



ETANG DE BERRE
UNEXPECTED
COASTAL
LAGOON |
L'INATTENDU |

Observatoire du milieu

2023



SOMMAIRE

RETOUR SUR LA SITUATION DE LA FIN DE L'ANNÉE 2022.....	5
RÉSUMÉ DE L'ANNÉE 2023.....	7
CONTEXTE	9
1 - MÉTÉOROLOGIE ET APPORTS	12
1.1 Conditions météorologiques de l'année 2023	12
1.2 Apports par la centrale de Saint-Chamas.....	14
1.2.1 Apports d'eau	14
1.2.2 Apports de limons.....	15
1.3 Apports par les tributaires	15
1.4 Synthèse des apports	16
2 - COMPARTIMENT « EAU »	19
2.1 Température et salinité	19
2.2 Oxygène dissous	23
2.3 Nutriments	28
2.3.1 Azote inorganique: NO ₃ , NO ₂ , NH ₄	28
2.3.2 Phosphore inorganique : PO ₄	32
2.3.3 Azote (Nt) et Phosphore total (Pt)	34
3 - MATIÈRE EN SUSPENSION ET TRANSPARENCE	37
3.1 Matière en suspension (MES).....	37
3.1.1 Disque de Secchi.....	38
3.2 Chlorophylle-a / Phytoplancton	40
3.3 Synthèse.....	42
4 - COMPARTIMENTS « SEDIMENTS ».....	43
4.1 Qualité des sédiments	43
4.2 Macrofaune benthique	43

4.2.1	Résultats du suivi 2023.....	43
4.3	Suivi des peuplements de moules	48
4.4	Zoom sur les peuplements de palourdes	51
4.5	Autres signalements	54
4.6	Synthèse.....	55
5	- COMPARTIMENTS « MACROPHYTES »	57
5.1	Suivi des macrophytes.....	57
5.2	Focus sur les herbiers de zostères	63
5.2.1	Généralités sur les herbiers de zostères.....	63
5.2.2	Cartographie des herbiers	64
5.3	Synthèse.....	71
6	- ETANG DE BOLMON	73
6.1	Présentation et protocole	73
6.2	Résultat du suivi 2023.....	74
7	- AUTRES PROJETS SCIENTIFIQUES.....	77
7.1	Projets de recherche et thèses en cours.....	77
7.1.1	Thèse de Julie Régis	77
7.1.2	Thèse de Louison Huchet	78
7.1.3	Thèse de Samuel Martin.....	81
7.1.4	Autres projets	81
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	82
8	- CONCLUSION.....	85
8.1	Conclusion sur l'état du milieu en 2023.....	85
8.2	Trajectoire écologique.....	87
	BIBLIOGRAPHIE	89

RETOUR SUR LA SITUATION DE LA FIN DE L'ANNÉE 2022

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

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

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

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

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

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

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

RÉSUMÉ DE L'ANNÉE 2023

L'action du Syndicat-mixte Gipreb s'inscrit dans une démarche de réhabilitation environnementale du milieu aquatique de l'étang de Berre, dans une perspective à terme de retour à un écosystème équilibré de lagune méditerranéenne profonde. Le Gipreb a pour objet, entre autres, de suivre l'évolution de l'étang au travers de l'Observatoire du milieu. Le présent rapport décrit les résultats du suivi du milieu 2023 tout en les replaçant dans une trajectoire historique.

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 les apports par la centrale hydroélectrique ont été de **645,80 hm³** 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 hm³ 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 rejets 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 (NH₄) qui vont favoriser le développement du phytoplancton.
- Une transparence des eaux exceptionnelle en 2023 avec 4 mètres en moyenne 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 vont modifier les peuplements de macrophytes. Si les espèces nitrophiles (ulves, cladophores, enteromorphe), sont toujours présentes, on constate une diminution des Gracilaires au profit des *Ceramium*, espèces plus halines. De nouvelles espèces à affinité marine sont également observés 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 la clé 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 5m et seulement 4% du temps en anoxie à 9m. Ces conditions d'eutrophisation limitées sont favorables à une bonne transparence des eaux, elle-même favorable au développement des herbiers de zostères. A termes, 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. Le basculement vers ce cercle vertueux est proche.

