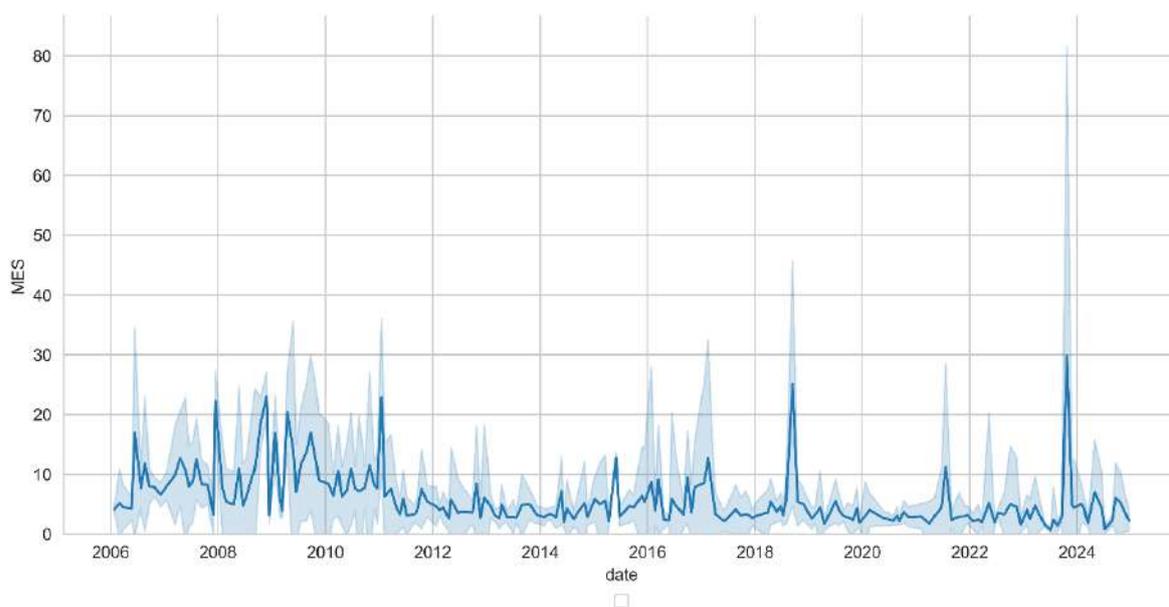
**Figure 26 : Moyenne de la concentration en Azote et Phosphore total ( $\mu\text{mol.L}^{-1}$ ) en surface et au fond dans l'étang de Berre entre 2006 et 2024. Les seuils DCE sont indiqués.**

## 3 - MATIÈRE EN SUSPENSION ET TRANSPARENCE

### 3.1 Matières 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 des blooms phytoplanctoniques. 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 2024, les valeurs de MES sont dans la lignée des dix dernières années (Figure 28). On observe de plus fortes valeurs sur la station H07, proche de la sortie de l'Arc en avril et en septembre. Ces pics sont à mettre en relation avec les épisodes orageux (en avril) et une crue ou coup d'eau (en septembre).



**Figure 27 : Moyenne de la concentration en MES (mg.L<sup>-1</sup>) moyenne dans l'étang de Berre entre 2006 et 2024.**

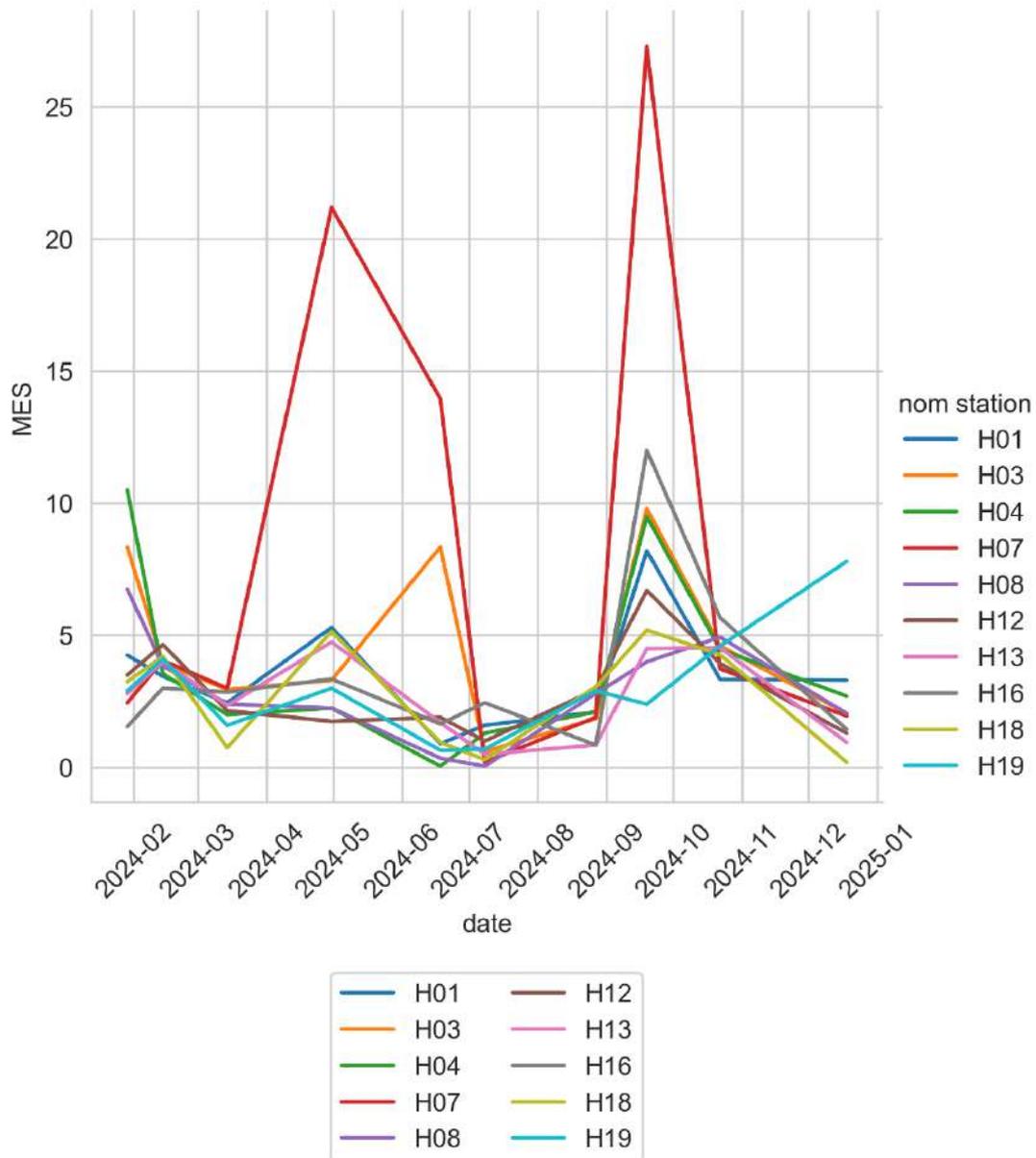


Figure 28 : Concentration en MES (mg.L<sup>-1</sup>) dans l'étang de Berre en 2024.

### 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 2024, la profondeur moyenne de disparition du disque de Secchi est égale à 2,9 m** (Figure 29). Elle est largement inférieure à celles des deux dernières années. On remarque surtout une forte variabilité, avec des transparences supérieures à 3 m 50 % de l'année, parfois

même des transparences de plus de 4 m, et des transparences très faibles à d'autres moments (notamment au début de l'année et à la fin de l'année au moment des blooms et des rejets importants). 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 n'ont été réunies qu'à certaines périodes de l'année en 2024, entre avril et juillet. Au début de l'année, la transparence a été dégradée sous l'effet des apports par les rivières, la pluviométrie et les rejets EDF. À partir de fin août, c'est l'émergence d'un bloom phytoplanctonique qui a dégradé cette transparence avant la reprise des turbinages EDF. Néanmoins, cette transparence favorable entre avril et mi-août correspond à la période de croissances des zostères.

D'un point de vue spatial (Figure 30), les stations présentant la meilleure transparence sont les H18 située sur le Jaï, H07 sur la côte Est, et H04 au large de la centrale EDF.

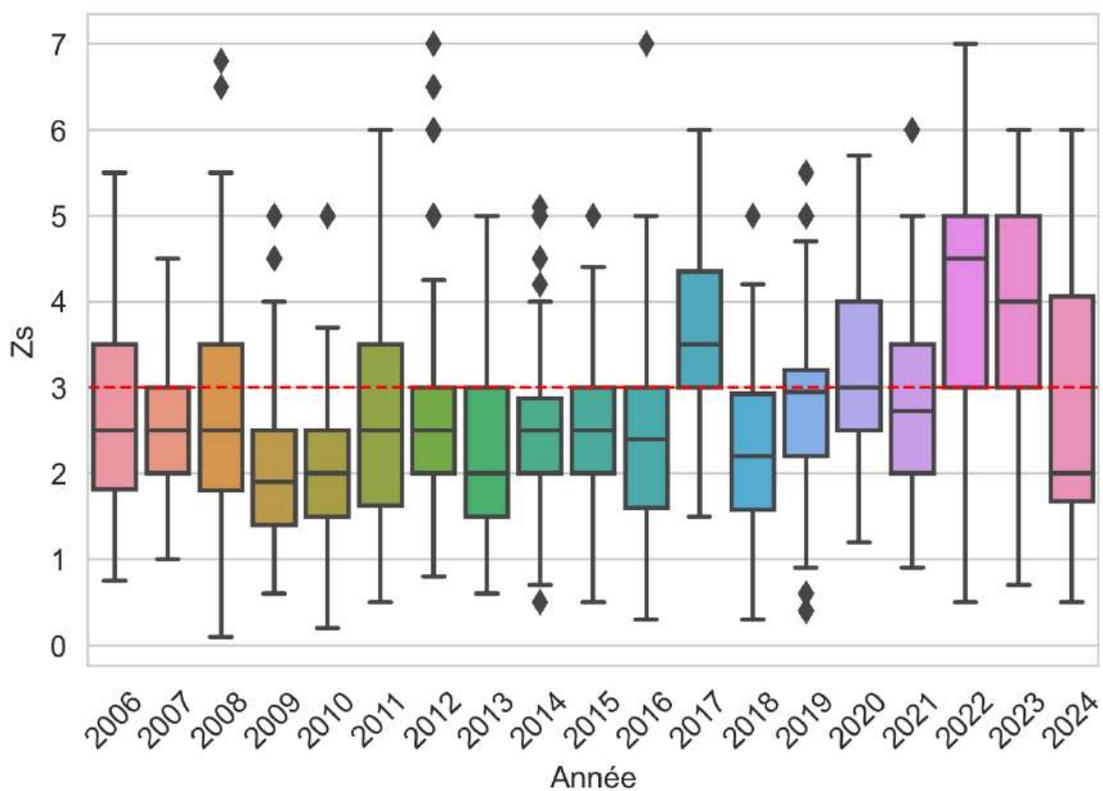


Figure 29 : Box plot annuel de la profondeur de disparition du disque de Secchi (Zs en m) de 2006 à 2024. La ligne pointillée rouge indique la profondeur de 3 m.

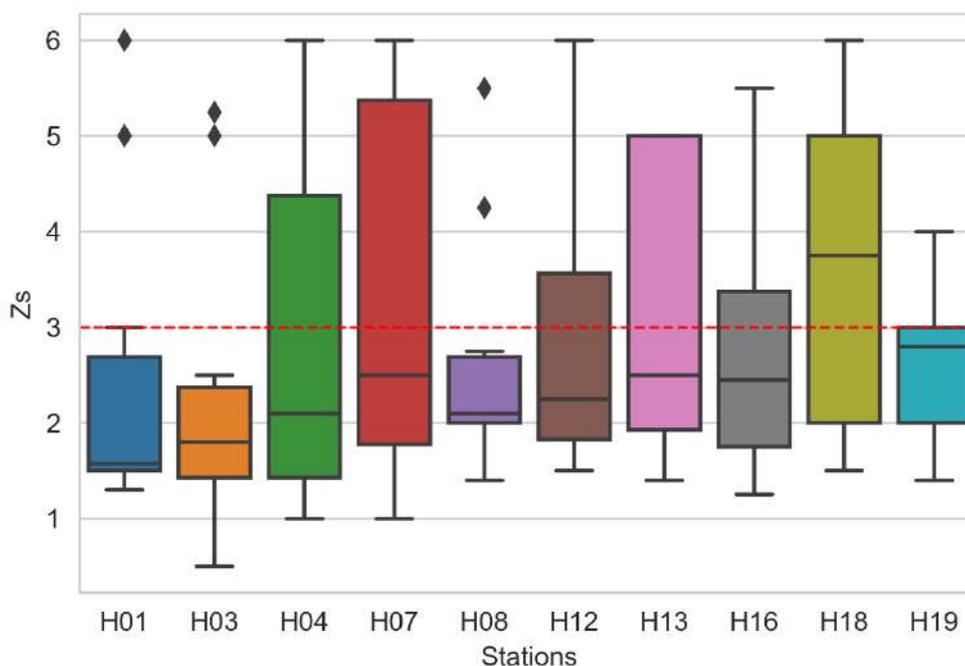


Figure 30 : Box plot de la profondeur de disparition du disque de Secchi ( $Z_s$  en m) en 2024 par station. La ligne pointillée rouge indique la profondeur de 3 m.

### 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  $a$  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 2024, la concentration en chlorophylle  $a$  reste faible à modérée une grande partie de l'année ( $< 10 \mu\text{g.L}^{-1}$ ; Figure 31). Un bloom automnal apparaît à partir de la fin août pour atteindre un pic fin septembre et retrouver des valeurs habituelles en fin de l'année. Les apports plus importants (reprise des turbinages, apport par les rivières et pluviométrie), la persistance d'une température de l'eau relativement élevée et d'un ensoleillement conséquent sont les principaux facteurs expliquant ce bloom automnal. Il y a ainsi une grande variabilité avec des concentrations très faibles pendant la période printanière et estivale, et des concentrations plus importantes en hiver. La concentration en Chlorophylle  $a$  suit la dynamique des apports. Cette faible concentration printanière et estivale explique aussi les bonnes transparences observées pendant cette période.

Au niveau de la dynamique pluriannuelle, les concentrations en chlorophylle a en 2024 restent dans le même ordre de grandeur que 2023 et plus élevées que la période 2019-2022 (Figure 32).

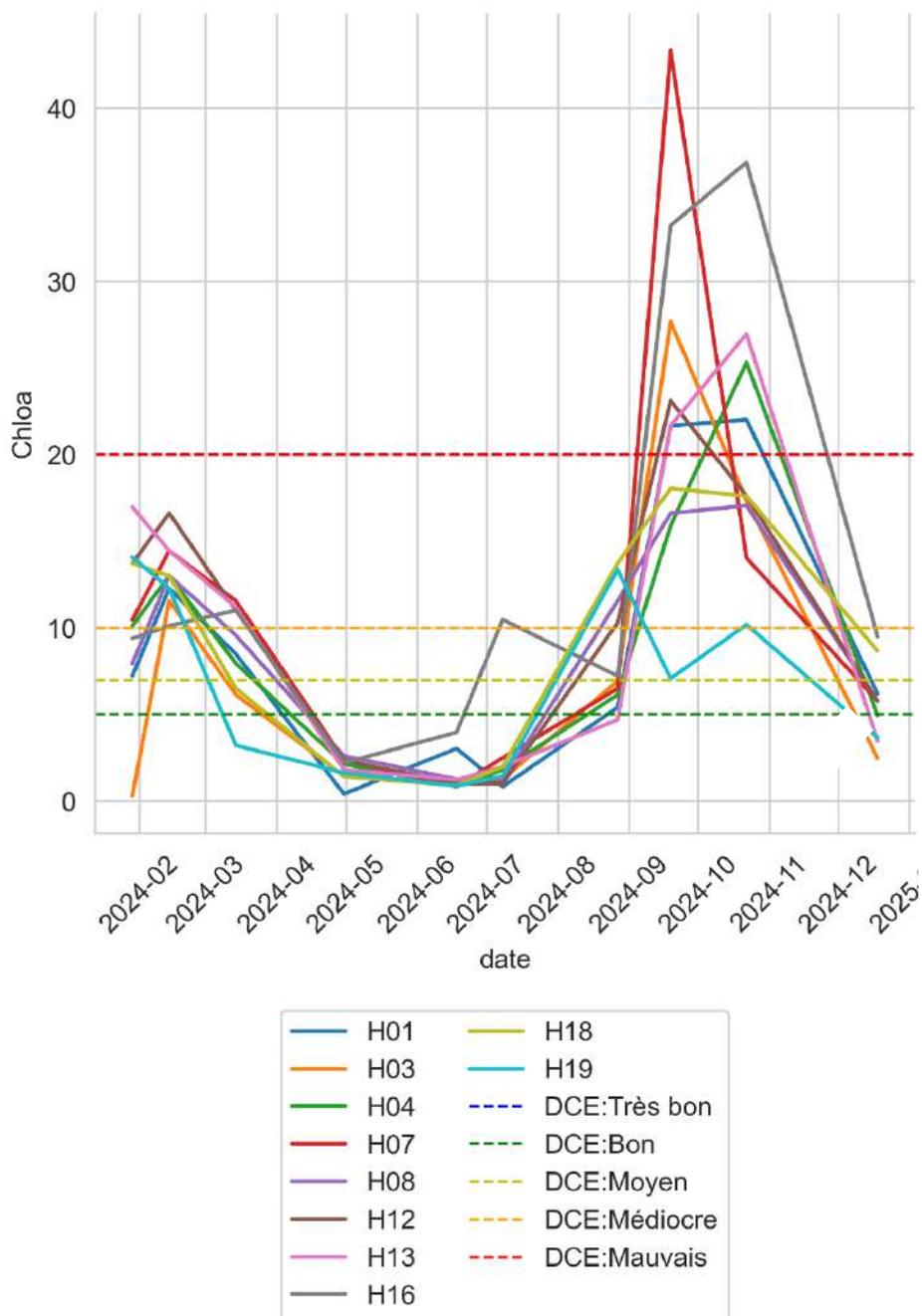
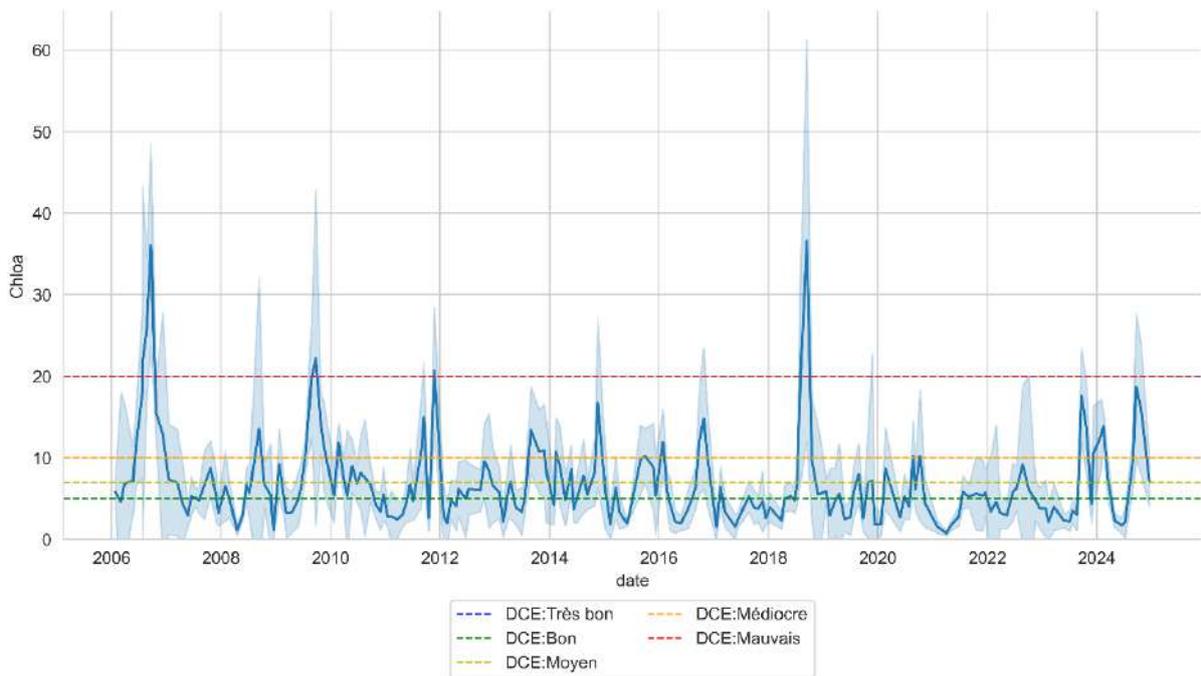


Figure 31 : Concentrations en surface en chlorophylle a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) en 2024 dans l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.



**Figure 32 : Concentrations moyennes en Chlorophylle  $a$  ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) dans l'étang de Berre entre 2006 et 2024. Les seuils DCE sont indiqués.**

### 3.3 Synthèse

En 2024, les conditions en termes de niveau d'eutrophisation de l'eau sont bonnes mais le bloom automnal montre la sensibilité de l'écosystème. Il y a une saisonnalité marquée sur l'eutrophisation qui suit celle sur les apports. De septembre à mars/avril les valeurs de transparence sont dégradées et les concentrations plus importantes en chlorophylle  $a$ . Pendant la période printanière et estivale (de mars/avril à fin août), la tendance s'inverse et on retrouve une eau claire, et une qualité de l'eau vis-à-vis de l'eutrophisation, optimale. À partir de fin août et jusqu'à la fin de l'année, avec le retour de la pluviométrie et la reprise des turbinages, l'eutrophisation ré-augmente, et on assiste à une dégradation des différents paramètres : augmentation des concentrations de nutriments, de chlorophylle  $a$  et de matières en suspension, et diminution de la transparence de l'eau.

L'absence de turbinages à partir de début avril semble avoir permis de diminuer, voire d'éliminer, la stratification en période estivale. Cette faible stratification a eu pour conséquence les meilleures conditions d'oxygénation de l'eau en zone profonde avec assez peu d'anoxie. **En conclusion, en 2024, le compartiment colonne d'eau montre une saisonnalité marquée avec une période printanière et estivale pour laquelle l'eutrophisation est faible, et une eutrophisation plus importante le reste de l'année. Cette saisonnalité de l'eutrophisation est directement liée à la dynamique des apports.**

## 4 - COMPARTIMENTS « SÉDIMENTS »

---

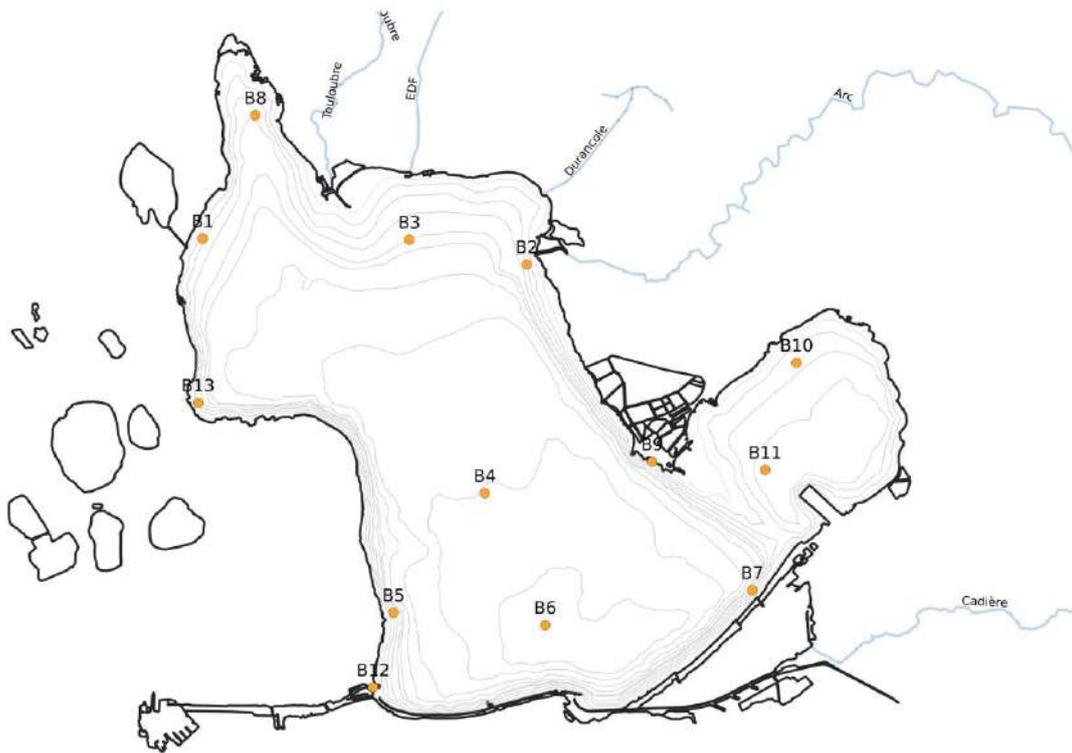
### 4.1 Qualité des sédiments

La campagne ROCCHSED conduite en 2023 par IFREMER, sur la contamination des sédiments des lagunes françaises (Ifremer, 2025), montre une contamination assez faible de l'étang de Berre (sur les deux points analysés) par rapport aux autres lagunes. L'étang de Berre dépasse le seuil d'effet éco toxicologique minimal pour le mercure et le nickel. Le risque écologique identifié dans le cadre de cette campagne vis à vis des métaux lourds est jugé modéré à considérable comme les autres lagunes. Au niveau de la contamination organique, si elle reste faible, l'étang de Berre dépasse le seuil d'effet écotoxicologique minimal pour le DDT et les PCB (PCB 118). Ces valeurs restent dans la même gamme que celles mesurées lors de la campagne 2018.

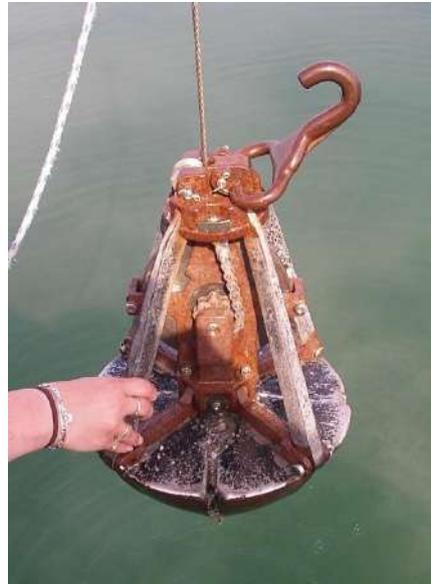
### 4.2 Macrofaune benthique

#### 4.2.1 Résultats du suivi 2024

Le suivi de la macrofaune benthique de substrat meuble s'appuie sur un réseau de 13 stations (Figure 33). Depuis 2023, les stations sont suivies deux fois par an (avant l'été et après l'été) pour mieux suivre la recolonisation de ce compartiment et les effets des éventuelles anoxies estivales. Sur chacune des stations, trois répliquats de prélèvements sont effectués à l'aide d'une benne de type orange-peel (Figure 34). Les prélèvements sont ensuite tamisés à 1 mm et le refus de tamis est analysé pour identifier les espèces présentes. Pour simplifier les analyses de données et la compréhension pour le lecteur, les données anciennes des stations centrales ont été filtrées pour s'aligner sur la même fréquence que les stations côtières.



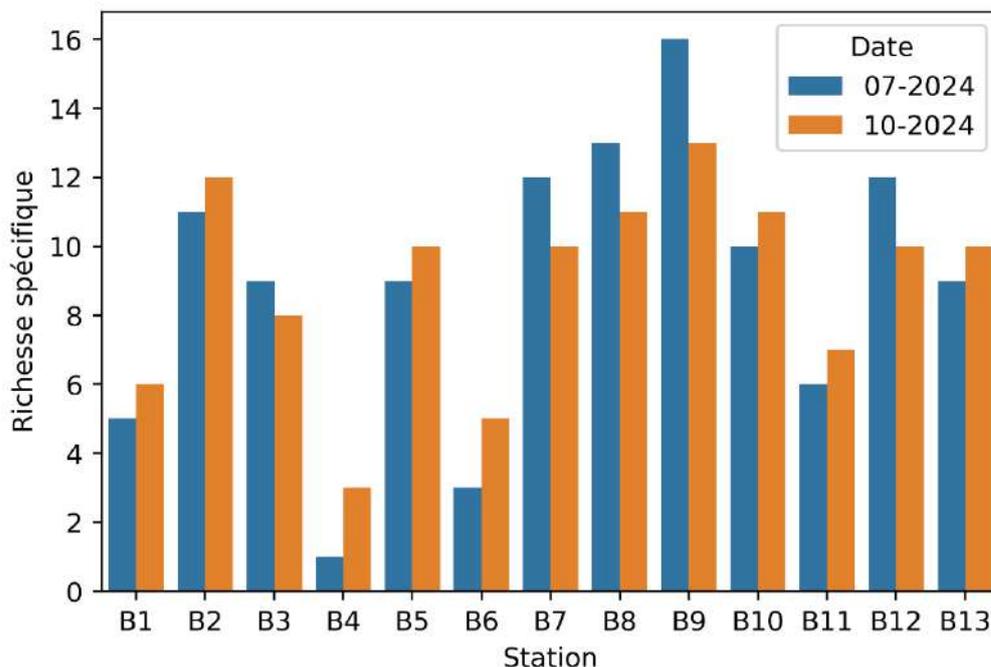
**Figure 33 : Localisation des sites de prélèvements de la Macrofaune benthique dans l'étang de Berre.**



**Figure 34 : Benne Orange-Peel pour le prélèvement**

En 2024, les prélèvements ont eu lieu en juin et en octobre. Il a été décompté 23 espèces différentes au total sur les 13 stations. Cette biodiversité est constante par rapport à l'année dernière et reste très faible en comparaison d'autres lagunes similaires (près de 70 sur Thau

par exemple). Cette richesse spécifique est aussi variable selon la localisation géographique (Figure 35). La richesse spécifique la plus faible (4 espèces) se trouve à la station B4 en juillet. Cette station B4 est la plus profonde et se situe au centre de l'étang dans des zones régulièrement impactées par des anoxies. Dans les suivis précédents, cette station présentait régulièrement des peuplements nuls (Richesse spécifique égale à 0). Or depuis trois ans, les conditions d'oxygénation permettent l'installation de peuplements benthiques et la richesse spécifique tend à augmenter. Les richesses spécifiques les plus élevées sont aux stations B2 et B9 mais de manière générale, les stations littorales moins profondes présentent une diversité supérieure. À noter qu'entre le mois de juin et celui d'octobre, il n'a pas été observé de baisse de richesse spécifique. Cela confirme les mesures d'oxygène dissous et l'absence de stress oxygène qui a permis le développement des peuplements. On constate néanmoins une diminution de la densité entre juin et octobre, à mettre principalement en lien avec une diminution des densités de la moule invasive *Arcuatula senhousia* entre les deux prélèvements (Figure 36). Cette espèce explique les très fortes densités observées aux stations B8, B9. Elle peut représenter plus de 99% des individus observés. Le développement de cette espèce est aussi observé sur les autres stations mais dans une moindre mesure (63 % des observations).



**Figure 35 : Richesse spécifique en nombre d'espèces en 2024 sur les 13 stations du suivi de l'étang de Berre.**

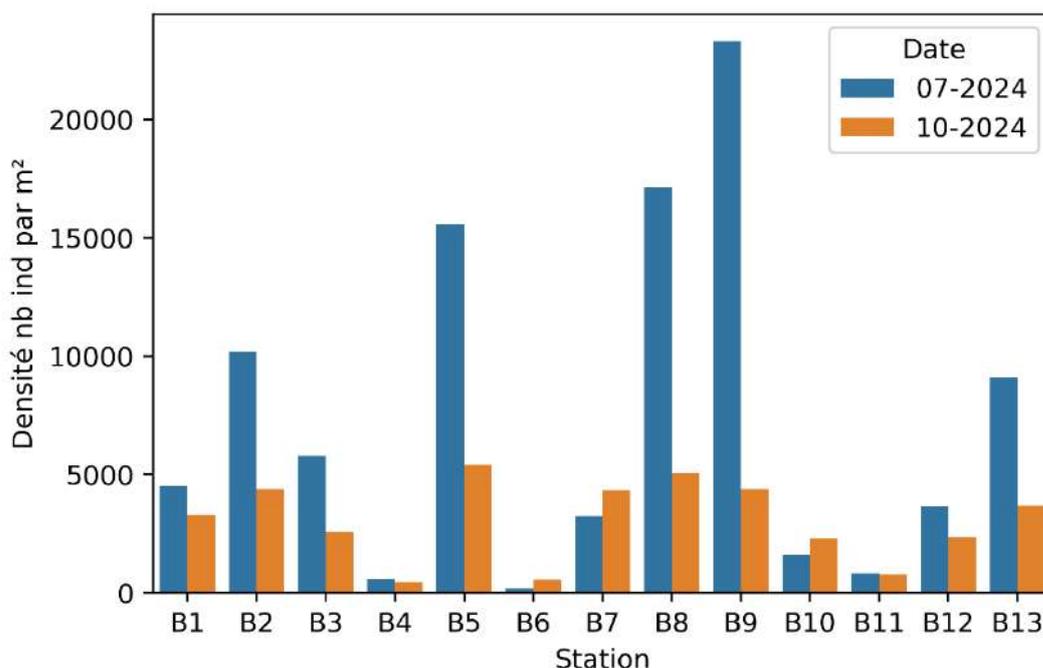


Figure 36 : Densité en nombre d'individus par m² en 2024 sur les 13 stations du suivi de l'étang de Berre.

Parmi les espèces les plus fréquentes, on trouve la moule introduite *Arcuatula senhousia* qui présente une importante augmentation en 2024. On retrouve aussi la moule indigène, *Mytilus galloprovincialis*. Les vers polychètes *Nereis succinea* sont toujours présents mais ont été moins observés cette année. De nombreux crustacés et isopodes sont aussi observés (*Echinogammarus stockii*, *Idothea baltica*, *Melita palmata*). Parmi les autres bivalves, nous pouvons citer les palourdes, *Ruditapes philippinarum*, même si elles sont beaucoup plus présentes dans les zones moins profondes, ou encore *Abra ovata*, *Cerastoderma Glaucum* et *Corbula gibba*. Ces espèces constituent les assemblages habituels observés dans l'étang de Berre et correspondent à l'assemblage de la macrofaune benthique LEE : Lagune Eurytherme et Euryhaline. Il s'agit d'espèces tolérantes aux variations de températures et de salinité. Ce sont aussi pour beaucoup des espèces indicatrices de milieu enrichi en matière organique, notamment dans les zones profondes.

Au niveau de la dynamique pluriannuelle, les richesses spécifiques observées en 2024 se trouvent dans la continuité de celles de 2022 (Figure 37). La dynamique de recolonisation et de diversification de la macrofaune benthique se poursuit après la crise de 2018.

Au niveau de la dynamique pluriannuelle, les richesses spécifiques observées en 2024 se trouvent dans la continuité de celles de 2022 (Figure 37). La dynamique de recolonisation et de diversification de la macrofaune benthique se poursuit après la crise de 2018.

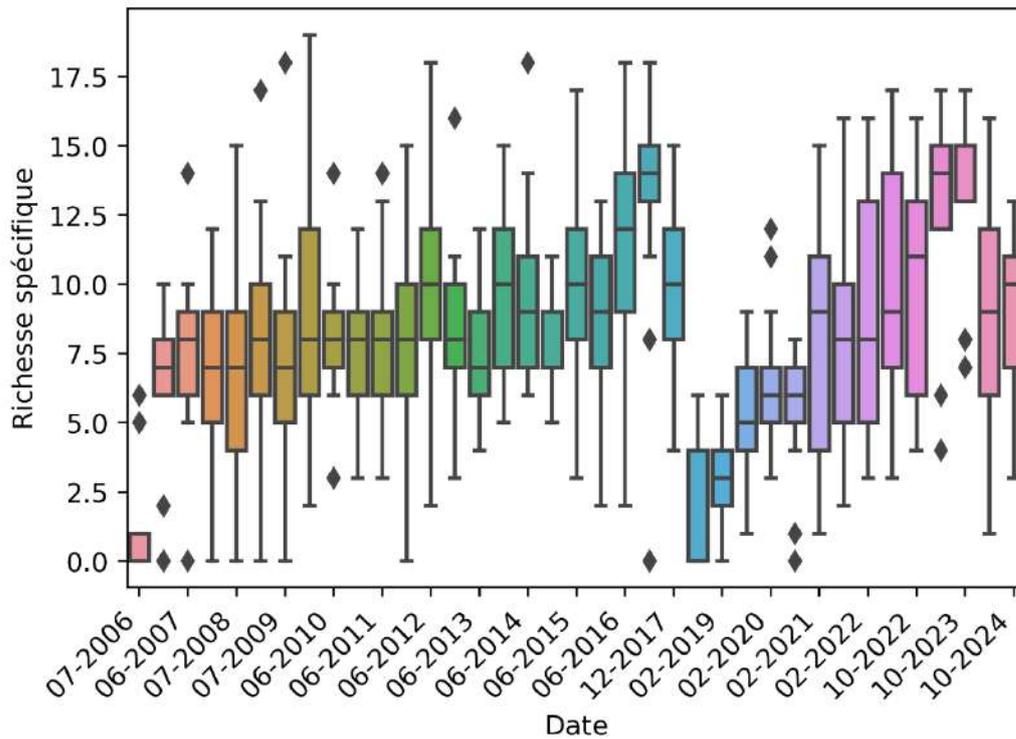


Figure 37 : Richesse spécifique en nombre d'espèces entre 2006 et 2024 pour les stations du suivi de l'étang de Berre.

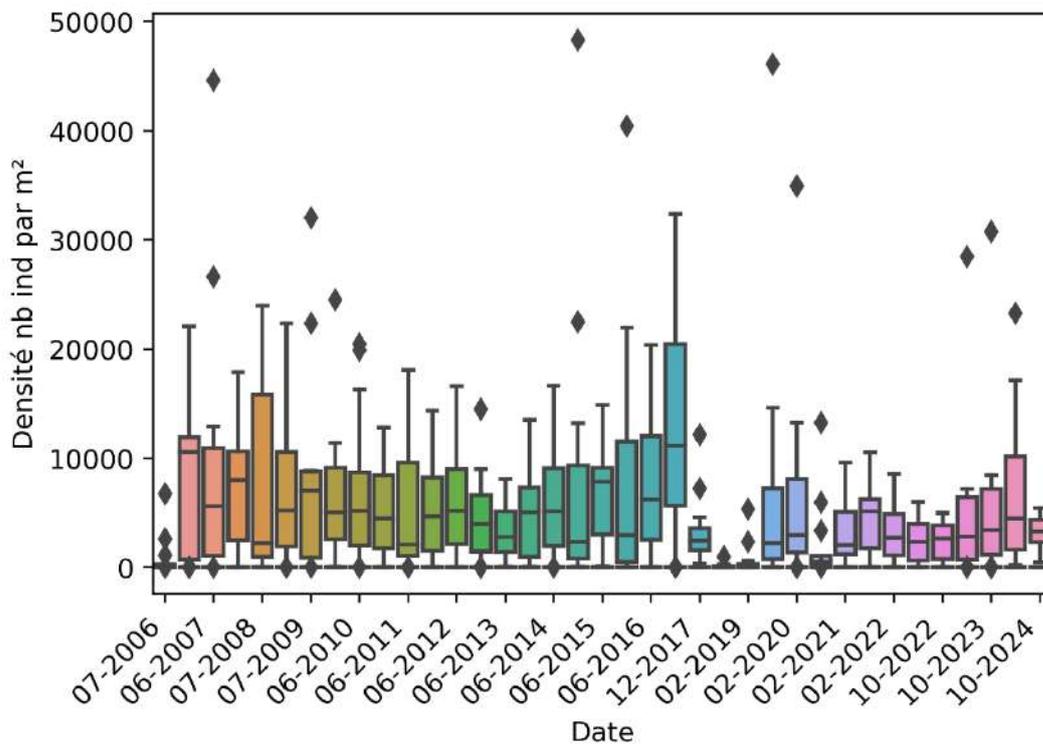


Figure 38 : Densité en nombre d'individus par m² entre 2006 et 2024 pour les stations du suivi de l'étang de Berre.

**L'analyse de la macrofaune benthique, selon les critères DCE, montre que les peuplements sont classés « mauvais » à « moyen » pour l'année 2024** malgré l'amélioration de la biodiversité observée. De manière générale, les peuplements restent dominés par des espèces pionnières et caractéristiques des milieux eutrophes, ce qui engendre ces classements dégradés. Ce compartiment reste toujours dégradé. La recolonisation va nécessairement prendre du temps. Il faudra que les conditions d'oxygénation restent favorables sur de longues périodes pour favoriser le développements des peuplements présents et l'installation de nouvelles espèces.

### 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 39 et Figure 40 décrivent les Indices d'Abondance Moyenne (IAM ; Schonn et Astruch, 2024).

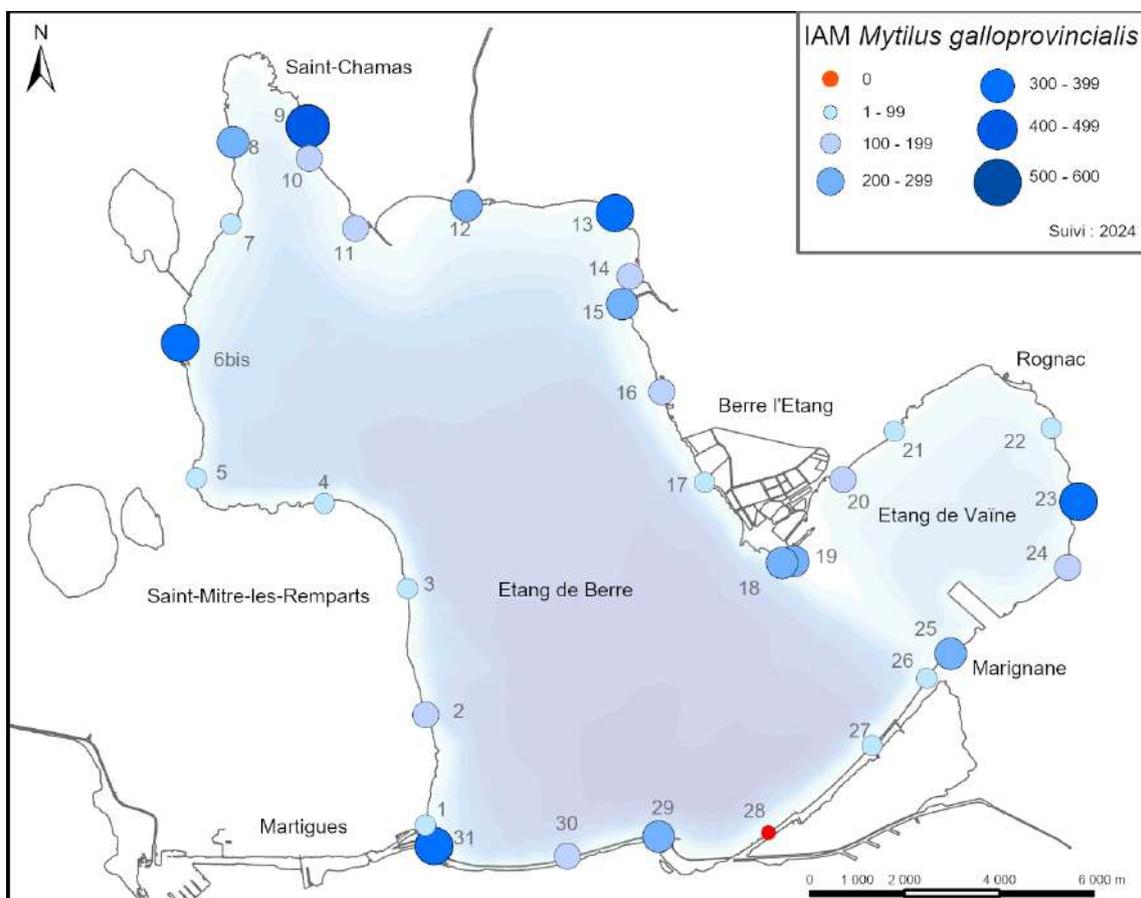
Les moules se développent dès les premiers mètres du rivage, juste en-dessous de la surface de l'eau, pour la majorité des stations. Sur les 19 années de suivi, le nombre de signalisations de *Mytilus galloprovincialis* reste du même ordre de grandeur sur l'ensemble des 31 transects suivis autour des 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.