CONTEXTE

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

Il s'agit d'une part de « bancariser » les données produites par le Gipreb mais aussi de mettre en place les outils d'exploitation des données produites par l'ensemble des partenaires universitaires, scientifiques et techniques.

Le suivi habituel portant sur les paramètres vivants et réalisé par la Mission de reconquête depuis 1994 a été enrichi puis progressivement modernisé par le Gipreb. S'y ajoutent aujourd'hui les résultats d'acquisitions ponctuelles, de programmes de recherche, d'expérimentations et d'études portées par des tiers.

Ce suivi répond aux cinq grandes problématiques que sont le contrôle de l'équilibre eau douce/eau salée notamment la stratification, le contrôle de l'eutrophisation, la contamination et le niveau de réponse des biocénoses et habitats.

Il porte sur six compartiments :

1. Le suivi des paramètres hydrologiques apporte la connaissance sur la **qualité de l'eau** en général, en particulier la salinité moyenne et la stratification, et les paramètres de l'eutrophisation.

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

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

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

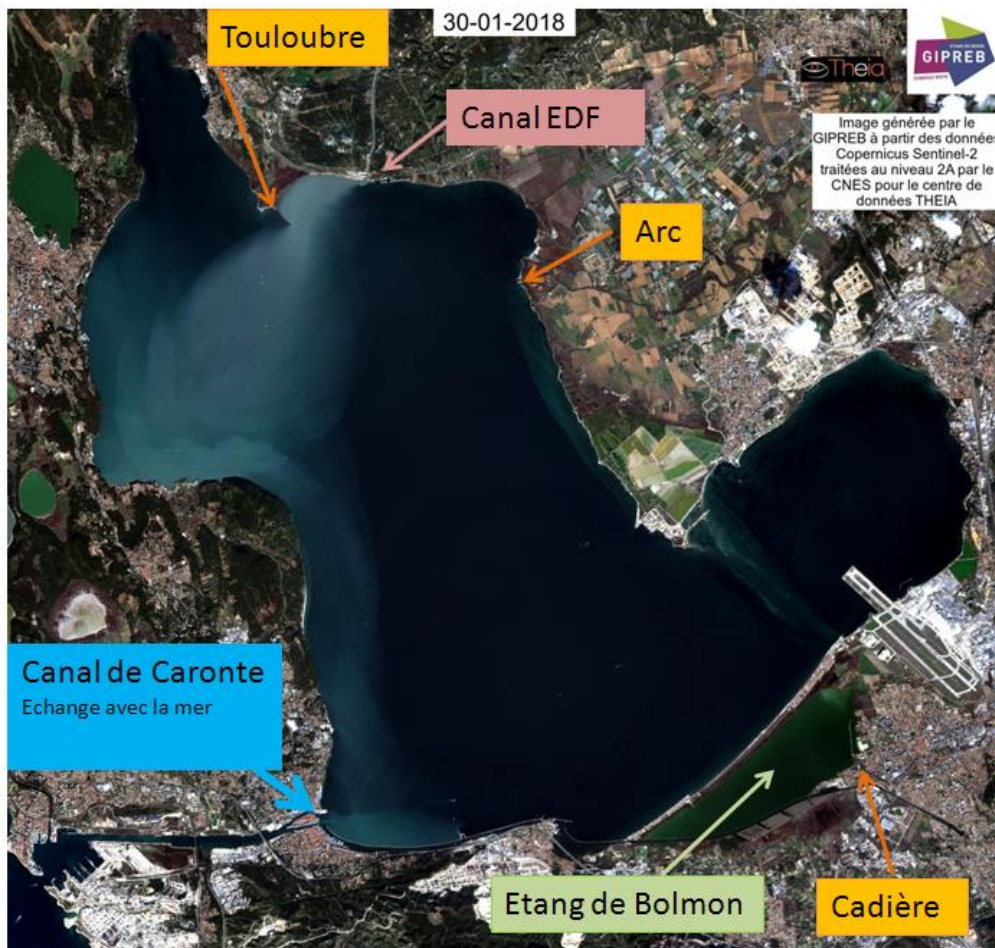


Figure 1 : Carte de l'étang de Berre

Ce rapport présente les résultats de l'Observatoire en 2023. Ces données sont d'abord décrites afin de caractériser l'état des lieux en 2023, puis elles sont replacées dans un contexte plus large afin d'estimer une trajectoire écologique.