De manière générale, le schéma de répartition des valeurs d'abondance autour de l'étang de Berre reste globalement identique depuis le suivi de 2006. *Mytilus* est observé sur l'ensemble des transects, à l'exception du transect 28 (plage du Jaï). Les populations les plus développées (IAM supérieur à 300) sont observées autour de l'étang : à proximité de Martigues (station 31), dans l'étang de Vaïne (23), dans l'anse des Merveilles (13), dans l'anse de Saint-Chamas (9) ou à Istres, au port des heures claires (6bis). La population de *Mytilus galloprovincialis* est caractérisée par des naissains à l'échelle des 2 étangs en 2024. Les stations 29, 30 et 31 sont les seules stations où un nombre important d'adultes a été observé, sans toutefois être majoritaires à l'échelle de la station.

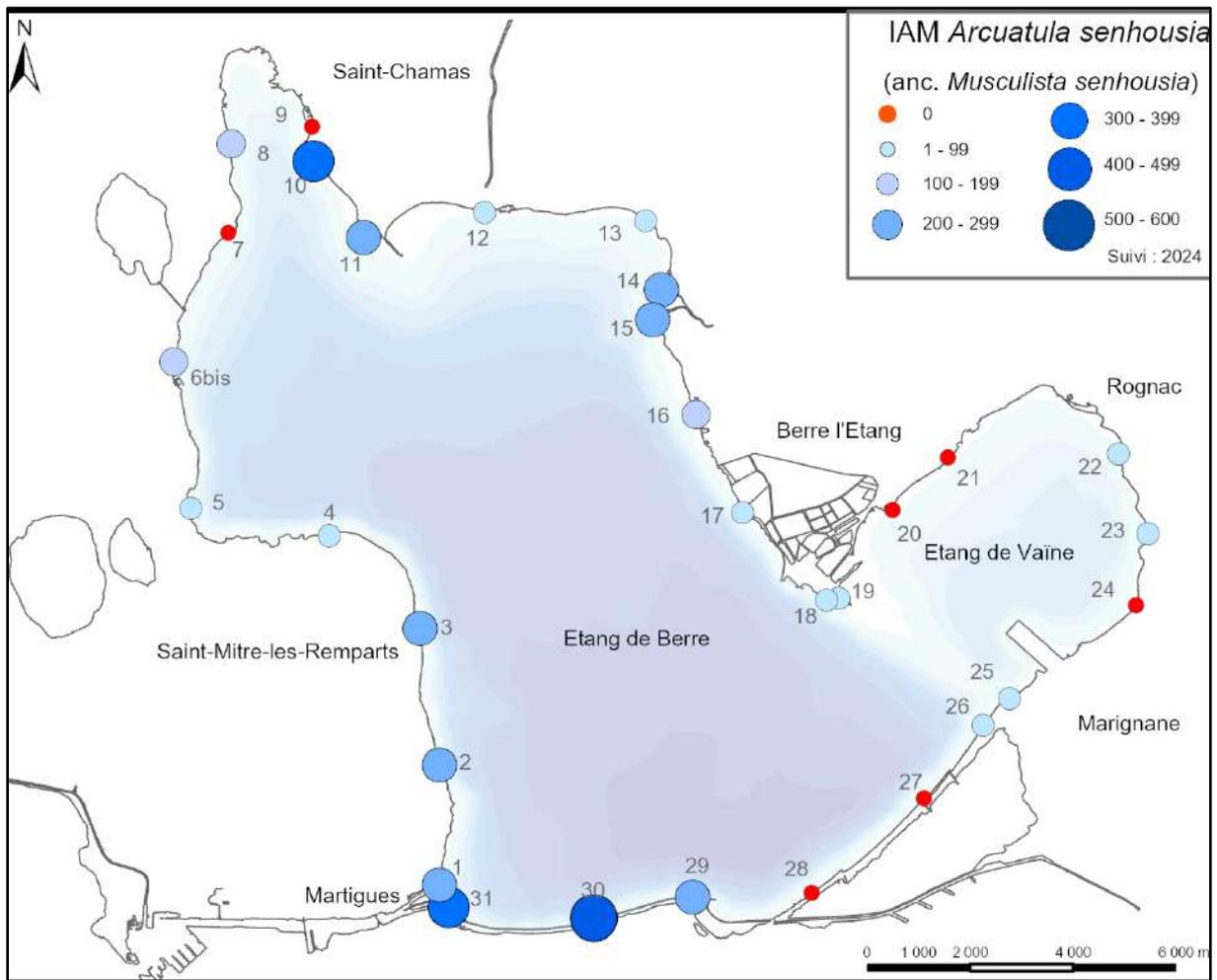
En 2024, l'indice d'abondance moyen (IAM) d'*Arcuatula senhousia* continue son augmentation et reste le plus élevé enregistré depuis le début du suivi, en 2006. Il est en moyenne de 122 à l'échelle de la zone d'étude, soit 1.6x plus élevé qu'en 2023 et 7.8x plus élevé qu'en 2022. L'IAM maximal a, cette année, été relevé sur la station 30 avec une valeur de 470, station habituellement recouverte majoritairement par la moule *M. galloprovincialis*

(Figure 40). Alors qu'*A.senhousia* était totalement absente sur la majorité des stations en 2021 (absence sur 21 stations sur 31), elle est aujourd'hui présente sur 24 des 31 station réparties sur l'étang (2 stations au Jaï, 3 stations dans Vaïne et 2 stations à Saint-Chamas).

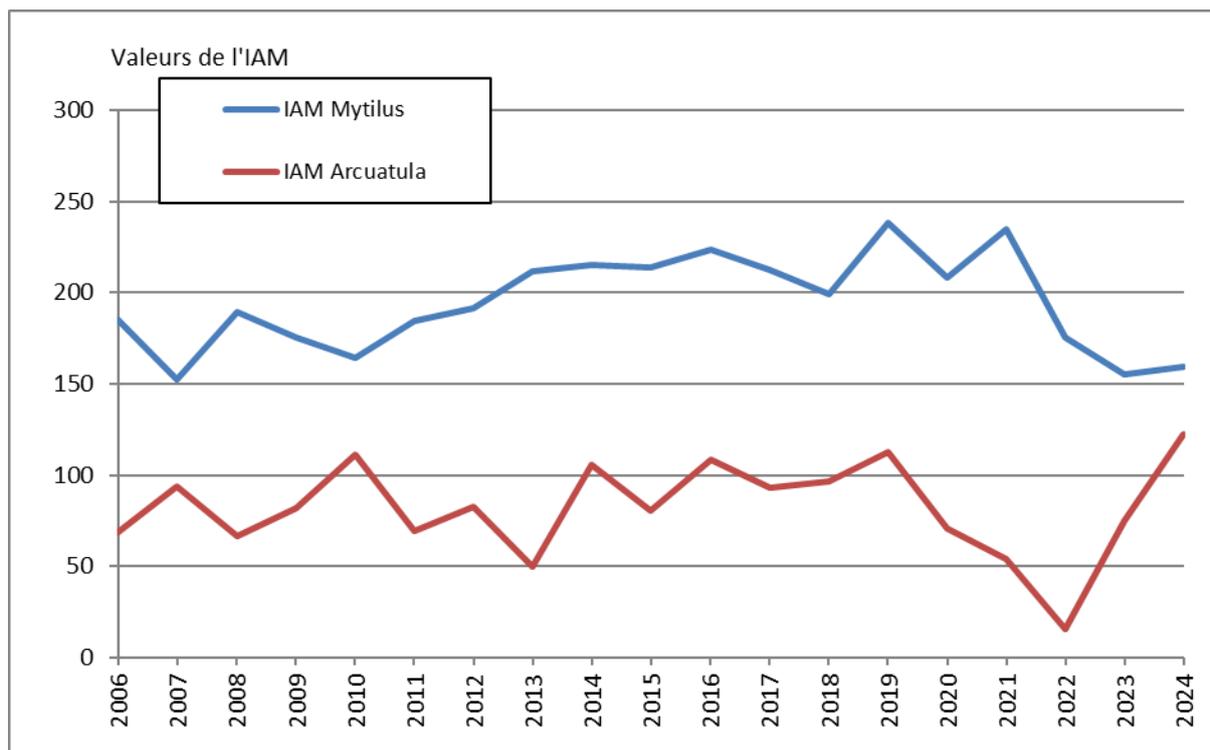
Une nette augmentation de l'abondance de la moule *A.senhousia* est donc observée en 2024 (Figure 41). Alors que la moule provençale était fortement majoritaire en 2022, la différence d'abondance entre les 2 espèces de moules a diminué en 2023 et cette tendance semble se confirmer en 2024 puisque 11 stations sur 31 sont maintenant dominées par la moule japonaise *A.senhousia*, notamment les stations 1, 3, 10, 14 et 30, qui sont très majoritairement dominées par cette espèce.



**Figure 39 : Abondance (IAM) de *Mytilus galloprovincialis* en 2024 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 40 : Abondance (IAM) d'*Arcuatula senhousia* en 2024 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 41 : Evolution des valeurs d'abondance (IAM) de *Mytilus galloprovincialis* et *Arcuatula senhousia* entre 2006 et 2024 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 km<sup>2</sup> ([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 alors 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.

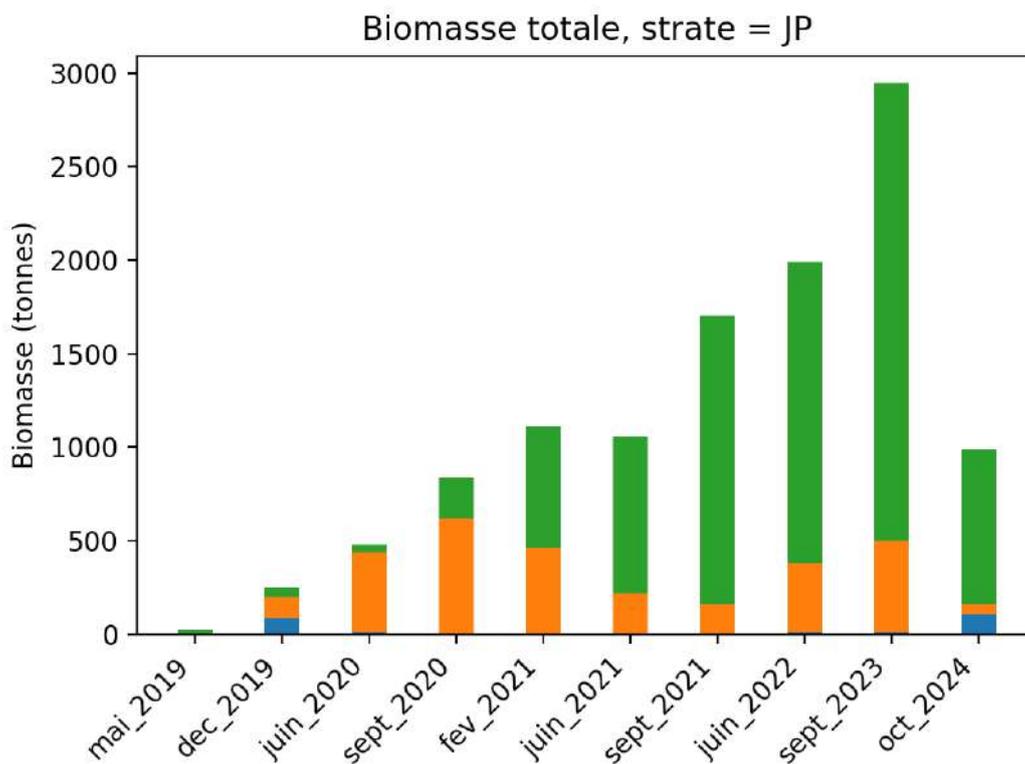
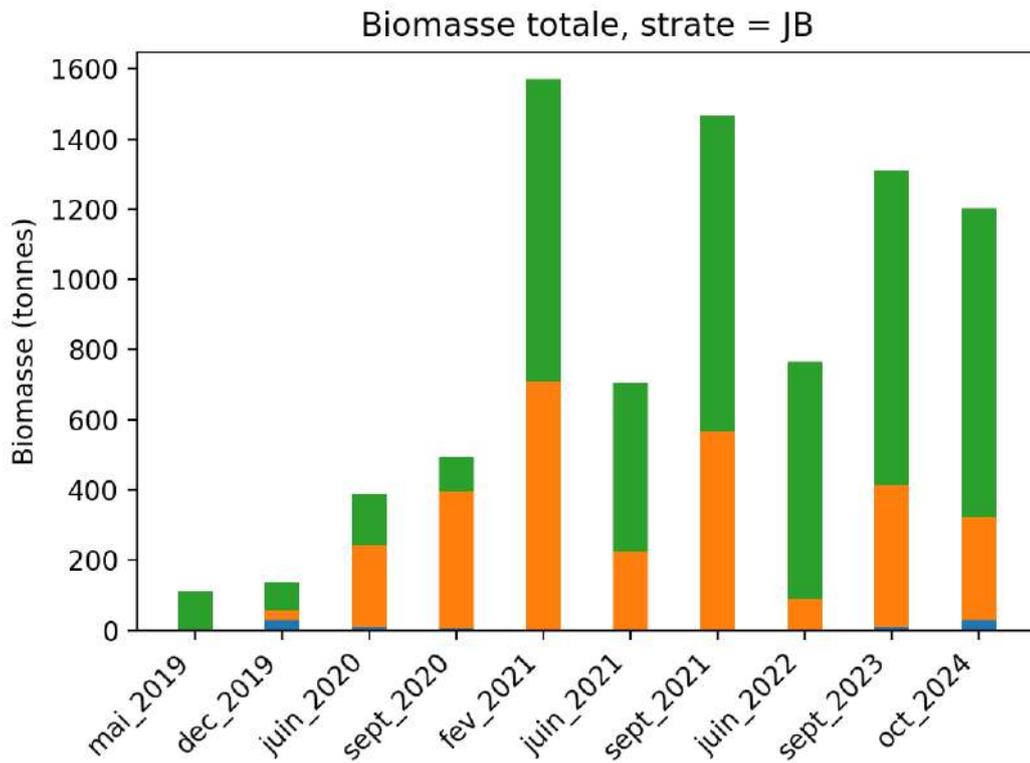
En 2022, le Gipreb a renouvelé l'étude globale du peuplement des palourdes sur l'ensemble de l'étang, comme celle réalisée en 2019. Cette étude porte sur 235 stations réparties aléatoirement entre 0 et 5 m sur l'ensemble de l'étang. Sur chaque station, 3 quadrats de 0.25 m<sup>2</sup> sont prélevés et 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 m<sup>2</sup>. Cependant, il existe une forte variabilité spatiale. Certains secteurs, ont des densités très faibles, quasi nulles comme l'étang de Vaine 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), le stock est estimé à 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, d'avant la crise

En 2024, comme en 2023, un suivi a été réalisé sur le secteur du Jaï (Figure 42). Les résultats montrent une stagnation voire une légère baisse sur le bord (entre 0 et 2 m) qui est le secteur le plus soumis à la pression de pêche. Au contraire, en profondeur (entre 2 et 5 m), la pression de pêche est normalement inexistante, pourtant on observe en 2024 une forte baisse des peuplements. Ce stock profond est important car il permet d'assurer le renouvellement du stock moins profond par diffusion de larves mais aussi d'adultes amenés par les vagues sur la partie littorale. Les hypothèses pour expliquer cette baisse sont soit une pression de pêche illégale (en plongée ou à la drague), soit un effet de prédation par le crabe bleu. Il faudra confirmer cette observation lors du prochain suivi et, en parallèle, des études scientifiques seront menées pour estimer la pression de prédation du crabe bleu sur les palourdes. Cette baisse observée est à compenser par l'énorme abondance des juvéniles observées en 2024, qui montre que le peuplement est dynamique et que le recrutement est important et efficace.

Les évolutions de la biomasse de palourdes sont présentées régulièrement en comité de pilotage de la pêche à pieds sur l'étang de Berre, dont le Gipreb est l'animateur. En effet, depuis la première ouverture de la pêche, le 1<sup>er</sup> 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), de l'institut méditerranéen d'océanographie, 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 adaptées pour permettre une exploitation durable de la ressource. La réglementation en vigueur est systématiquement mise à jour sur le site du Gipreb ([www.etangdeberre.org](http://www.etangdeberre.org)).



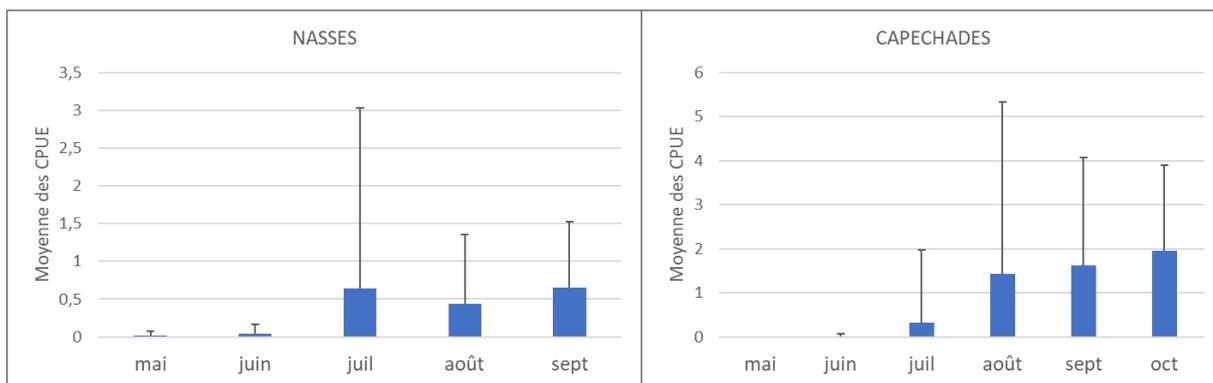
**Figure 42. Estimation de la biomasse de palourdes sur le secteur du Jaï au bord (0-2m ; JB) et en profondeur (2-5m ; JP) en fonction des périodes de prélèvements et des différentes classes de taille : les juvéniles en bleu sont les individus mesurant moins de 17 mm, les adultes entre 17 et 30 mm sont représentés en orange, la fraction exploitable en vert représente les palourdes de taille supérieures à 30 mm.**

## 4.5 Suivi du crabe bleu

Le crabe bleu américain *Callinectes sapidus*, originaire de l'Atlantique Ouest, est une espèce euryhaline et eurytherme se développant dans plusieurs habitats (lagunes, estuaires et milieu marin littoral). Grâce à sa grande capacité d'adaptation, l'espèce est aujourd'hui largement répandue en Méditerranée. Ce crabe très vorace et opportuniste, entre en compétition avec les espèces indigènes et cause de forts impacts sur l'économie de la pêche en s'attaquant aux prises et détruisant les filets.

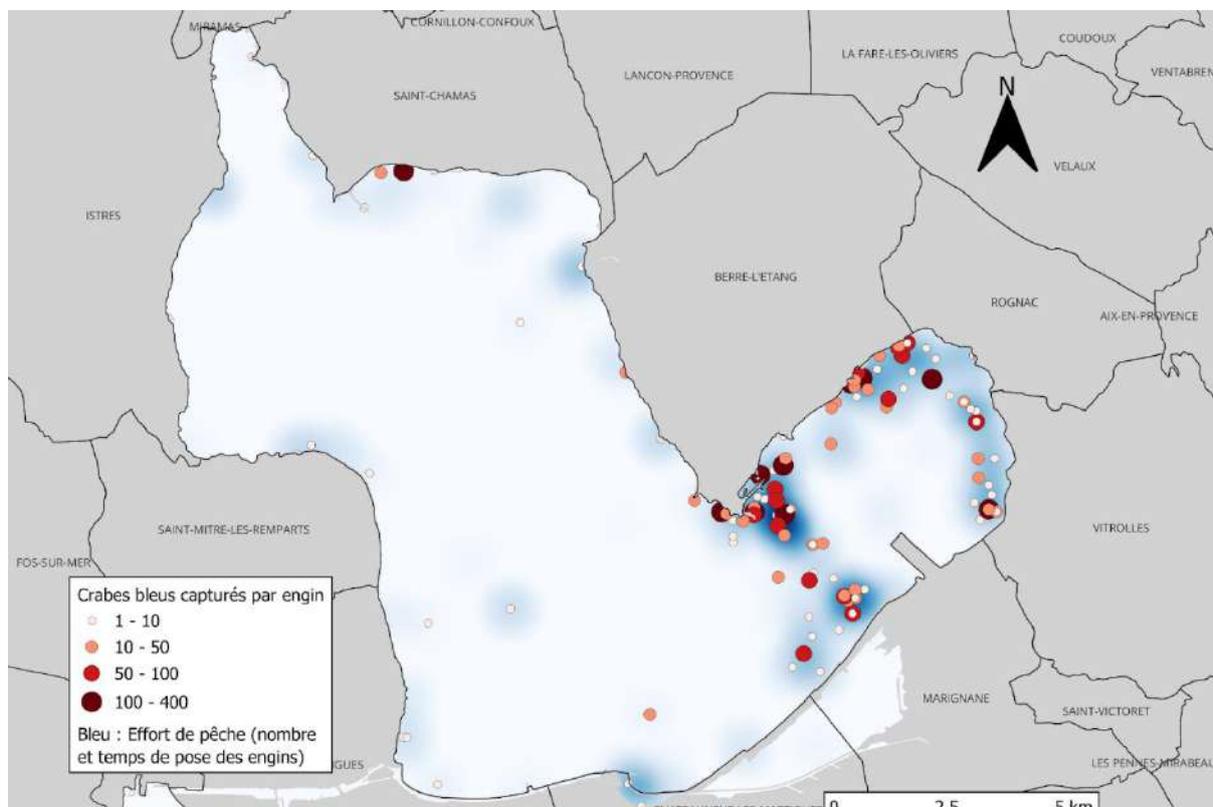
L'espèce est signalée depuis 1960 dans l'étang de Berre, mais les captures restaient occasionnelles jusqu'à l'automne 2023, où un pic jusqu'à 80 captures a été signalé par quelques-uns des 80 pêcheurs. Pour faire suite à ce signalement, 39 actions de pêche expérimentales de régulation ont été menées en collaboration avec des pêcheurs professionnels de mai à octobre. Des estimations de capture par unité d'effort (CPUE) ont été calculées. Un suivi des populations a été réalisé sur les captures, avec des mesures biométriques et de sex ratio. Quatre crabes ont aussi été équipés de balises acoustiques. Cette campagne avait pour objectifs de limiter l'expansion des crabes bleus, suivre la dynamique de la population et mieux connaître sa répartition spatiale dans la lagune.

Sur la saison, 4 453 crabes bleus ont été capturés avec différents engins : capéchades, nasses et casiers. Les CPUE ont été calculées indépendamment pour les capéchades et les nasses avec les unités d'effort suivantes : nombre de crabes capturés dans une poche de capéchade en 24 heures, et nombre de crabes capturés dans une nasse en 24 heures (Figure 48). Les CPUE des capéchades ont montré une augmentation des captures tout au long de la saison, avec aucune capture au mois de mai jusqu'à la moyenne mensuelle maximale, atteinte au mois d'octobre (fin des pêches) avec 2 individus capturés/poche/jour. La valeur maximale a été de 21 individus capturés/poche/jour, atteinte, elle, au mois d'août. Les CPUE des nasses avaient des moyennes mensuelles de 0 capture/nasse/jour en mai et juin puis ont montré une stagnation du nombre d'individus capturés autour de 0,5 capture/nasse/jour entre juillet et septembre. Aucune nasse n'a été posée au mois d'octobre. Les résultats traduisent que les capéchades semblent être plus efficaces que les nasses pour la capture du crabe bleu dans l'étang de berre. Cependant, l'effort fourni pendant la saison 2024 n'a pas été suffisant pour contenir l'explosion de la population et des crabes bleus ont été pêchés en nombre jusqu'au mois de novembre, causant de gros dégâts sur les filets des professionnels.



**Figure 43. Moyennes mensuelles des CPUE des actions de pêches réalisées entre mai et octobre 2024 en fonction des engins utilisés (nasses et capéchades).**

La figure 49 représente la localisation des captures de la saison. La grande majorité des captures de crabes bleus ont été faites dans l'étang de Vaïne. Cependant, en constatant une plus forte abondance de *Callinectes sapidus* dans cette zone au mois d'août, les pêcheurs y ont concentré leurs efforts. Les disparités entre le nombre de captures sur Vaïne et sur le reste de l'étang de Berre ont donc été accentuées puisque les efforts n'étaient plus répartis équitablement sur la totalité du plan d'eau.



**Figure 44. Localisation de l'effort de pêche (en bleu) et des captures de *Callinectes sapidus* (points beiges à bruns) entre mai et octobre 2024. Les nuances de bleu représentent l'intensité de l'effort de pêche avec un bleu de plus en plus foncé pour un effort de plus en plus fort.**

Enfin, le sex ratio sur la saison entière a été estimé à 19% de femelles et donc 81 % de mâles. Les mâles capturés mesuraient entre 10 et 17 cm de large et étaient pour la grande majorité, matures. Les femelles mesuraient pour la plupart entre 11 et 18 cm de large, soit une taille de femelle adulte, et 3% des femelles mesuraient 7 cm de large et étaient immatures. L'absence de juvéniles de *Callinectes sapidus* dans les engins suggère que les engins ne sont pas adaptés pour capturer les individus de taille inférieure à 7 cm de large. De plus, seules 11 femelles grainées ont été recensées dans les captures entre mai et octobre, ce qui ne permet pas de déterminer la/les période(s) de ponte et de migration vers la mer.

Pour conclure, les actions de pêches mises en place n'ont pas permis de contenir l'explosion de la population de crabe bleu dans la lagune de Berre malgré 39 actions de pêches, avec à chaque fois 10 engins déployés pendant 48h minimum. Au vu de la quantité de crabes capturés par les pêcheurs (hors actions de régulation) sur l'été 2024, pouvant montrer jusqu'à 80kg/jour par pêcheur. Les actions de suivi en 2024 ont pu apporter des informations sur une forte abondance des crabes bleus dans l'étang de Vaïne, mais peu d'information concernant les périodes de ponte des femelles ou de recrutement des juvéniles dans l'étang de Berre, alors que ces connaissances peuvent permettre d'optimiser la régulation.

## 4.6 Autres signalements

Sans réaliser de suivi régulier, d'autres espèces benthiques sont observées dans l'étang de Berre. C'est le cas notamment de *Rapana venosa*, un mollusque introduit, potentiellement invasif, observé depuis plusieurs années (2015) sur les fonds de l'étang (Figure 45). Il est signalé à de nombreux endroits dans l'étang et régulièrement observé en plongée-sous marines mais pour l'instant, il ne semble pas présenter pas de caractère invasif et n'a pas été capturés lors de campagne de benthos. On considère qu'une espèce est invasive quand elle modifie profondément le fonctionnement de l'écosystème dans lequel elle est introduite. Néanmoins, son évolution sera à surveiller.



**Figure 45 : Photographie d'un individu de *Rapana venosa* en train de pondre ses œufs (GIS Posidonie)**

En 2024, le nudibranche *Doris verrucosa* a été observé dans l'étang de Vaïne, tout comme ses pontes, mais moins abondamment qu'en 2023 (Figure 46). C'est une espèce qui vit habituellement dans les lagunes méditerranéennes et atlantiques (Arcachon, Thau), qui peut être trouvée sur différents substrats et dans les herbiers de zostères. Elle se nourrit de porifères. Elle peut traduire une nouvelle fois l'augmentation des salinités estivales observées depuis les années de sécheresse 2022 et 2023 puis prolongées par le protocole d'accord entre EDF et le Gipreb.



Figure 46 : Photo de 5 individus de *Doris verrucosa* se nourrissant d'une éponge dans l'étang de Vaïne.  
Source photo : GIS Posidonie

## 4.7 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 2024, se caractérise par une **richesse spécifique toujours faible**. Toutefois, les conditions oxygènes favorables en 2023 puis en 2024 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 « moyen » en 2024.**

Les peuplements de moules de Méditerranée (*Mytilus galloprovincialis*) se stabilisent et on observe en 2024 une augmentation des peuplements de la moule invasive (*Arcuatula senhousia*) dans la continuité de l'année précédente. Sur la bordure côtière, la recolonisation des peuplements de palourdes continue de se stabiliser et on observe une baisse de peuplements profonds (2 à 5 m) qu'il faudra vérifier lors des prochains suivis. On note le retour des oursins ou des hippocampes dans le chenal de Caronte (côté Berre) en 2024. Les grandes nacrées qui étaient présentes avant 2018, n'ont pas été réobservées.

La situation dégradée de ce compartiment le rend particulièrement vulnérable aux espèces introduites. En effet, les peuplements n'étant pas structurés, beaucoup de niches écologiques sont libres et disponibles pour des espèces potentiellement invasives. Cela a été le cas sur la bordure côtière, avec l'explosion des palourdes japonaises. On constate depuis plusieurs années la présence de la moule introduite, et si après une phase d'expansion, elle avait régressé, depuis 2023 les peuplements d'*Arcuatula senhousia* augmentent de nouveau. Le crabe bleu voit aussi ses populations augmenter et commence à avoir des conséquences économiques sur l'activité de pêche. D'autres espèces pourraient à l'avenir venir augmenter cette liste et favoriser la biodiversité dans l'étang. Dans un milieu qui a été aussi perturbé que l'étang de Berre, notamment au niveau du compartiment de la macrofaune benthique, la recolonisation des fonds se fera très probablement par un assemblage inédit, mélanges d'espèces introduites et indigènes.



**Figure 47 : plongeur scientifique faisant des relevés**

## 5 - COMPARTIMENTS « MACROPHYTES »

### 5.1 Suivi des macrophytes

Le suivi des macrophytes s'appuie sur 31 transects littoraux de 100 m de long (Figure 48). 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, 2024).



**Figure 48 : Carte des 31 transects littoraux du suivi macrophytes. En 2021, la station 6 a été abandonnée au profit de la station 6bis.**

Après la forte régression des herbiers de zostères (*Zostera nolte*) 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.

En 2024, les observations de *Z. noltei* restent stables ou en légère baisse par rapport à l'année précédente. Les stations qui présentent le plus d'abondance sont au niveau de la Pointe de Berre et dans l'est de l'étang de Vaïne. Un herbier quasi continu est maintenant présent sur la station 18 où *Z. noltei* est très présente. On y observe des herbiers très développés, possédant des feuilles proches de 1 m de longueur. L'herbier progresse également en profondeur, là où depuis 2018, l'herbier résistant se situait plutôt au-dessus de 1.5 m à 1.0 m de profondeur. A titre d'exemple, de nombreuses taches de *Z. noltei* ont été observées jusqu'à plus de 3 m de profondeur sur la station 24 (Salins), et jusqu'à 5.4 m dans des zones échantillonnées durant le suivi DCE au large du bassin de délimonage, observation inédite depuis le début du suivi en 1996.

L'abondance des chlorobiontes (algues vertes) reste dans des valeurs proches de celle des trois dernières années. *Cladophora* spp. est présente abondamment de façon très localisée en 2024 (sur la côte ouest) et est en forte diminution par rapport à 2023. À l'inverse, les Chaetomorphes se retrouvent plutôt sur la côte est et dans l'étang de Vaïne. On observe cette année des IAM moyens plutôt équilibrés entre les Ulves, les Cladophores, les Chaetomorphes et *Bryopsis hypsenoides*, avec des variations d'assemblages à des niveaux locaux. Les ulves sont tout de même observées sur toutes les stations mais leur abondance reste stable. L'observation de *B. hypsenoides* peut être un nouveau signe de l'augmentation des salinités estivales de la lagune de Berre. On observe aussi des *Codium fragile* (espèce introduite) proche du canal de Caronte.

Les rhodobiontes (algues rouges) sont bien représentées en 2024, avec une diversité d'espèces ou de genres importants. En 2024, les Ceramieae ont été beaucoup moins abondants, alors que l'abondance des gracilaires a fortement augmentée et semble montrer une progression depuis 2022. Depuis 2023, les espèces exotiques *Dasya sessilis* et *Yoenda hakodatensis* semblent s'installer et sont bien présentes localement dans l'étang de Berre et de Vaïne. Les gracilaires présentent en 2024 l'abondance maximale depuis le début du suivi. Elles sont observées sur quasiment toutes les stations (28 sur 31). Ce groupe reste majoritairement abondant dans la partie nord de l'étang de Berre et dans l'étang de Vaïne. En 2016, une nouvelle espèce invasive a fait son apparition dans l'étang de Berre, *Agarophyton vermiculophyllum* (anc. *Gracilariopsis vermiculophylla*). En 2024, cette espèce a été observée sur 26 stations (plus grande fréquence d'occurrence depuis son apparition). Les Callithamniae, groupe le plus abondant de l'étang en 2021, ont nettement diminué. Les abondances restent faibles dans la majorité de l'étang, excepté sur les stations du golfe de Saint-Chamas. Les Ceramieae sont des rhodobiontes, communs en milieu lagunaire et représentés par plusieurs taxons comme *Ceramium* spp. et *Centroceras gasparrinii*.

Leur abondance a sensiblement diminué en 2024. Les abondances les plus importantes sont dans l'étang de Vaïne. *Gymnogongrus griffithsiae* est une rhodobionte des lagunes marinisées, dont l'abondance a augmenté en 2024. Elle est notamment présente quasiment en continu le long du transect 22 (plage des Robinsons dans l'étang de Vaïne).



Figure 49 : Gracilaires avec probablement l'espèce invasive *Agarophyton vermiculophyllum* (anc. *Gracilariopsis vermiculophylla*) (source : Gis Posidonie)

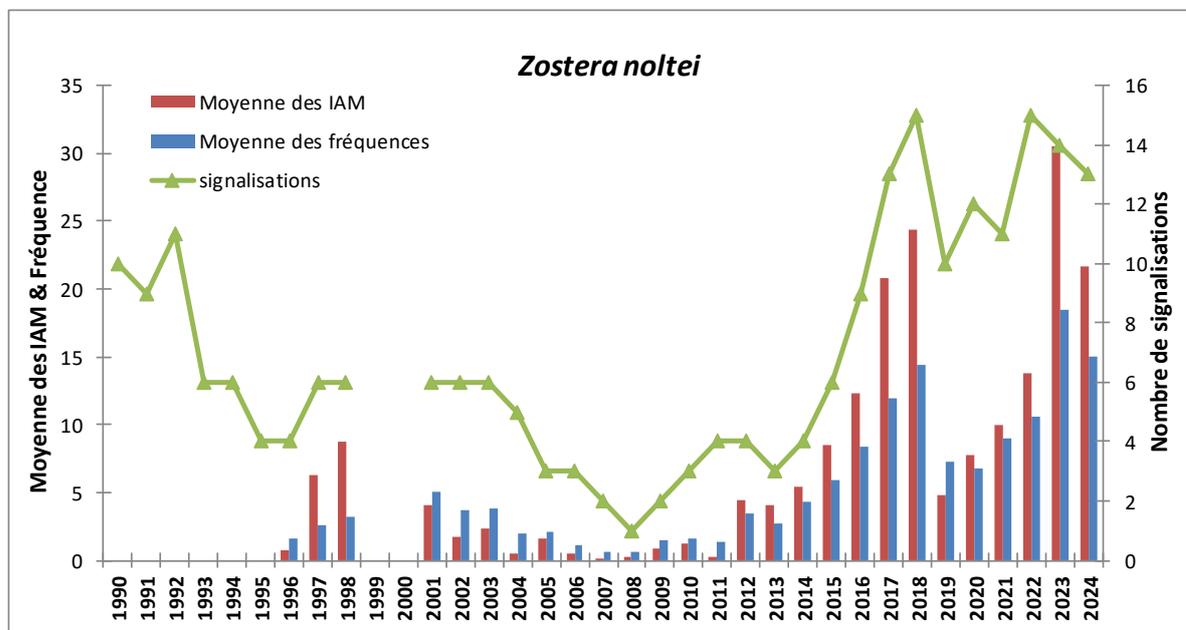


Figure 50 : Evolution de 1990 à 2024 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2022 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Zostera noltei*.

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)

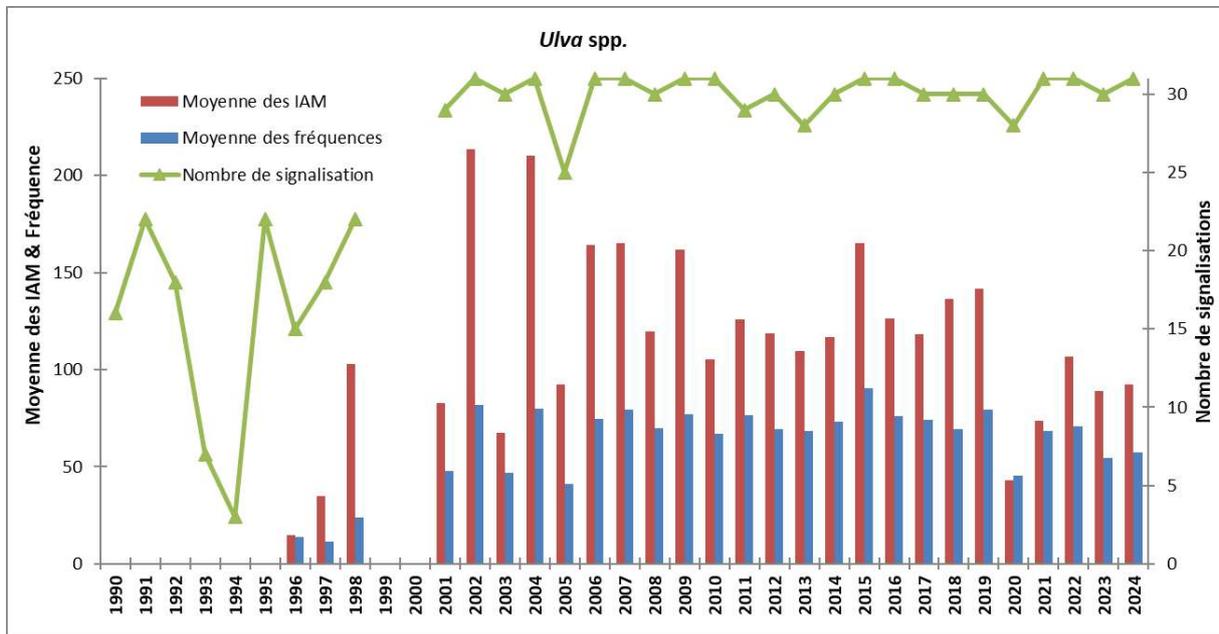


Figure 51 : Evolution de 1990 à 2024 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2022 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Ulva* spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. Le transect 6 a été déplacé pour devenir le transect 6bis en 2021. (source : Gis Posidonie)

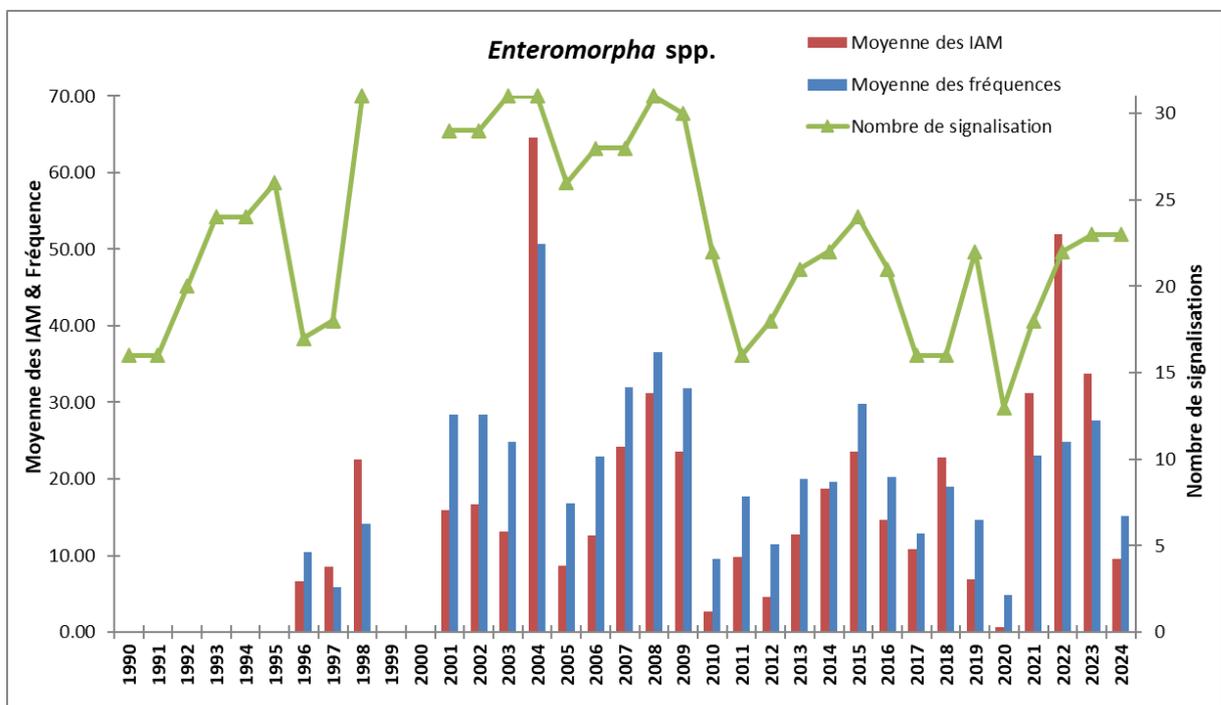


Figure 52 : Evolution de 1990 à 2024 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et, de 1996 à 2022, de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Enteromorpha*

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)