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

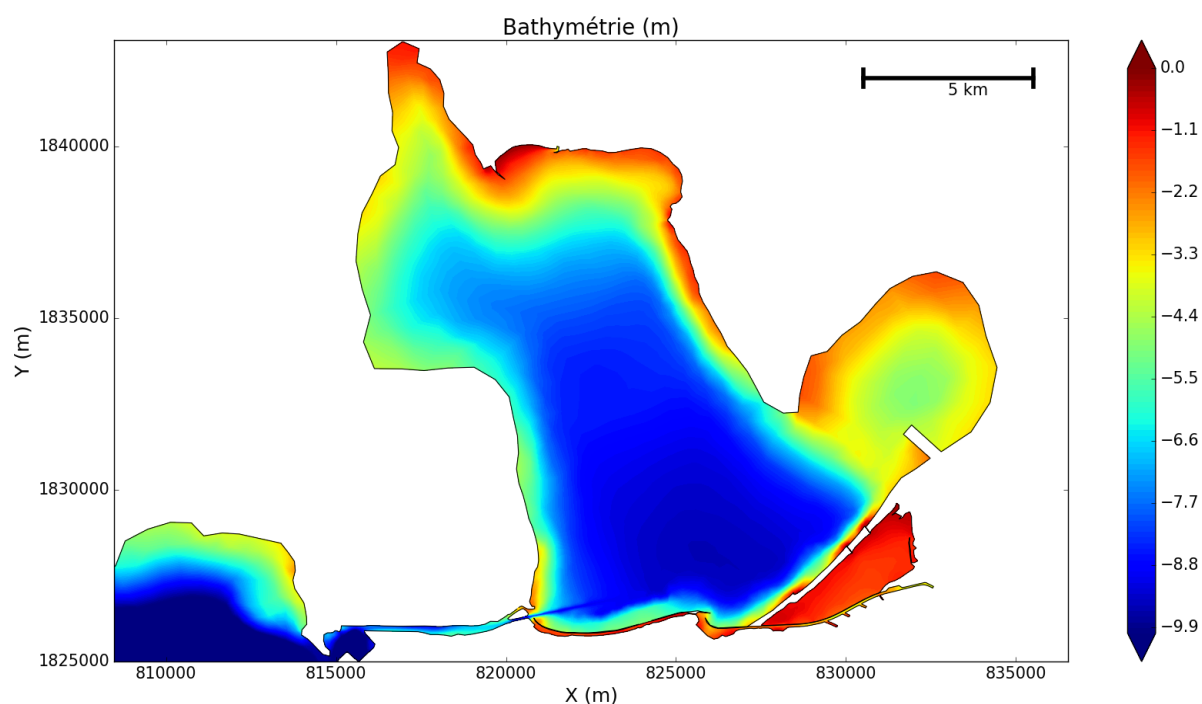


Figure 2 : Bathymétrie de l'étang de Berre
(données compilées à partir de différentes sources : SHOM, données Gipreb, LITTO3D)

1 - MÉTÉOROLOGIE ET APPORTS

1.1 Conditions météorologiques de l'année 2023

L'année 2023 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 (1981-2010) est de +1.4 °C. Tous les mois présentent une anomalie thermique positive par rapport aux normes (1981-2010).

La pluviométrie a été faible au cours de l'année 2023 (283 mm d'eau sur l'année soit -45 % soit par rapport aux normales 1981-2010 (Figure 4). La pluviométrie s'est concentrée en juin et août. **Cette pluviométrie correspond à un apport direct de 44 millions de m³ soit presque la moitié des 10 dernières années (86 millions de m³).**