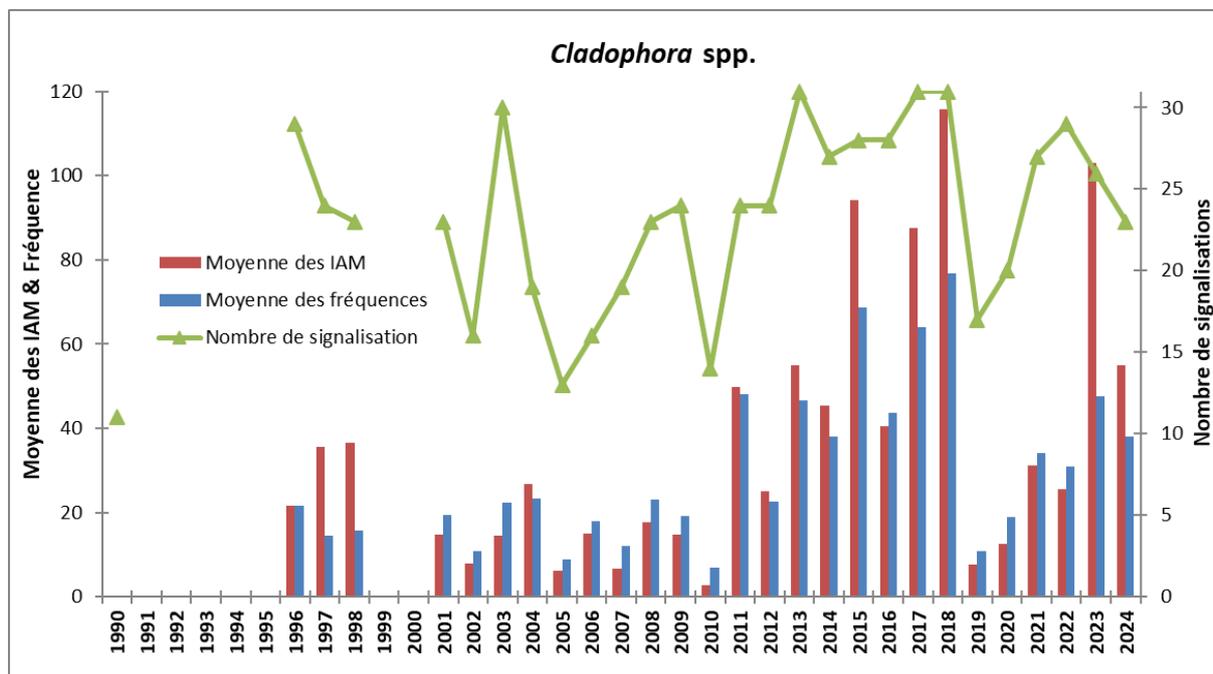


Figure 53 : Evolution de 1990 à 2024 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2022 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Cladophora* spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. Le transect 6 a été déplacé pour devenir le transect 6bis en 2021. (source : Gis Posidonie)

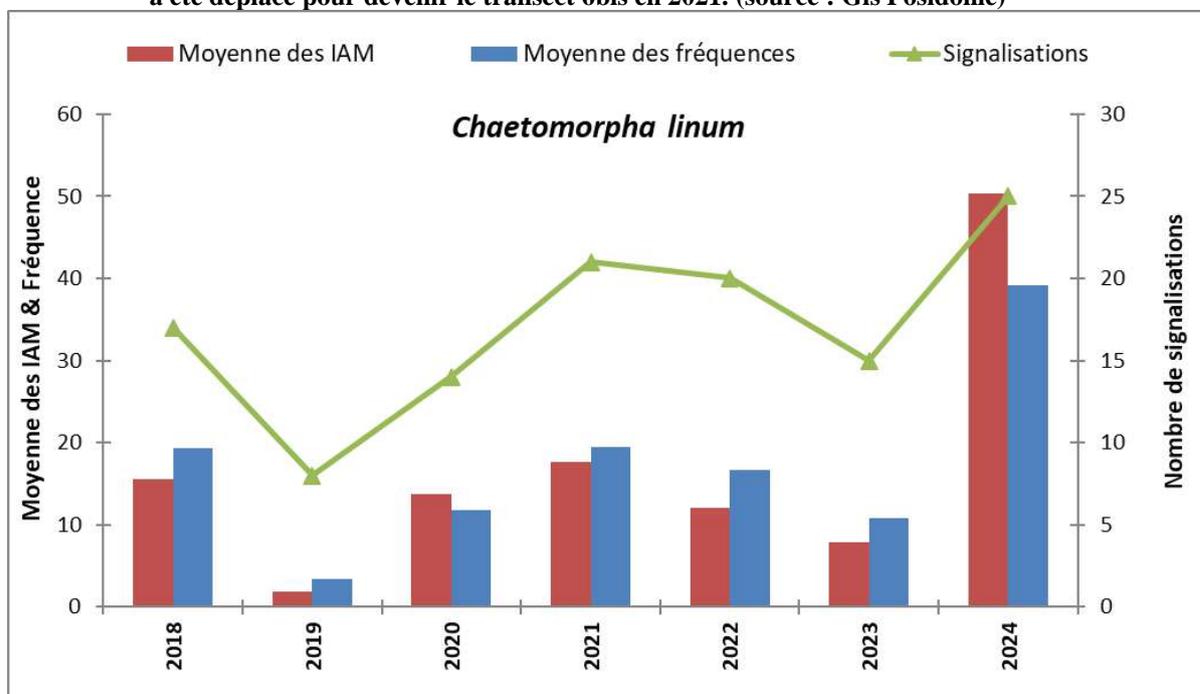
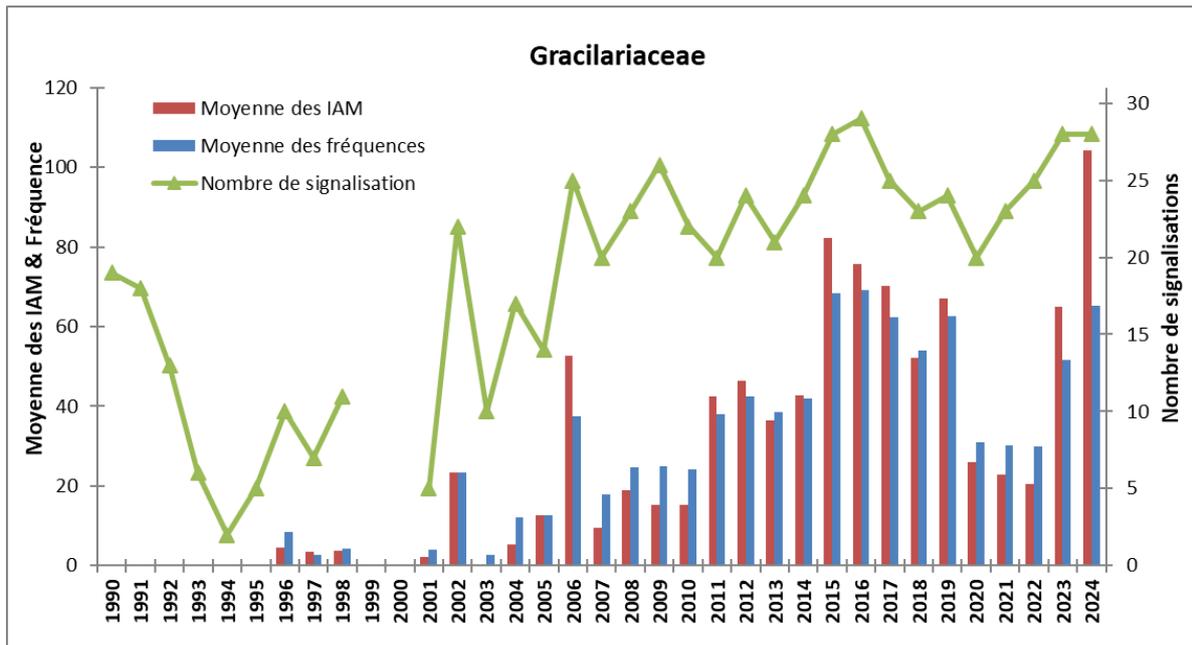
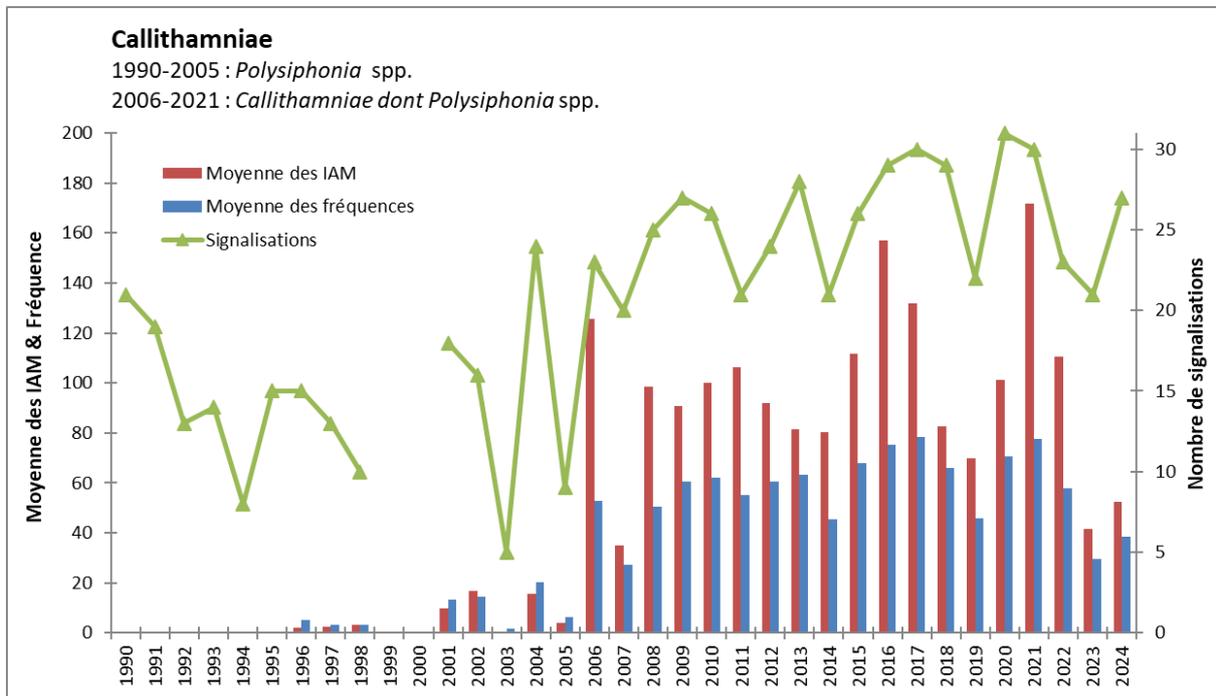


Figure 54 : Evolution de 2018 à 2024 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Chaetomorpha linum*. (Source Gis Posidonie)



**Figure 55 : Evolution de 1990 à 2024 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 56 : Evolution de 1990 à 2024 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)**

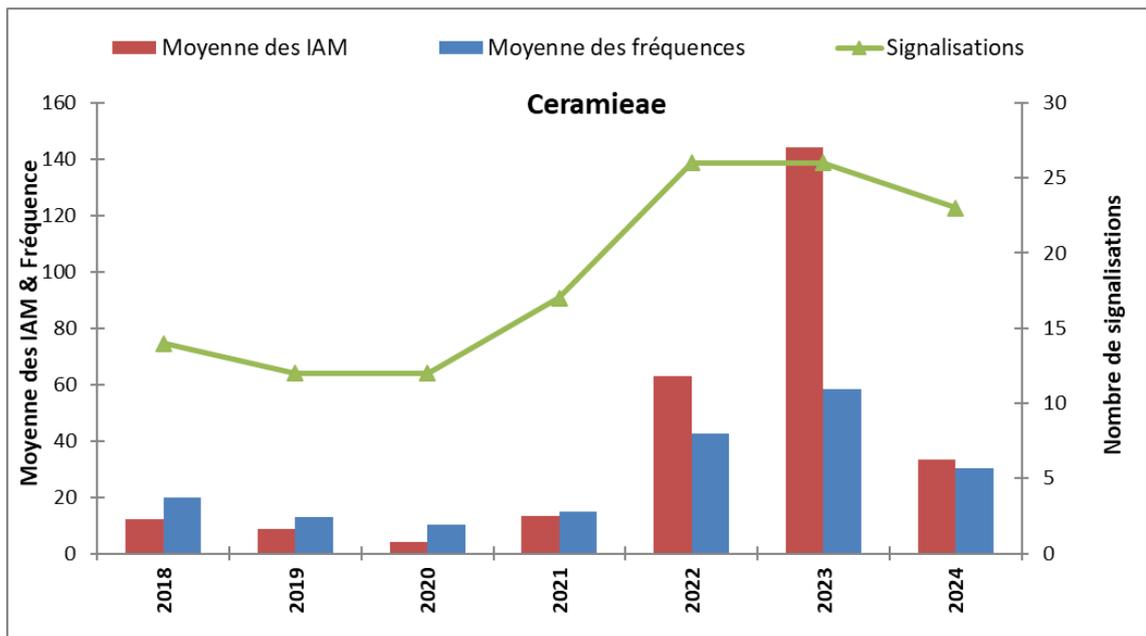


Figure 57 : Evolution de 2018 à 2023 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Ceramieae*. (source : Gis Posidonie)

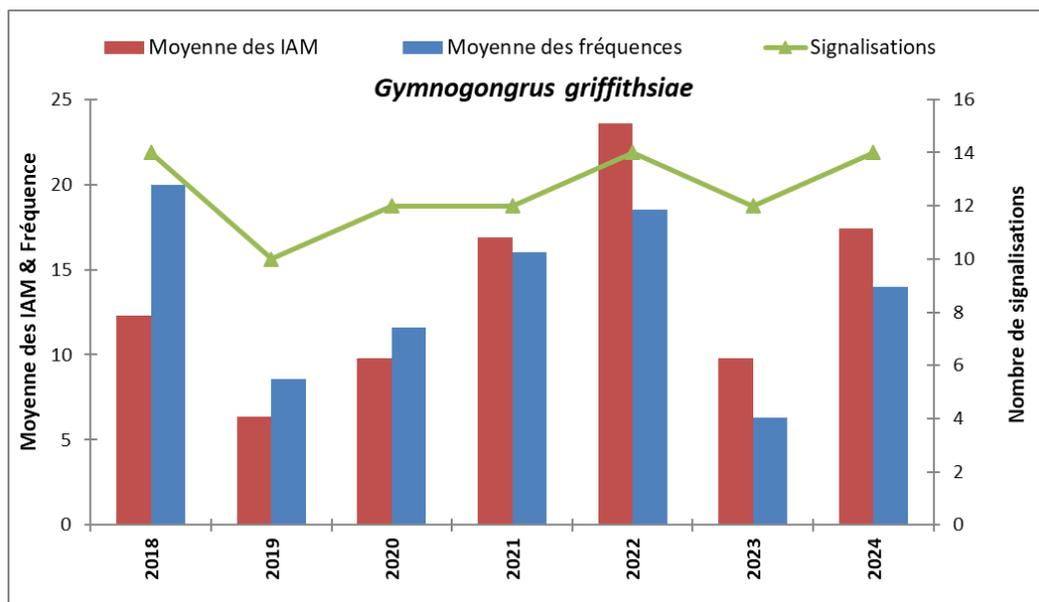


Figure 58 : Evolution de 2018 à 2024 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Gymnogongrus griffithsiae*. (source : Gis Posidonie)

Au cours du suivi, des observations originales ont également été faites. En raison de la salinité plus importante que les années précédentes, de nouvelles espèces de Rhodobiontes ont été observées, parfois présentes en abondance :

- *Dasya sessilis* : première observation dans l'étang de Berre en 2023, c'est une espèce introduite, originaire du Japon et arrivée en Méditerranée probablement pendant les

années 1970 dans la lagune de Thau (Figure 59). L'abondance a doublée et elle est observée sur la côte est et dans tout l'étang de Vaïne.



**Figure 59 : Illustration de *Dasya sessilis* sur la station 26 dans l'étang de Berre en 2023. ©GIS Posidonie**

- *Melanothamnus harveyi* (= *Neosiphonia harveyi*) : déjà signalée dans la zone en 2017. Elle est relativement abondante à certains endroits, plus en profondeur dans l'étang.
- *Grateloupia turuturu* : première observation dans l'étang de Berre en 2023, elle a de nouveau été observée en 2024 à la station 15. C'est une espèce introduite, originaire du Japon et de Corée, et arrivée en Méditerranée probablement pendant les années 1960 dans la lagune de Thau, lors de transferts d'huîtres japonaises (Verlaque, 2001).
- *Grateloupia filicina* : c'est une espèce indigène déjà décrite par Riouall (1973) dans l'étang de Berre, et souvent associée à *Gymnogongrus griffithsiae*. Elle n'a pas été observée en 2024, contrairement à l'année précédente.
- *Yendoa hakodatensis* (anciennement *Lomentaria hakodatensis*) : c'est également une espèce introduite originaire d'Asie (Japon, Corée du Sud) et arrivée en Méditerranée dans les années 60 dans la lagune de Thau (Verlaque, 2001). Elle est présente sur 15 stations dans l'étang en 2024, malgré son caractère nouveau. La dynamique semble

assez proche de celle de *Dasya sessilis*, avec des observations globalement localisées dans le nord-est de l'étang de Berre et dans Vaïne.

- *Radicilingua thysanorhizans* : espèce indigène, elle a déjà été observée entre 1949 et 1959 dans l'étang de Berre (Huvé et Riouall, 1970).
- *Gracilaria bursa-pastoris* : espèce indigène de Méditerranée et déjà observée par Riouall (1973).

## 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 60) 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, possède 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 60 : 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 m<sup>2</sup>) 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 2024, 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 26 juin 2024 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. En 2024, la cartographie a pu être réalisée sur tout l'étang de Berre. Pour compléter la cartographie, des vérités-terrains ont été réalisées par l'intermédiaire d'observations sous-marines.

**En 2024**, on observe une dynamique de colonisation des herbiers active sur l'ensemble des secteurs. **La surface totale d'herbier est ainsi estimée à 59,2 ha.** Les valeurs sont donc les plus importantes depuis les années 70 et la mise en place de la centrale hydroélectrique. La dynamique de progression se fait sur l'ensemble de l'étang (Tableau 2). Si la progression est très faible sur le secteur du bassin de délimonage (nord de l'étang), elle est particulièrement importante dans l'étang de Vaïne ou à la pointe de Berre, où la surface des herbiers a plus que doublée en un an. La progression se fait à partir des taches présentes qui vont s'accroître 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, la pointe de Berre 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. De manière globale, les herbiers présents dans l'étang sont très fragmentés.

**Tableau 2 : Comparaison des surfaces d'herbiers de zostères entre 2017 et 2024, sur différents secteurs de l'étang de Berre.**

<b>Secteur</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>	<b>2021</b>	<b>2022</b>	<b>2023</b>	<b>2024</b>
Pointe de Berre	27 299 m <sup>2</sup>	25 590 m <sup>2</sup>	1 898 m <sup>2</sup>	4 729 m <sup>2</sup>	5 840 m <sup>2</sup>	10 715 m <sup>2</sup>	20 904 m <sup>2</sup>	47 961 m <sup>2</sup>
Figuerolles (côte ouest)	1 146 m <sup>2</sup>	2 407 m <sup>2</sup>	2 597 m <sup>2</sup>	2 058 m <sup>2</sup>	5 799 m <sup>2</sup>	8 444 m <sup>2</sup>	4 730 m <sup>2</sup>	13 764 m <sup>2</sup>
Côte est (Bouquet, sud de l'Arc)	25 196 m <sup>2</sup>	34 893 m <sup>2</sup>	7 632 m <sup>2</sup>	11 072 m <sup>2</sup>	30 778 m <sup>2</sup>	49 303 m <sup>2</sup>	95 659 m <sup>2</sup>	141 897 m <sup>2</sup>
Étang de Vaïne	19 849 m <sup>2</sup>	20 976 m <sup>2</sup>	294 m <sup>2</sup>	9 036 m <sup>2</sup>	11 948 m <sup>2</sup>	33 742 m <sup>2</sup>	61 039 m <sup>2</sup>	129 931 m <sup>2</sup>
Bassin de délimonage	66 558 m <sup>2</sup>	Non disponible	55 891 m <sup>2</sup>	49 555 m <sup>2</sup>	86 105 m <sup>2</sup>	136 793 m <sup>2</sup>	226 599 m <sup>2</sup>	226 969 m <sup>2</sup>
<b>Surface totale</b>	<b>17,93 ha</b>	<b>Non disponible</b>	<b>7,2 ha</b>	<b>8,2 ha</b>	<b>14,7 ha</b>	<b>25,2 ha</b>	<b>42,6 ha</b>	<b>59,2 ha</b>



Figure 61 : Cartographie des herbiers de zostères à la Pointe de Berre en 2024 (photo : image Pleiades 2024, CNES)



Figure 62 : Cartographie des herbiers de zostères à Figuerolles en 2024 (photo : image Pleiades 2024, CNES)

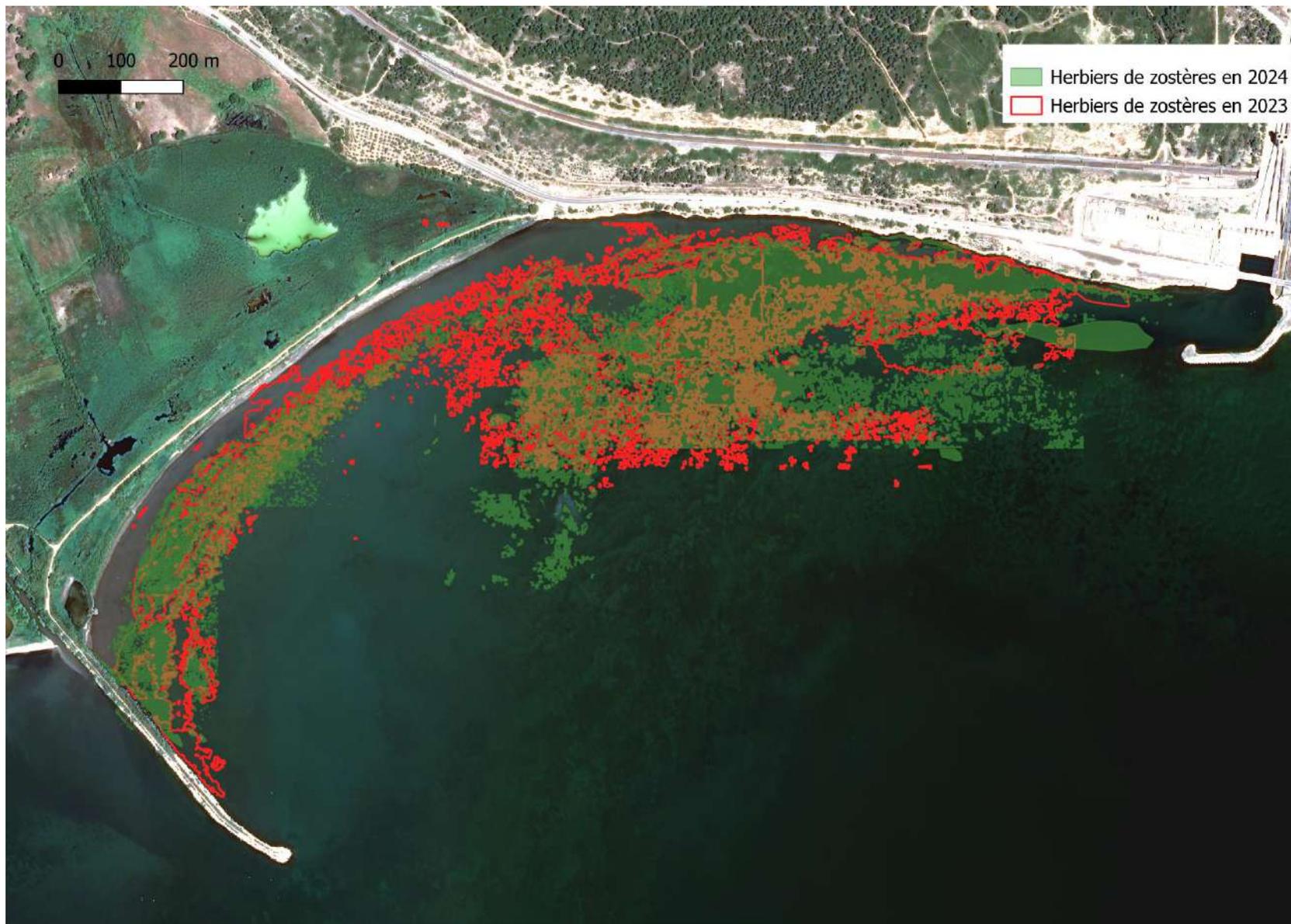


Figure 63 : Cartographie des herbiers de zostères dans le bassin de délimonage en 2024 (photo : image Pleiades 2024, CNES)

### 5.2.3 Actions de restauration des herbiers

Des projets de restauration des herbiers sont en cours dans l'étang de Berre. Le projet Zorro, porté par l'association « 8 Vies pour la planète », est basé sur de la récolte et du semis de graines de *Zostera*. Ce projet, axé sur la restauration de *Zostera marina*, a permis l'émergence de taches sur différents secteurs.