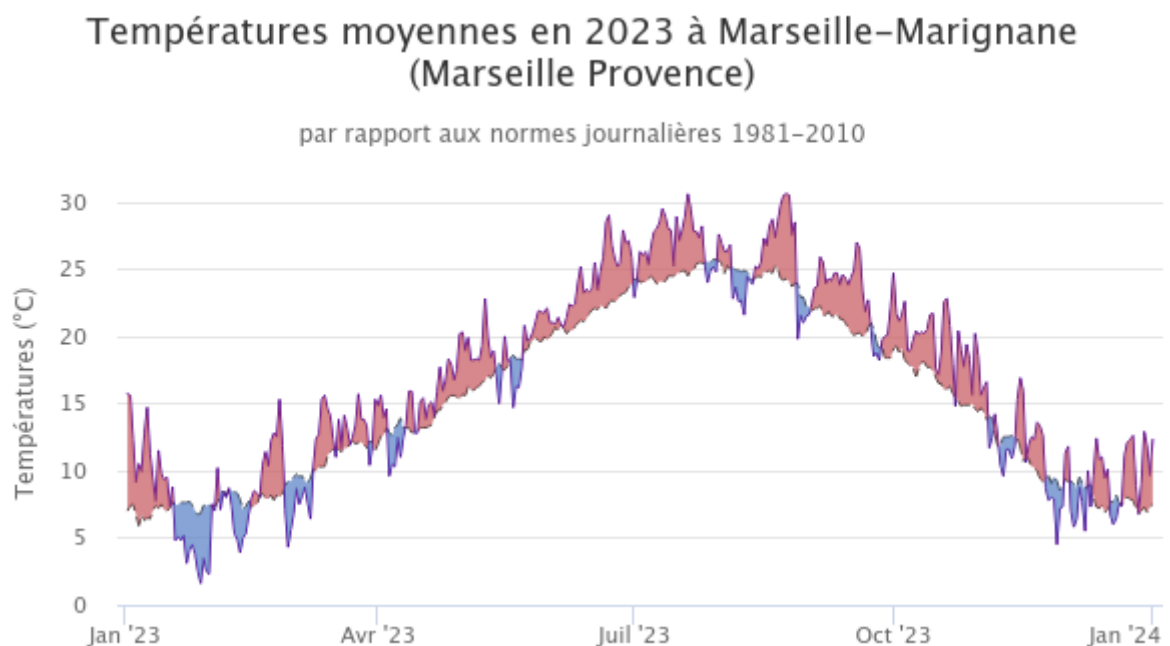


Figure 3 : Écart par rapport aux normes des températures de 2023. En rouge température supérieure aux normes (1981-2010) et en bleu inférieure aux normes (1981 - 2010) à la station de Marseille-Marignane (source : Infoclimat).