En 2024, le Gipreb a également réalisé une opération de transplantation de *Zostera noltei*, en lien avec des partenaires scientifiques internationaux. Les transplantations ont été effectuées à partir de mottes de zostères de 10 cm de diamètre prélevées dans le bassin de délimonage. La surface prélevée était de 10 m<sup>2</sup>, soit environ 1 200 mottes. Les mottes ont été transplantées sur la côte est (site de Bouquet) et dans le bassin de Batidou à la pointe de Berre. La méthode employée lors de ces transplantations expérimentales a montré un succès rapide après 4 mois de suivi. La majorité des transplants ont pu survivre et se développer sur les sites visés pour le renforcement des herbiers de *Zostera noltei*, et ont même fortement étendu leur surface. La surface à T+4 mois par rapport à la surface transplantée (et donc l'effort investi) semble pour le moment particulièrement intéressant. On estime la surface finale entre 300 et 400 m<sup>2</sup>. De plus, la colonisation immédiate des transplants par des espèces inféodées aux herbiers et des espèces pêchées, montre l'effet écosystémique déjà joué par les transplants. Cependant, il est primordial de noter que le recul actuel (4 mois) n'est absolument pas suffisant pour conclure de manière définitive sur la réussite de cette opération test. Des inconnues restent présentes : l'effet de la saison hivernale sur la survie des transplants, le gain en surface des herbiers transplantés par rapport à la croissance des herbiers naturels, et la part des services écosystémiques rendus par les herbiers transplantés par rapport aux herbiers naturels. Ces résultats préliminaires restent cependant très encourageants. Ce projet va se poursuivre en 2025 et au-delà, avec des surfaces transplantées supérieures (30 m<sup>2</sup>), une diversification des espèces (*Zostera marina* et *Cymodocea nodosa*), et sur de nouveaux secteurs.

## 5.3 Synthèse

Les espèces de macrophytes ont réagi différemment aux conditions du milieu selon les espèces considérées. Les résultats du suivi de 2024 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 chaetomorphes ou encore les entéromorphes, ce qui témoigne d'un **écosystème toujours eutrophisé**. Cependant, en 2024, on note une forte présence des gracilaires. De nouvelles espèces ont également été signalées pour la première fois, notamment des espèces à affinité marine.

Les zostères, qui avaient montré une forte régression à la suite de la crise écologique de 2018, sont en progression. Leur surface atteint dorénavant 59,2 ha. Il s'agit de la plus grande surface mesurée depuis leur quasi disparition (1,2 ha en 1990). 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, la pointe de Berre ou vers l'anse du Ranquet, on commence à voir des taches se rejoindre et des herbiers se former. Cette dynamique de progression laisse espérer, si elle se poursuit, le retour de véritables herbiers continus 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. Les projets de restauration en cours vont permettre d'accélérer cette dynamique en favorisant une colonisation spatiale.



© Steven Weinberg

## 6 – ÉTANG 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 7 et 18) d'une superficie de 578 ha et d'une profondeur moyenne de 1,5 mètre et d'un volume de 8.3 millions de m<sup>3</sup>. 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 communication. Son « isolation » hydraulique a été progressive et de par sa position attributaire de la Cadière, le milieu aquatique s'est progressivement eutrophisé et dégradé. La Cadière, avec son apport important d'eau douce (débit annuel : 20-45 hm<sup>3</sup>) et son bassin versant (environ 74 km<sup>2</sup>) 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 aquatique 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 (NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, NH<sub>4</sub>), Phosphate (PO<sub>4</sub>), 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 m<sup>2</sup>.

Préalablement au nombre de 10 stations sur la colonne d'eau (paramètres colonne d'eau) et de 4 (macrofaune) stations, le suivi est effectué depuis 2020 sur 3 stations pour les deux compartiments (Figure 64). L'effort d'échantillonnage a été réduit à trois stations en

raison d'une homogénéité spatiale des valeurs. Ce suivi a pour objectif de caractériser et d'identifier l'évolution de cet habitat lagunaire.

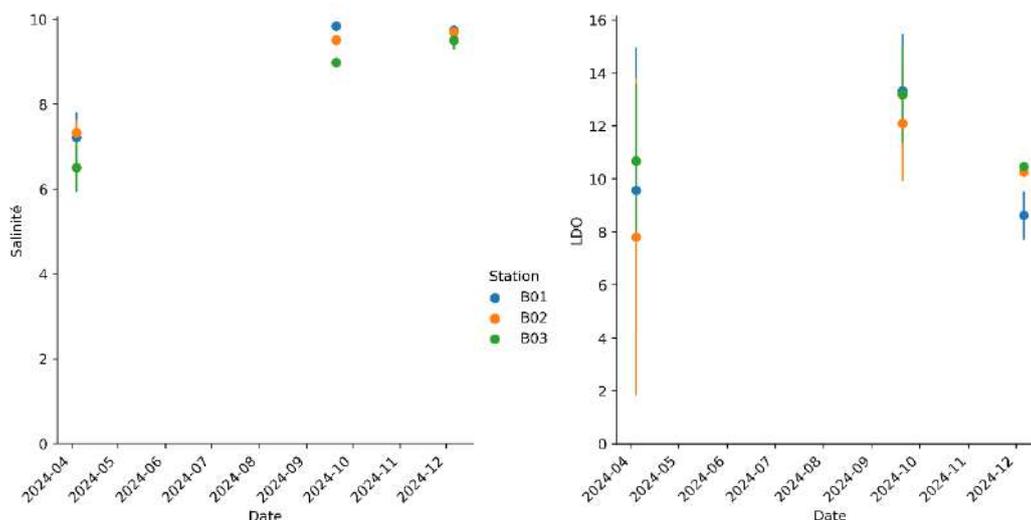


**Figure 64 : Cartographie des points d'échantillonnage sur l'étang de Bolmon**

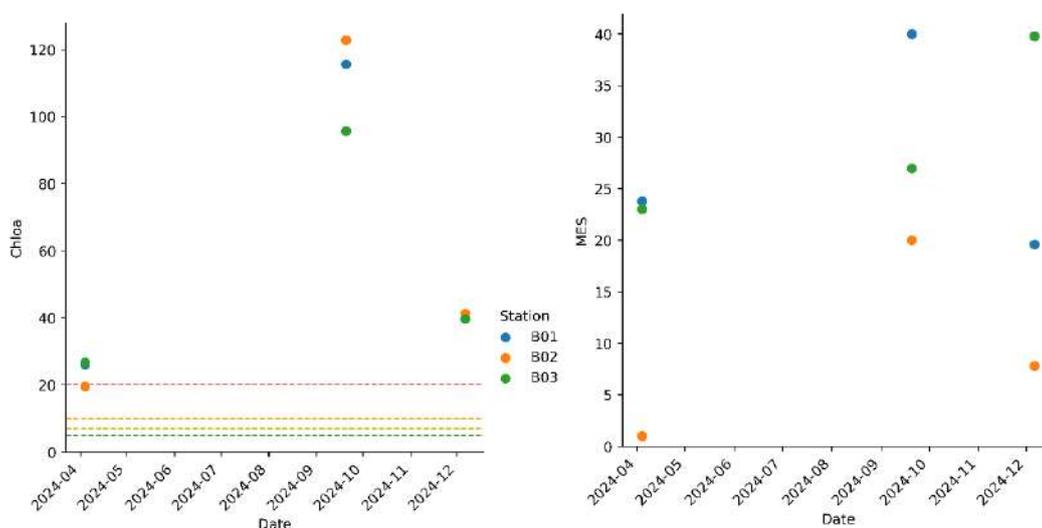
## 6.2 Résultats du suivi 2024

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 de l'eau a varié entre 4°C (janvier 2024) et 31°C (août 2024). La salinité est restée assez basse, en-dessous de 10 toute l'année 2024. En 2023, elle avait pu atteindre 18 en fin d'été. En 2024, les apports d'eaux douces plus importants par la Cadière ont limité les variations de salinité. Pour ce qui est de l'oxygène dissous, sur les trois points de suivi, l'oxygénation a été bonne, toujours supérieure à 8 mg.L<sup>-1</sup>. Le seuil de risque hypoxique correspondant à 2 mg.L<sup>-1</sup>, n'a pas été atteint (Figure 65).

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 le caractère eutrophe du milieu. Les divers indices (Shannon, AMBI et M-AMBI), n'ont, par conséquent, pas pu être calculés. Seuls quelques individus de *Nereis* ont pu être observés sur le point B01 situés en face de la bourdigue de Châteauneuf-les- Martigues.



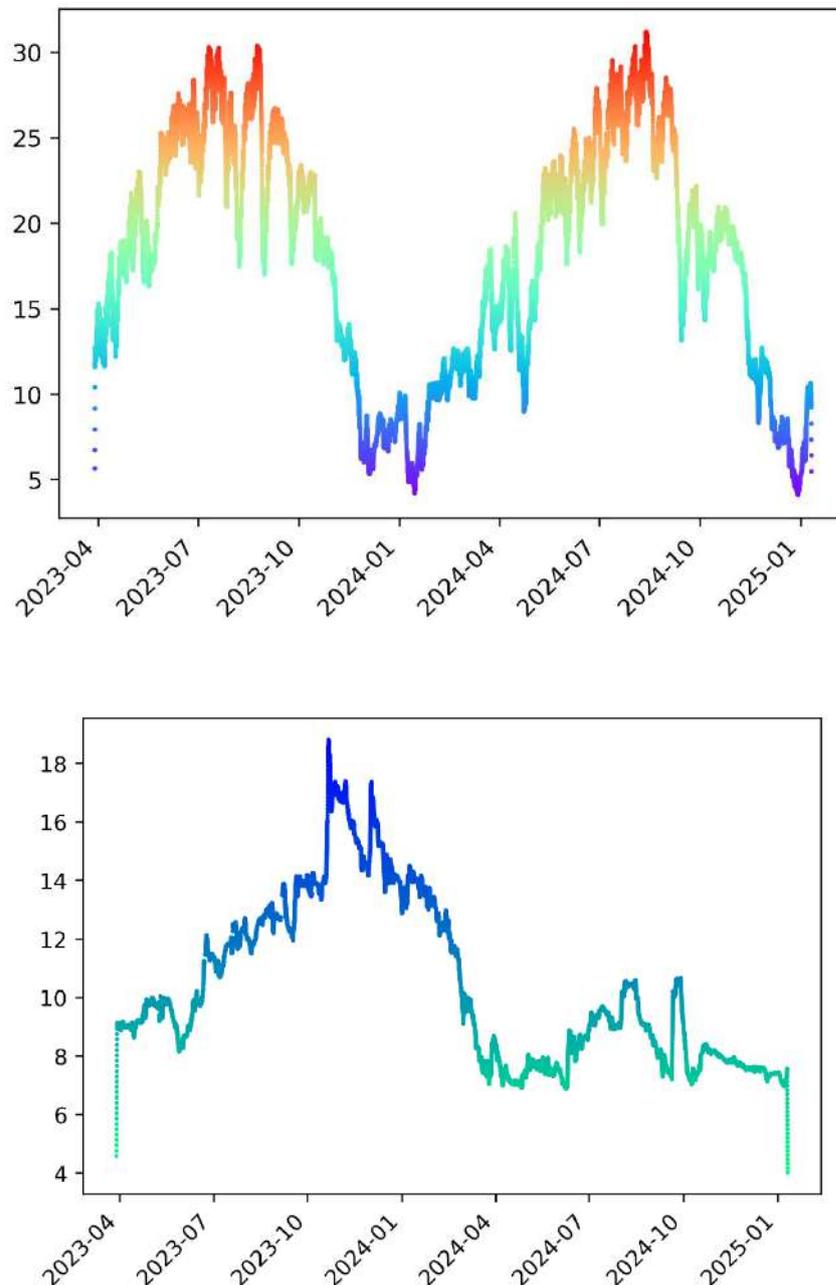
**Figure 65 : Salinité et concentration en oxygène dissous (mg.L<sup>-1</sup>) sur les trois stations du suivi de l'étang de Bolmon en 2024.**



**Figure 66 : Concentration en chlorophylle a (mg.L<sup>-1</sup>) et concentration en matières en suspension ( mg.L<sup>-1</sup>) sur les trois stations du suivi de l'étang de Bolmon en 2024.**

En 2022, dans le cadre de la DCE (2021), l'étang de Bolmon a été classé en état «mauvais » sur tous les paramètres sauf la chimie de l'eau (§ 7.2). Les données acquises au cours de l'année 2024 vont dans le même sens. Les valeurs de chlorophylle a sont très élevées (>20 mg.L<sup>-1</sup>) et supérieures au seuil de bonne qualité de la DCE. Pour rappel, elles sont exceptionnellement supérieures à 10 dans l'étang de Berre. Les matières en suspension sont aussi très élevées (Figure 66) en lien avec la facile remise en suspension et la forte production primaire. Cette forte production primaire se traduit aussi par des valeurs moindres de

transparence de l'eau (disque de Secchi) avec 10 cm de profondeur en janvier et au maximum et environ 0,50 m de moyenne en septembre.



**Figure 67 : Graphique de température (en haut en °C) et de salinité (en bas) dans l'étang de Bolmon entre avril 2023 et janvier 2025**

Dans le cadre de l'étude ROCHSED (IFREMER, 2025), des analyses de contamination des sédiments ont eu lieu sur un point dans l'étang de Bolmon. Le seuil de contamination écotoxicologique minimal est dépassé pour l'ensemble des métaux lourds et des contaminants organiques mesurés.

## 7 - AUTRES PROJETS SCIENTIFIQUES

---

### 7.1 Projets de recherche et thèses en cours

#### 7.1.1 Thèse de Louison Huchet

Louison Huchet, doctorant de l'université de Nîmes, mène depuis septembre 2022 une thèse de doctorat au sein du laboratoire CHROME sous la direction de Sylvain Rigaud et Isabelle Techer. Son projet de thèse vise à 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 ces lagunes. Ces travaux sont conduits sur les étangs du Prévost (2.5 km<sup>2</sup>, Palavas-les-Flots/Villeneuve-lès-Maguelone) et de Bolmon (5.8 km<sup>2</sup>, Marignane/Châteauneuf-les-Martigues).

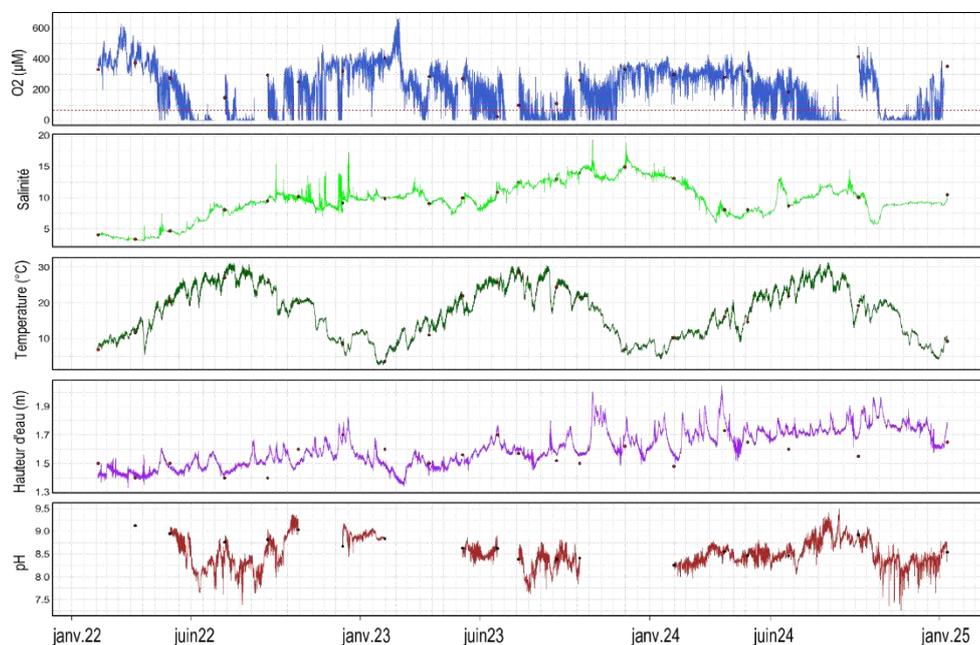
Les objectifs sont :

- 1) Caractériser les conditions physicochimiques et hydrodynamiques (température, salinité, oxygène, pH, potentiel redox, hauteur d'eau, courants) actuelles de la colonne d'eau et d'en prédire leurs évolutions futures en lien avec les forçages hydro climatiques.
- 2) Reconstituer l'historique de la pollution chimique des sédiments et identifier la nature, l'origine et la mobilité de ces polluants.
- 3) Identifier et quantifier les processus biogéochimiques qui contrôlent la mobilité et le transfert des polluants à l'interface eau-sédiment dans les conditions physicochimiques actuelles, et de prédire le devenir selon les différents scénarios d'évolution future de ces conditions.

Objectif 1 : Évaluation des conditions actuelles de la colonne d'eau et prévisions sous l'effet des changements hydroclimatiques et des mesures de réhabilitation

Les actions conduites à ce jour sur l'étang du Bolmon, ont permis la mise en place du suivi continu in situ haute résolution, des conditions physicochimiques dans la colonne d'eau (Figure 68). Ces chroniques permettent de mettre en évidence différentes tendances avec des cycles

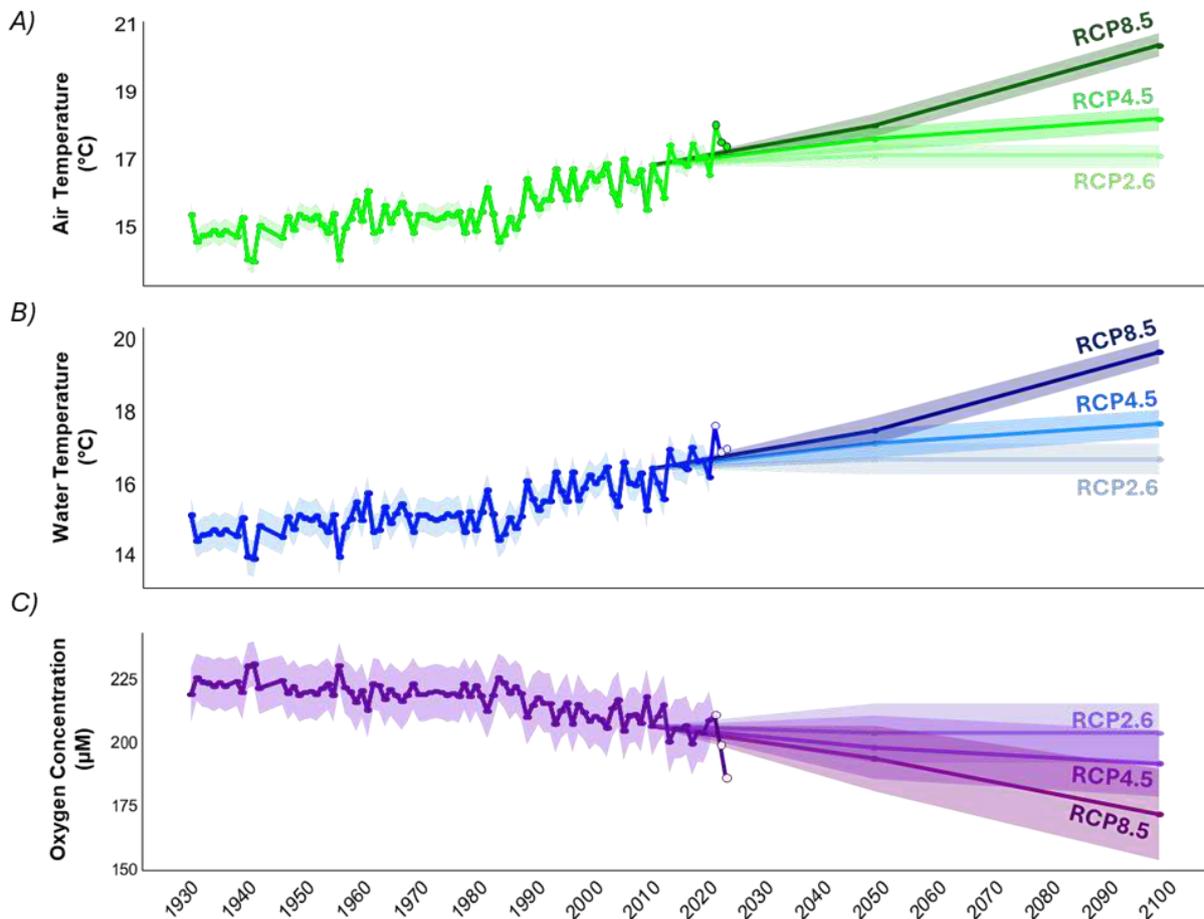
saisonniers, journaliers et certains évènements ponctuels, sous l'action des facteurs météorologiques.