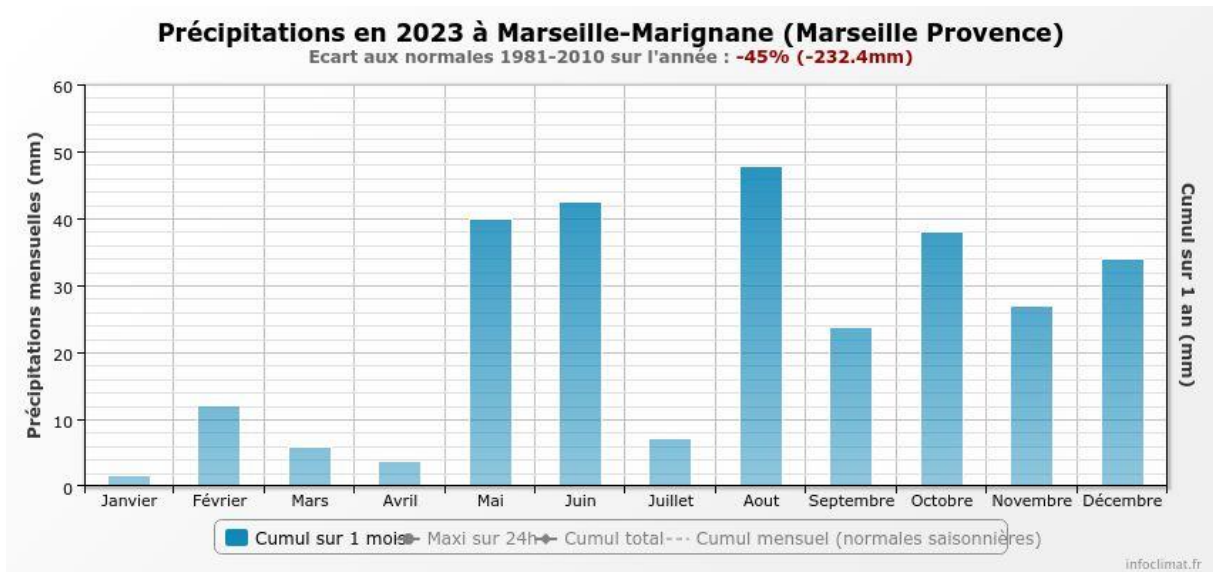


Figure 4 : Précipitations mensuelles et cumul sur la station de Marseille-Marignane en 2023 (source : Infoclimat)

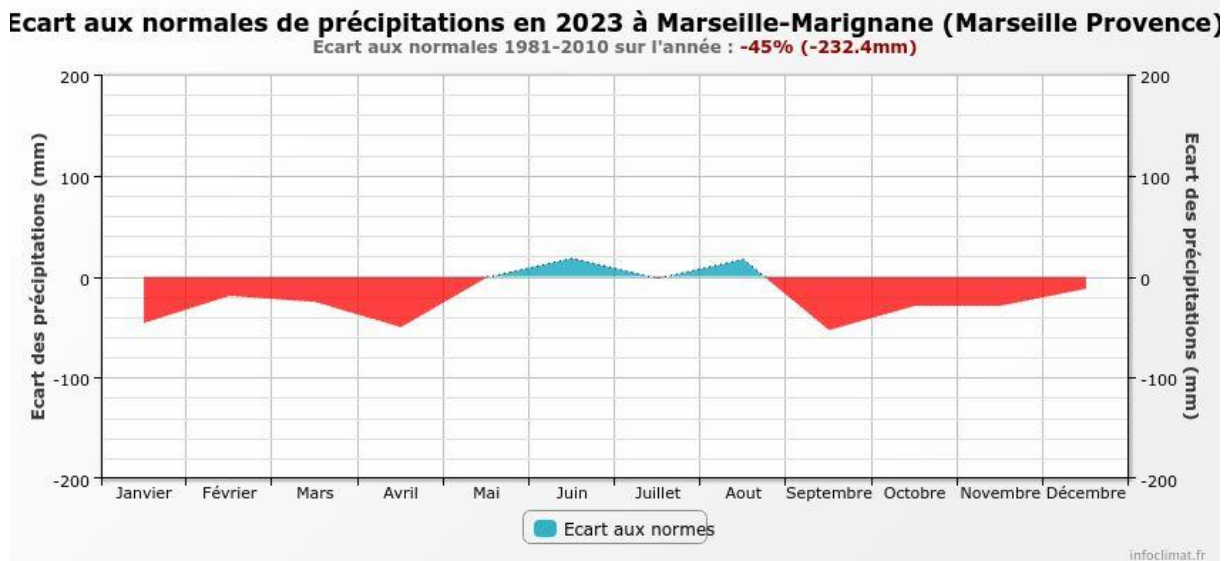


Figure 5 : Ecart mensuel aux normales des cumuls mensuels de précipitation pour l'année 2023 à la station de Marignane. La normale est calculée sur les années 1981-2010 par MétéoFrance.

1.2 Apports par la centrale de Saint-Chamas

1.2.1 Apports d'eau

Le calcul réglementaire des quotas imposés à EDF se fait sur la base des apports annuels à l'étang, comptabilisés du 1^{er} novembre de l'année n au 31 octobre de l'année n+1. Nous présentons ici les résultats de l'année civile 2023 (de janvier à décembre).

En 2023, sur l'année civile, les apports par la centrale hydro-électrique sont de **645,80 millions de m³** d'eau (Figure 6). Il s'agit d'un apport en dessous de la moyenne depuis 2006 (952 millions de m³). La majeure partie des apports (66 %) ont eu lieu en janvier-Février. Ensuite, entre mars et septembre, les turbinages ont été restreints, seulement 61 millions de m³ cumulés. La reprise des turbinages en fin d'année a été tardive et de faible ampleur, avec seulement 144 millions de m³ entre octobre et décembre.

Sur la base des concentrations mesurées par Gouze *et al.* (2014), les apports en eau de l'année 2022 correspondent à un apport de 660 tonnes d'azote et 18 tonnes de phosphore à la lagune.

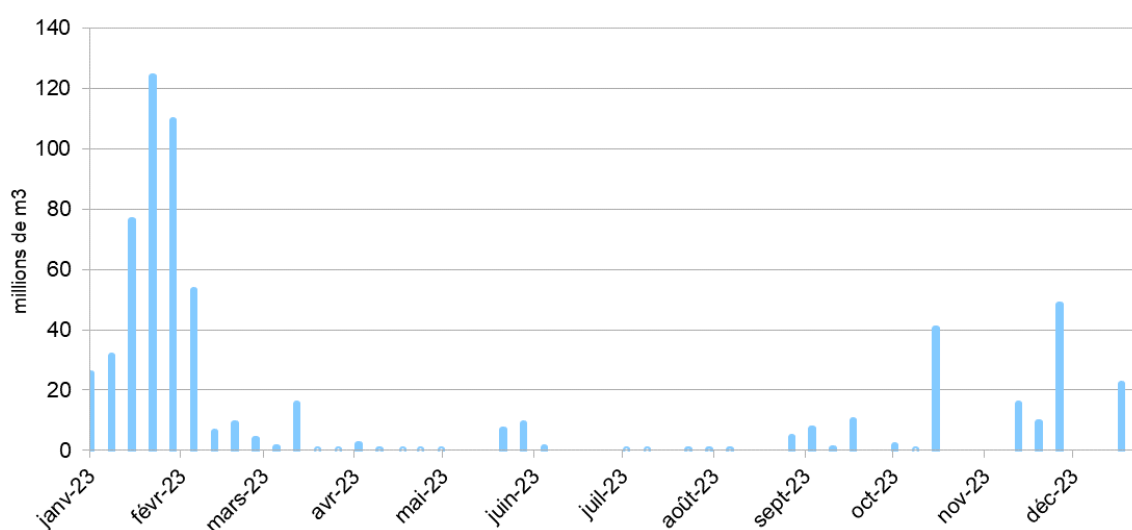


Figure 6 : Cumul hebdomadaire des apports d'eau (millions de m³) à l'étang de Berre par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas en 2023 (source : données EDF).

1.2.2 Apports de limons

Les apports de limons par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas ont été de **46 199 tonnes** pour l'année 2023. C'est un apport qui se situe dans la moyenne des apports depuis 2006 (46 300 tonnes). Les apports ont été très importants en janvier (17 715 tonnes) et au mois d'octobre et de novembre. Les apports ont parfois été très concentrés sur une courte période comme près de 10 000 tonnes en trois jours le 20 octobre.