**Figure 68 : Chronique temporelle haute fréquence (15 minutes) des conditions physico-chimiques dans l'étang du Bolmon entre février 2022 et janvier 2025. (Données L. Huchet)**

Les données haute fréquence ont permis d'entraîner des modèles statistiques afin d'étudier l'influence des facteurs externes sur la température et l'oxygène dans l'étang de Bolmon. La température est apparue comme le principal facteur, bien que pour l'oxygène d'autres facteurs ont été identifiés. En utilisant l'historique des températures de l'air et les projections climatiques futures, les modèles ont permis d'estimer l'évolution de la température et de l' $O_2$  de l'eau entre 1930 et 2100. Les résultats montrent une augmentation de la température de l'eau, qui s'accroît à partir de 1985, et qui atteindra jusqu'à  $+2,5^{\circ}C$  en 2100, associé à une diminution de l'oxygène allant jusqu'à  $-26 \mu M$ , des valeurs dépassant celles observées au cours du siècle dernier (Figure 69).

Ces changements sont plus marqués que ceux attendus en Méditerranée ouverte, mettant en évidence une vulnérabilité accrue des lagunes côtières peu profondes au réchauffement climatique. Enfin, la hausse des températures et la baisse de l'oxygène entraîneront une augmentation des périodes de stress pour les organismes aquatiques, particulièrement en été. Ces résultats soulignent la nécessité d'adapter la gestion de ces écosystèmes pour limiter les effets du changement climatique et préserver leur équilibre écologique. Ces résultats sont en cours de soumission pour publication.



**Figure 69 :** Évolution passée et future de la température de l'air, de l'eau et de l'oxygène dissous dans la lagune de Bolmon (1930-2100), avec les valeurs mesurées pour 2022-2024 et les projections selon les scénarios RCP2.6, RCP4.5 et RCP8.5.

Objectif 2 : Historique de la pollution des sédiments

Un carottage profond a été réalisé pour reconstituer l'historique de la contamination des sédiments de l'étang du Bolmon. L'analyse des phases dissoutes, solides et liées aux oxydes, met en évidence un profil de contamination particulier. Si certains éléments ne montrent pas de tendance marquée, les concentrations de P, Cu, Zn, Cd, Sn, Sb et Pb augmentent fortement dans les 20 premiers centimètres de la colonne sédimentaire, atteignant ou dépassant les seuils écotoxicologiques (ERL). Cette évolution s'accompagne de modifications notables de la matière organique : augmentation du %C et du %N en surface et diminution du  $\delta^{13}\text{C}$ . À l'inverse, l'arsenic se distingue par une forte baisse de contamination sur la même période. Ces observations suggèrent un changement dans le fonctionnement de la lagune au cours du temps. Les premières estimations de la datation radiométrique indiquent un taux de

sédimentation moyen de 3 mm/an (en cours de précision), situant l'accélération de la contamination et des marqueurs de l'eutrophisation aux alentours des années 1950. Des recherches complémentaires sont en cours pour identifier les causes exactes de cette évolution.

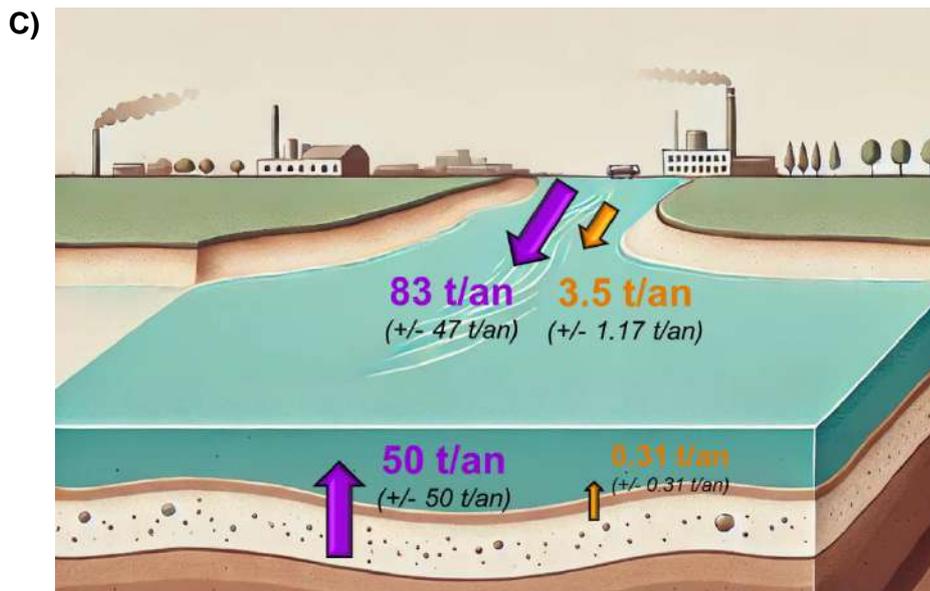
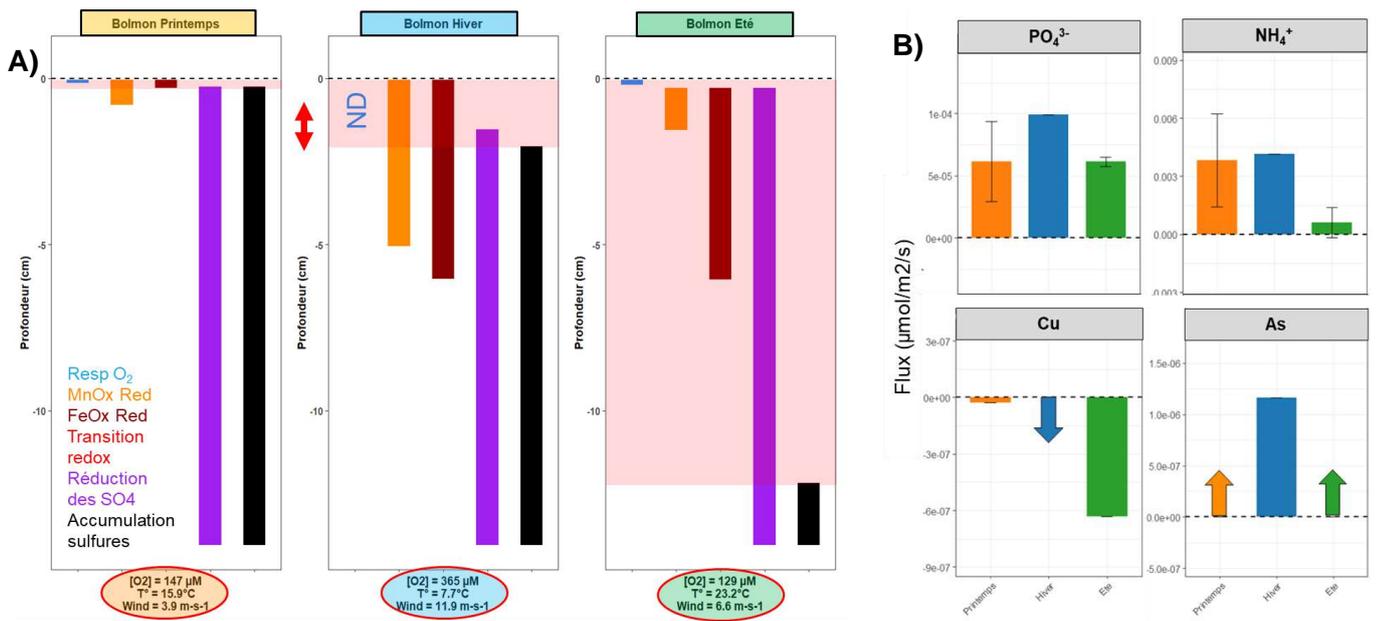
### Objectif 3 : Dynamiques biogéochimiques des polluants

#### - Expérimentation :

Trois campagnes de carottage saisonnières (hiver, printemps et été) ont été menées afin d'acquérir des données sur les conditions physico-chimiques des sédiments (pH, salinité, potentiel redox) et les concentrations de certains éléments chimiques ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{tCO}_2$ , Mn, Fe, As, U). Ces analyses permettent d'évaluer l'influence des variations saisonnières de la colonne d'eau sur la dynamique des processus biogéochimiques sédimentaires. L'étude a permis de quantifier les flux à l'interface eau-sédiment, d'identifier la structuration spatiale des processus biogéochimiques au sein des sédiments et d'estimer, de manière préliminaire, la contribution des sédiments aux flux de contaminants (nutriments et éléments traces métalliques, ETM) dans le bilan de masse global du lagon. Les premiers résultats suggèrent :

- 1) Une forte variabilité spatiale et temporelle des processus biogéochimiques, principalement contrôlée par la concentration en oxygène de la colonne d'eau, ainsi que par la quantité et la qualité de la matière organique disponible, avec un impact particulièrement marqué lors de l'été 2024 (Figure 70 A)
- 2) Un double rôle des sédiments de l'étang du Bolmon, agissant à la fois comme puits pour le cuivre (Cu) et comme source pour le phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) et l'arsenic (As) (Figure 70 B).
- 3) Une contribution significative des flux diffusifs de nutriments depuis les sédiments au bilan de masse global du lagon, ces apports étant comparables à ceux des sources connues telles que la rivière la Cadière (Figure 70 C).

Ces premiers résultats soulignent l'importance des interactions entre la colonne d'eau et le compartiment sédimentaire dans la dynamique biogéochimique de l'étang du Bolmon, et mettent en évidence le rôle des sédiments dans la redistribution des contaminants et des nutriments au sein du système lagunaire, contribuant potentiellement au maintien du mauvais état écologique de l'étang.



**Figure 70 :** A) Organisation spatiale des processus biogéochimiques dans les sédiments, B) Flux diffusifs à l'interface eau-sédiment et C) Estimation préliminaire du bilan de masse global de l'étang du Bolmon

- Modélisation :

Le projet de thèse intègre également un volet dédié à la modélisation biogéochimique, développé dans le cadre d'une collaboration franco-norvégienne avec le Norwegian Institute for Water Research (NIVA) à Oslo. À la suite d'une première formation réalisée lors d'un séjour au sein du laboratoire en octobre 2023, l'implémentation du modèle sur les données de l'étang du Bolmon est en cours. L'objectif de cette approche est de dépasser les limitations inhérentes aux analyses expérimentales en quantifiant avec une résolution temporelle accrue les flux à l'interface eau-sédiment. La modélisation permettra également d'anticiper l'évolution de ces échanges en réponse aux forçages climatiques et anthropiques, offrant ainsi un outil prédictif pour l'évaluation des impacts environnementaux futurs.

### 7.1.2 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 sur le suivi de l'étang de Berre par télédétection couleur de l'eau.

#### **Contexte et Objectifs**

L'étang de Berre est un écosystème lagunaire soumis à des pressions anthropiques importantes, incluant les rejets industriels (canal hydroélectrique EDF), l'urbanisation et l'eutrophisation, nécessitant un suivi rigoureux pour répondre aux objectifs de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) (Derolez et al., 2021). L'imagerie satellitaire constitue un outil très attractif pour surveiller la qualité de l'eau en fournissant une vision synoptique et une fréquence d'observation élevée, permettant d'estimer notamment la concentration en chlorophylle-a (CHL), les matières en suspension (MES) et la température de surface de l'eau (SST) (Gholizadeh et al., 2016; Papathanasopoulou et al., 2019). Toutefois, plusieurs défis limitent l'efficacité des produits satellitaires, notamment la correction atmosphérique en milieu côtier plus complexe (Ogashawara et al., 2017), la contamination du signal par le fond en raison de la faible profondeur (Albert et al., 2003; Giardino et al., 2019; Kutser et al., 2020), les effets d'environnement et de sunglint (Tavares et al., 2021).

## **2. Évaluation des produits satellitaires existants**

L'évaluation des produits issus du capteur Sentinel-3 Ocean and Land Colour Instrument (S3-OLCI) et du capteur ENVISAT - Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) a permis de quantifier les performances et limites des algorithmes d'inversion actuellement disponibles pour la lagune de Berre. Les résultats ont montré que l'algorithme OC5 (Gohin, 2011) appliqué aux images S3-OLCI permettait d'estimer la CHL avec une erreur avoisinant 80 %, tandis que l'estimation des MES montrait une erreur plus élevée, atteignant 142 % (Gohin, 2011). Ces erreurs sont en grande partie attribuables aux limites des corrections atmosphériques utilisées (BAC pour OC5 et AAC pour les produits standards chl\_nn et tsm\_nn), ainsi qu'à la contamination par le fond dans les eaux peu profondes (Giardino et al., 2019).

Concernant la SST, l'évaluation du produit MODIS-SST-DAY a révélé une erreur relative d'environ 6 %, bien que la comparaison entre la température de surface et celle mesurée in situ (à 50 cm de profondeur) entraîne un biais systématique de l'ordre de 8 % (Pahlevan et al., 2021).

## **3. Développement d'un Produit Amélioré pour Sentinel-2 MSI**

Face aux limites des produits existants, une nouvelle chaîne de traitement a été développée spécifiquement pour Sentinel-2 MSI, qui offre une résolution spatiale de 20 m, mieux adaptée au suivi des lagunes côtières.

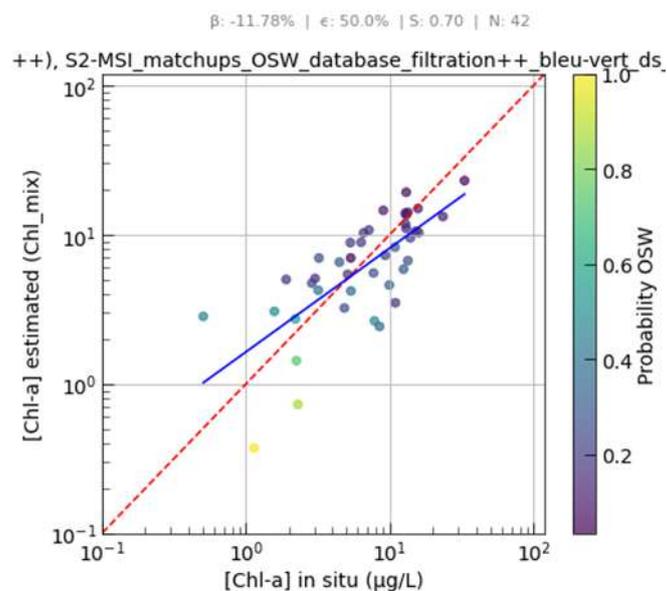
L'évaluation des algorithmes de correction atmosphérique a montré que Sen2Cor (Louis et al., 2016; Müller-Wilm et al., 2013), combiné à une correction de similarité (Sen2Cor\_SC) qui réduit les effets du sunglint et les effets d'environnement (Ruddick et al., 2005; Ruddick et al., 2006; Sterckx et al., 2011, 2015), permettait de réduire l'erreur relative à moins de 25 % sur les bandes visibles et proche-infrarouge. L'algorithme ACOLITE (Vanhellemont & Ruddick, 2016, 2018, 2021) a également été testé avec et sans correction de glint, mais a montré des performances légèrement inférieures à celles de Sen2Cor\_SC.

L'inversion des concentrations en CHL et MES a été réalisée d'abord in-situ à l'aide d'algorithmes empiriques, semi-empiriques et semi-analytiques, dont le choix a été basé sur la littérature (Gilerson et al., 2010; Han et al., 2016; Lee et al., 1998, 1999; Mishra & Mishra, 2012; Moses et al., 2009; Nechad et al., 2010; Novoa et al., 2017; Ondrusek et al., 2012; O'Reilly & Werdell, 2019; Siswanto et al., 2011). Les résultats montrent que les algorithmes empiriques tendent à surestimer ces concentrations (>40 % pour la CHL, >30 % pour la MES), tandis que le modèle semi-analytique de Lee et al., (1998, 1999) sous-estime ces

concentrations en attribuant une part trop importante du signal mesuré à la réflectance du fond.

Un algorithme probabiliste de détection des pixels influencés par le fond, OSWPA (Optically Shallow Water Probability Algorithm), a ensuite été développé. Cet algorithme repose sur une base de spectres simulés avec le modèle de Lee et al. (1998) et utilise des ratios de bande dans le bleu/vert et le rouge/proche infrarouge pour attribuer un score de contamination à chaque pixel.

.Une fois la chaîne de traitement développée pour S2-MSI (correction atmosphérique Sen2Cor + correction de similarité + algorithme OSWPA), les algorithmes d'inversion pour la CHL ont été appliqués à différentes images satellitaires S2-MSI traitées par la chaîne de traitement. L'application d'une approche hybride combinant l'algorithme empirique de Gilerson et al. (2010) et l'algorithme semi-analytique de Lee et al. (1998, 1999) avec OSWPA a permis d'améliorer la restitution des concentrations en CHL, réduisant l'erreur à environ 50 %, surpassant les performances des produits existants pour S3-OLCI (Figure 71).

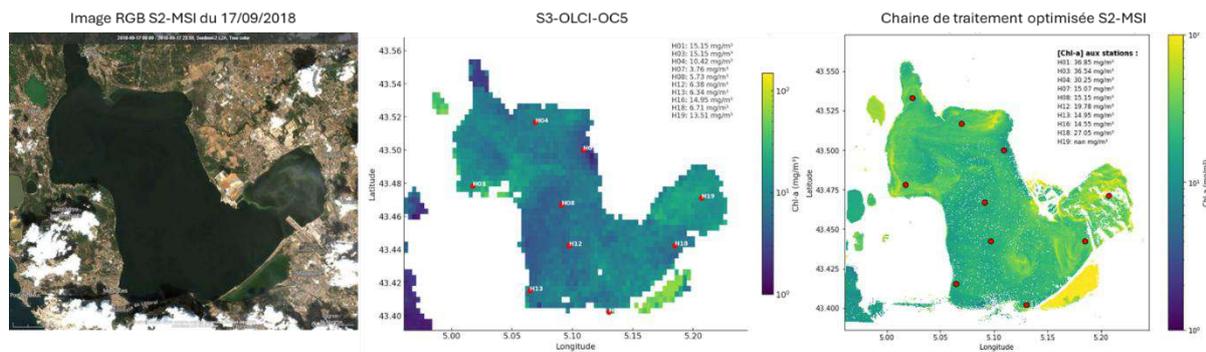


**Figure 71 : comparaison entre les estimations satellitaires de chlorophylle-a (CHL-a) obtenues à l'aide du modèle mixte (Chl\_mix) et les mesures in situ correspondantes. Chl\_mix combine la réponse obtenue par l'algorithme Gilerson1 combinée à l'algorithme de Lee (OSW) selon une moyenne pondérée prenant comme poids la réponse d'OSWPA.**

La validation de cette nouvelle chaîne de traitement a démontré qu'elle surpassait les performances des produits existants pour S3-OLCI, offrant à la fois une meilleure précision et une résolution spatiale plus fine. Pour illustrer cette amélioration, une cartographie de la CHL obtenue avec la chaîne de traitement optimisée pour S2-MSI a été comparée au produit S3-

OLCI OC5 lors d'un épisode de crise écologique survenu en septembre 2018 est présentée (Figure 72).

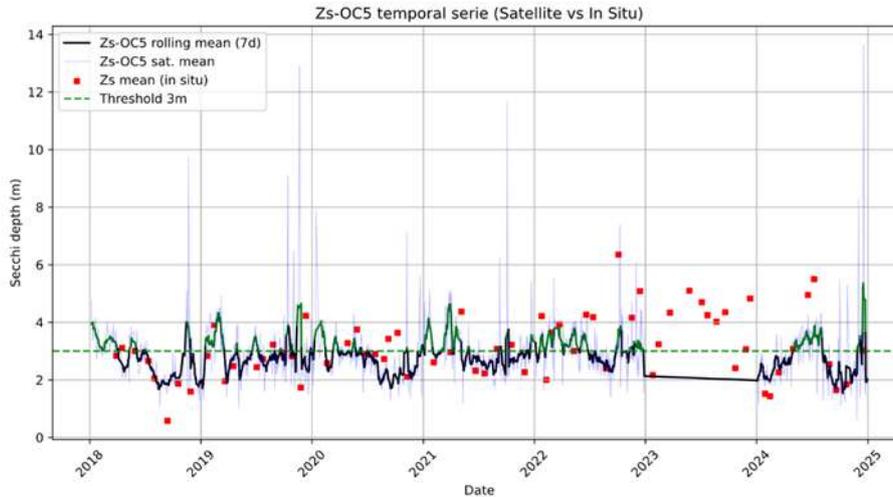
Cette comparaison met en évidence la capacité du produit S2-MSI à détecter plus finement les gradients de concentration, grâce à sa résolution spatiale plus élevée. De plus, il permet une meilleure restitution des concentrations réelles observées au cours de cet événement, renforçant ainsi sa pertinence pour le suivi environnemental des lagunes côtières.



**Figure 72** : de gauche à droite : A) image RGB S2-MSI du 17/09/2018, en pleine crise écologique de l'étang de Berre. B) Cartographie de la concentration en chlorophylle-a (CHL) le 17/09/2018 obtenue à partir du produit S3-OLCI OC5. C) Cartographie de la concentration en chlorophylle-a (CHL) le 17/09/2018 obtenue à partir de la chaîne de traitement optimisée pour S2-MSI. L'algorithme d'inversion utilisé est l'algorithme Chl\_mix (moyenne pondérée des algorithmes de Gilerson1 et Lee-OSW).

## Perspectives et Travaux Futurs

Les prochaines étapes du projet consisteront à produire des séries temporelles multi-satellites robustes des principaux paramètres de qualité des eaux (CHL, MES, SST et transparence de l'eau). L'exploitation des séries temporelles permettra d'analyser les dynamiques spatio-temporelles et d'évaluer l'impact des actions de gestion du GIPREB sur l'amélioration de la qualité de l'eau. A cet égard, l'exploitation des séries temporelles du produit Zs-OC5 (2018-2025) a déjà permis de confirmer plusieurs tendances mises en évidence par les mesures in-situ, notamment une amélioration progressive de la transparence de l'eau depuis 2018 jusqu'à fin 2022, attribuée aux actions de gestion mises en place sur l'étang de Berre (Figure 73).



**Figure 73 : série temporelle de la profondeur de Secchi (Zs) moyennée journalièrement sur l'étang obtenue à partir du produit satellitaire Zs\_OC5 (courbe noire/verte) et à partir des mesures in situ (points rouges). La courbe représente une moyenne glissante sur 7 jours. La partie verte de la courbe représente les périodes pour lesquelles la profondeur « seuil » de 3 m visée par le GIPREB est respectée, tandis que la partie noire représente les périodes où cette profondeur seuil n'est pas atteinte. L'année 2023 est manquante car en cours de traitement par la société ACRI-ST.**

### 7.1.3 Autres projets

- Le Projet CABECOUCO prend la suite du projet CONNECT-MED 2 (IFREMER). Le projet CABECOUCO est une collaboration avec le Parc Marin de la Côte Bleue, le Parc National des Calanques et Ifremer. Il vise à étudier la connectivité d'espèces de poissons migrateurs (loup, daurade, ...) entre les lagunes et la mer. Ce projet est financé dans le cadre d'un FEAMPA (GALICA). Des agents des trois structures gestionnaires ont été formés au marquage et en 2024, 82 poissons ont ainsi pu être marqués sur les trois territoires. Le réseau d'hydrophones, qui permet de détecter les passages des poissons marqués, a également été densifié sur l'aire d'étude. En 2025, les marquages vont se poursuivre, et en 2026, les analyses de données vont débuter.

- 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. Ce projet s'est arrêté en fin d'année 2024.

- Le projet de reconnexion hydraulique de l'étang de Bolmon est porté par le Gipreb en partenariat avec la Métropole Aix-Marseille et le Conservatoire du Littoral. Il vise à remettre en fonctionnement les bourdigues et fenêtres, devrait voir le jour fin 2025, après la fin des études réglementaires et un prestataire retenu. Le flux d'eaux à travers les bourdigues sera contrôlé pour limiter le sens de Berre vers Bolmon pour éviter une dégradation du secteur du Jai.

## 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 Vaïne, 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 3). 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 3 : 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
<b>Etat écologique</b>	<b>2021</b>	<b>2021</b>	<b>2021</b>
Phytoplancton	<b>2021</b>	<b>2021</b>	<b>2021</b>
Macrophytes	<b>2021</b>	<b>2021</b>	<b>2021</b>
Macrofaune benthique	<b>2021</b>		
Physico-chimie	<b>2021</b>	<b>2021</b>	<b>2021</b>

<b>Etat chimique</b>	<b>2021</b>		
Chimie eau	<b>2021</b>		<b>2021</b>
Chimie matière vivante	<b>2021</b>		
<b>Etat DCE</b>	<b>2021</b>	<b>2021</b>	<b>2021</b>

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 2024

En 2024, les conditions météorologiques ont été marquées par le retour d'une pluviométrie classique après les deux dernières années de sécheresse. L'année 2024 marque aussi le début d'un nouveau protocole de rejet pour EDF suite à un accord avec le Gipreb, dans le cadre d'une médiation pénale. Cet accord prévoit une saisonnalité dans les rejets avec notamment un arrêt des rejets entre les mois d'avril et de septembre tout en maintenant des contraintes sur la salinité tout au long de l'année. En 2024, les apports par la centrale hydroélectrique ont été de 1099 hm<sup>3</sup>. Ces apports ont été principalement réalisés entre janvier et mars et en fin d'année. De forts épisodes pluviaux vont aussi engendrer des crues des rivières, notamment au printemps et à l'automne.

Cette saisonnalité marquée dans les apports, va avoir plusieurs conséquences sur l'écosystème :

- Une salinité qui va augmenter depuis le printemps et se maintenir élevée tout l'été puis diminuer avec la reprise des rejets en fin d'année,
- Une stratification estivale quasi-nulle avec 28-30 en surface et 33 en profondeur,
- Une eutrophisation estivale contenue et notamment une transparence de l'eau satisfaisante. À partir de septembre, sous l'effet de la pluviométrie et de la reprise des rejets EDF, on va observer un bloom automnal avec des concentrations en chlorophylle *a* particulièrement élevées. Ce bloom est la conséquence, entre autres, des rejets solides qui vont apporter des matières particulaires (NH<sub>4</sub>) et qui vont favoriser le développement du phytoplancton.
- Des conditions d'oxygénation estivales en profondeur favorables et des anoxies limitées dans le temps et aux zones les plus profondes.

L'écosystème, en 2024, reste sur la même dynamique que les deux années précédentes et s'approche d'un fonctionnement équilibré. Ainsi, les conditions de salinité plus élevées et les plus faibles apports vont modifier les peuplements de macrophytes. Si les espèces nitrophiles (ulves, cladophores, enteromorpe), sont toujours présentes, on constate une diversification

des peuplements avec des espèces plus halines. De nouvelles espèces à affinité marine sont également observées. La bonne transparence des eaux va aussi profiter aux zostères. En 2024, les herbiers de zostères recouvrent 59,2 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.

Pour la macrofaune benthique, la faible stratification a permis des conditions d'oxygénation favorables même dans les zones profondes. Des espèces vivantes toute l'année en profondeur ont été observées et les peuplements se diversifient petit à petit. Néanmoins, les peuplements restent encore pauvres et il faudrait certainement 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 zone refuge dans l'étang pour ces espèces. Au niveau du littoral, les peuplements de palourdes sont toujours présents même si une baisse est observée sur la zone profonde. Cette baisse pourrait être en lien, soit avec de la pêche illégale, soit avec l'invasion du crabe bleu. En 2024, cette espèce invasive a explosé et perturbé l'activité des pêcheurs. Les espèces introduites ou invasives semblent prospérer dans l'étang, car outre le crabe bleu, la moule *Arcuatula senhousia* ou *Rapana venosa* et des espèces de macrophytes, se sont développées au cours de cette année 2024.

Ainsi, en 2024, une nouvelle fois, le maintien d'une salinité élevée pendant la période estivale et des apports printaniers limités, a permis de maintenir l'écosystème de l'étang de Berre dans des conditions favorables. Ces deux paramètres : faible apport printanier et estival, et faible stratification estivale, semble être des leviers intéressants pour limiter l'eutrophisation et ses effets, ainsi que les anoxies. En 2024, celles-ci ont été quasiment absentes. Aucune anoxie estivale sur les fonds de 5 m et seulement 10 % du temps en anoxie à 9 m. Ces conditions d'eutrophisation limitées sont favorables à une bonne transparence des eaux, elle-même favorable au développement des herbiers de zostères. À terme, l'augmentation des surfaces d'herbiers jouera également un rôle de régulateur de l'eutrophisation, en captant et piégeant les nutriments en lieu et place du phytoplancton et des macrophytes opportunistes, en limitant la remise en suspension des sédiments riches en nutriments, et en étant une source d'oxygène dissous.

## 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 74 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 2022-2024. Dans cette trajectoire écologique, la situation en 2024, comme celle des années 2022 et 2023, 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'espèces 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.

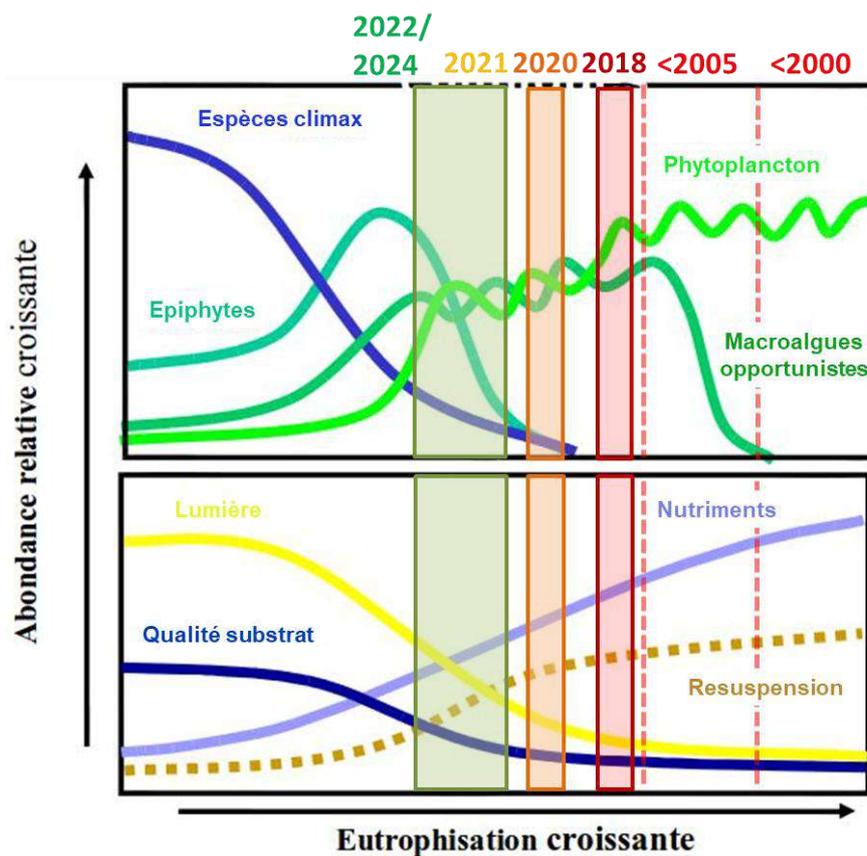


Figure 74 : Diagramme de Schramm (1999), modifié par T. Laugier : état de l'étang de Berre avant 2000, avant 2005 en 2018, 2020, 2021 et 2022/2024. « Espèces climax » correspondent à des espèces de référence comme les zostères, et « macroalgues opportunistes » correspondent à des algues du type ulves.

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. Comme en 2022 et 2023, en **2024, les niveaux d'eutrophisation de la colonne d'eau sont faibles, le compartiment macrophyte montre une dynamique de progression importante avec plus de 59 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. La situation de l'étang de Bolmon est totalement différente. Il présente de fortes concentrations en phytoplancton et une absence de macrophytes. Il est complètement eutrophe et se situe tout à la droite de ce schéma (Figure 74).**

## BIBLIOGRAPHIE

---

- Albert, A., Mobley, C., Gordon, H., Brown, O., Evans, R., Brown, J., Smith, R., Baker, K., & Clark, D. (2003). An analytical model for subsurface irradiance and remote sensing reflectance in deep and shallow case-2 waters. *Optics Express*, Vol. 11, Issue 22, Pp. 2873-2890, 11(22), 2873–2890. <https://doi.org/10.1364/OE.11.002873>
- Arabi, B., Salama, M. S., van der Wal, D., Pitarch, J., & Verhoef, W. (2020). The impact of sea bottom effects on the retrieval of water constituent concentrations from MERIS and OLCI images in shallow tidal waters supported by radiative transfer modeling. *Remote Sensing of Environment*, 237, 111596. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2019.111596>
- 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 mésohalines françaises pour la physico-chimie, le phytoplancton et les macrophytes Tour du Valat / Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, 73 pages.
- Gholizadeh, M., Melesse, A., & Reddi, L. (2016). A Comprehensive Review on Water Quality Parameters Estimation Using Remote Sensing Techniques. *Sensors*, 16(8), 1298. <https://doi.org/10.3390/s16081298>
- Gilerson, A. A., Gitelson, A. A., Zhou, J., Gurlin, D., Moses, W., Ioannou, I., Ahmed, S. A., Bailey, W., Franz, B. A., Harding, L. W., Feldman, G. C., McClain, C. R., Stumpf, R. P., Tyler, M. A., Le, C., Li, Y., Zha, Y., Sun, D., Huang, C., & Lu, H. (2010). Algorithms for remote estimation of chlorophyll-a in coastal and inland waters using red and near infrared bands. *Optics Express*, Vol. 18, Issue 23, Pp. 24109-24125, 18(23), 24109–24125. <https://doi.org/10.1364/OE.18.024109>
- Gohin, F. (2011). Annual cycles of chlorophyll-a, non-algal suspended particulate matter, and turbidity observed from space and in-situ in coastal waters. *Ocean Science*, 7(5), 705–732. <https://doi.org/10.5194/os-7-705-2011>
- 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.
- Han, B., Loisel, H., Vantrepotte, V., Mériaux, X., Bryère, P., Ouillon, S., Dessailly, D., Xing, Q., & Zhu, J. (2016). Development of a semi-analytical algorithm for the retrieval of suspended particulate matter from remote sensing over clear to very turbid waters. *Remote Sensing*, 8(3). <https://doi.org/10.3390/rs8030211>
- 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.

- Huvé H., Kiener A. & Riouall R., 1973. Modifications de la flore et des populations ichthyologiques des étangs de Berre et de Vaïne (Bouches-du-Rhône) en fonction des conditions hydrologiques créées par le déversement de la Durance. *Bull. Mus. Hist. nat. Marseille; Fr.*, 33 : 123-134 + Tab. I-III non num
- Ifremer (2025) Plantec Oriane, Grouhel Anne, Munaron Dominique, Ouisse Vincent, Gerigny Olivia, Bruzac Sandrine, Duval Mathilde (2025). Contamination Chimique des sédiments des lagunes méditerranéennes françaises. Bilan de la campagne ROCCHSED 2023. Ref. R.RBE/CCEM/ROCCH 24-001. Ifremer. <https://doi.org/10.13155/105062>.
- 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.
- Lee, Z., Carder, K. L., Mobley, C. D., Steward, R. G., & Patch, J. S. (1998). Hyperspectral remote sensing for shallow waters. I. A semianalytical model. *Applied Optics*, Vol. 37, Issue 27, Pp. 6329-6338, 37(27), 6329–6338. <https://doi.org/10.1364/AO.37.006329>
- Lee, Z., Carder, K. L., Mobley, C. D., Steward, R. G., & Patch, J. S. (1999). Hyperspectral remote sensing for shallow waters: 2. Deriving bottom depths and water properties by optimization. *Applied Optics*, 38(18), 3831–3843.
- Loisel, H., Vantrepotte, V., Jamet, C., & Ngoc Dat, D. (2013). Challenges and New Advances in Ocean Color Remote Sensing of Coastal Waters. In *Topics in Oceanography* (pp. 89–132).
- Louis, J., Debaecker, V., Pflug, B., Main-Knorn, M., Bieniarz, J., Mueller-Wilm, U., Cadau, E., & Gascon, F. (2016). SENTINEL-2 SEN2COR: L2A PROCESSOR FOR USERS. *ESA Living Planet Symposium*, 1–8.
- 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.
- Mishra, S., & Mishra, D. R. (2012). Normalized difference chlorophyll index: A novel model for remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters. *Remote Sensing of Environment*, 117, 394–406. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2011.10.016>
- Moses, W. J., Gitelson, A. A., Berdnikov, S., & Povazhnyy, V. (2009). Estimation of chlorophyll-a concentration in case II waters using MODIS and MERIS data—successes and challenges. *Environmental Research Letters*, 4(4), 045005. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/4/4/045005>
- Moses, W. J., Sterckx, S., Montes, M. J., De Keukelaere, L., & Knaeps, E. (2017). Atmospheric Correction for Inland Waters. In *Bio-optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters* (pp. 69–100). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804644-9.00003-3>
- Müller-Wilm, U., Louis, J., Richter, R., Gascon, F., & Niezette, M. (2013, September 9). SENTINEL-2 LEVEL 2A PROTOTYPE PROCESSOR: ARCHITECTURE, ALGORITHMS AND FIRST RESULTS. *ESA Living Planet Symposium*. <https://www.libradtran.org>

- Nechad, B., Ruddick, K. G., & Park, Y. (2010). Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters. *Remote Sensing of Environment*, 114(4), 854–866. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2009.11.022>
- Novoa, S., Doxaran, D., Ody, A., Vanhellefont, Q., Lafon, V., Lubac, B., Gernez, P., Zhang, Y., Giardino, C., Li, L., Li, X., & Thenkabail, P. S. (2017). Atmospheric Corrections and Multi-Conditional Algorithm for Multi-Sensor Remote Sensing of Suspended Particulate Matter in Low-to-High Turbidity Levels Coastal Waters. *Remote Sensing 2017*, Vol. 9, Page 61, 9(1), 61. <https://doi.org/10.3390/RS9010061>
- O'Reilly, J. E., & Werdell, P. J. (2019). Chlorophyll algorithms for ocean color sensors - OC4, OC5 & OC6. *Remote Sensing of Environment*, 229, 32–47. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.04.021>
- Ogashawara, I., Mishra, D. R., & Gitelson, A. A. (2017). Remote Sensing of Inland Waters: Background and Current State-of-the-Art. *Bio-Optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters*, 1–24. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804644-9.00001-X>
- Ondrusek, M., Stengel, E., Kinkade, C. S., Vogel, R. L., Keegstra, P., Hunter, C., & Kim, C. (2012). The development of a new optical total suspended matter algorithm for the Chesapeake Bay. *Remote Sensing of Environment*, 119, 243–254. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2011.12.018>
- Papathanasopoulou, E., Simis, S., Alikas, K., Ansper, A., Anttila, J., Barillé, A., Barillé, L., Brando, V., Bresciani, M., Bučas, M., Gernez, P., Giardino, C., Harin, N., Hommersom, A., Kangro, K., Kauppila, P., Koponen, S., Laanen, M., Neil, C., ... Zoffoli, M. (2019). *Satellite-assisted monitoring of water quality to support the implementation of the Water Framework Directive*. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.3463051>
- Rioual R., 1973. Contribution préliminaire à l'étude de la flore de l'étang de Berre. Rapp. et P.V. de la C.I.E.S.M., 21 (9), 705-707.
- Ruddick, K. G., De Cauwer, V., Park, Y. J., & Moore, G. (2006). Seaborne measurements of near infrared water-leaving reflectance: The similarity spectrum for turbid waters. *Limnology and Oceanography*, 51(2), 1167–1179. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.2.1167>
- Ruddick, K., De Cauwer, V., & Van Mol, B. (2005). Use of the near infrared similarity reflectance spectrum for the quality control of remote sensing data. *Remote Sensing of the Coastal Oceanic Environment*, 5885, 588501. <https://doi.org/10.1117/12.615152>
- Schohn T., Astruch P., 2024. 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 2024. Contrat GIS Posidonie/GIPREB. GIS Posidonie publ., Marseille, Fr., 69 p + annexes.
  - Schramm, W., 1999. Factors influencing seaweed responses to eutrophication: some results from EU-project EUMAC. *Journal of applied Phycology* 11: 69–78
- Siswanto, E., Tang, J., Yamaguchi, H., Ahn, Y. H., Ishizaka, J., Yoo, S., Kim, S. W., Kiyomoto, Y., Yamada, K., Chiang, C., & Kawamura, H. (2011). Empirical ocean-color algorithms to retrieve chlorophyll-a, total suspended matter, and colored dissolved organic matter absorption coefficient in the Yellow and East China Seas. *Journal of Oceanography*, 67(5), 627–650. <https://doi.org/10.1007/s10872-011-0062-z>
- Sterckx, S., Knaeps, E., & Ruddick, K. (2011). Detection and correction of adjacency effects in hyperspectral airborne data of coastal and inland waters: the use of the near infrared similarity spectrum. *International Journal of Remote Sensing*, 32(21), 6479–6505. <https://doi.org/10.1080/01431161.2010.512930>

- Sterckx, S., Knaeps, S., Kratzer, S., & Ruddick, K. (2015). SIMilarity Environment Correction (SIMEC) applied to MERIS data over inland and coastal waters. *Remote Sensing of Environment*, 157, 96–110. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2014.06.017>
- Vanhellemont, Q., & Ruddick, K. (2016). ACOLITE FOR SENTINEL-2: AQUATIC APPLICATIONS OF MSI IMAGERY. In *ESA Special Publication SP*. <https://odnature.naturalsciences.be/remsem/acolite->
- Vanhellemont, Q., & Ruddick, K. (2018). Atmospheric correction of metre-scale optical satellite data for inland and coastal water applications. *Remote Sensing of Environment*, 216, 586–597. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2018.07.015>
- Vanhellemont, Q., & Ruddick, K. (2021). Atmospheric correction of Sentinel-3/OLCI data for mapping of suspended particulate matter and chlorophyll-a concentration in Belgian turbid coastal waters. *Remote Sensing of Environment*, 256, 112284. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2021.112284>
  - Verlaque M. 2001. Checklist of the macroalgae of Thau Lagoon (Hérault, France): a hot spot of marine species introduction in Europe. *Oceanologica Acta* 24: 29–49.