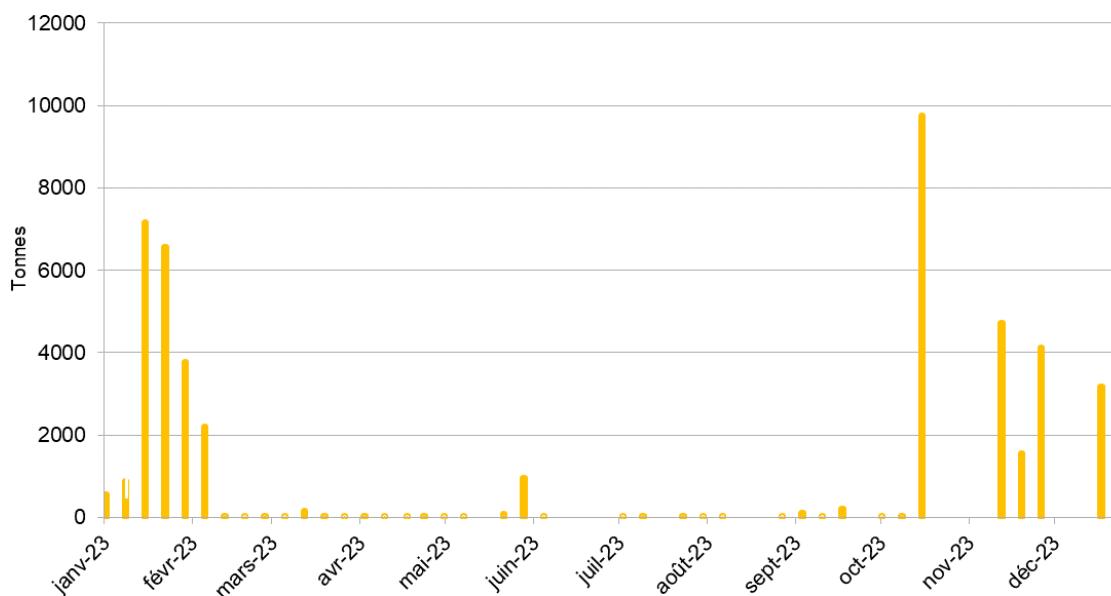


Figure 7 : Cumul hebdomadaire des apports de limons (tonnes) à l'étang de Berre par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas en 2022 (source : données EDF).

1.3 Apports par les tributaires

Les tributaires naturels de l'étang de Berre sont l'Arc, la Touloubre (Figure 1) et indirectement la Cadière qui transite via l'étang de Bolmon. La Touloubre reçoit de nombreux retours de canaux d'irrigation sur sa partie aval. Ces retours, constitués d'eau durancienne, sont indépendants de la pluviométrie locale et confère à cet affluent un régime hydrologique très artificialisé. En 2023, leurs apports ont été respectivement de 38,3, 69,8 et 17,4 millions de m³ d'eau soit un apport total de **125,5 millions de m³ d'eau** (Figure 8, données Banque

HYDRO). Ces apports sont en baisse par rapport aux années précédentes (192 millions de m³). Pour la Durançole, il n'y a pas de données disponibles sur son débit.

1.4 Synthèse des apports

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

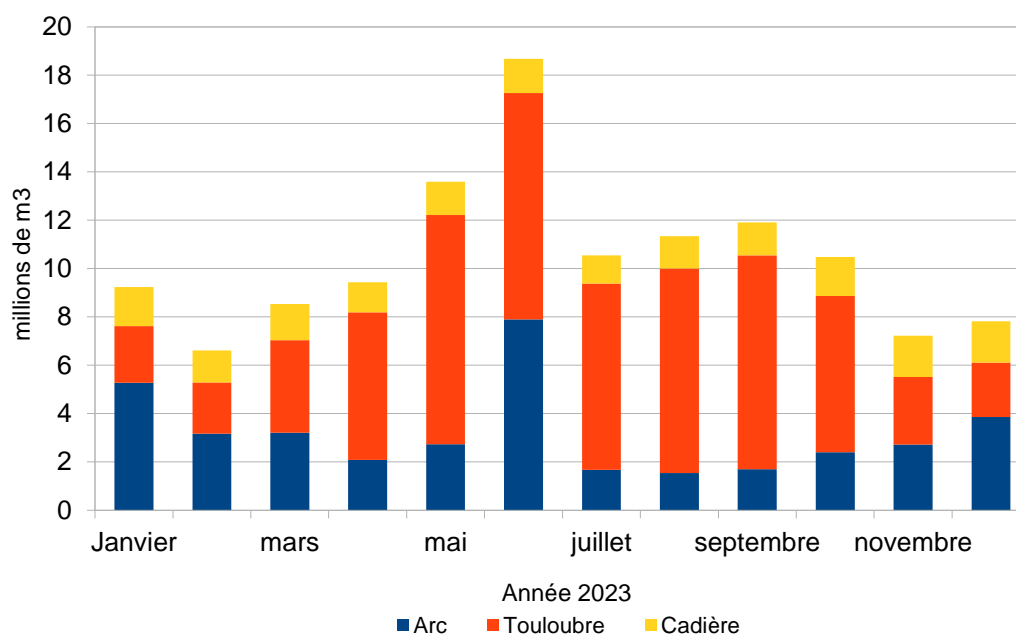


Figure 8 : Apports en eau des principaux tributaires de l'étang de Berre en 2023 (source : Banque Hydro).

Tableau 1 : Synthèse des apports en eaux en 2023 (source : EDF, Banque HYDRO).

	Centrale EDF de Saint-Chamas	Arc	Touloubre	Cadière	Impluvium direct
Apports d'eau (m ³)	645,80.10 ⁶	38,3.10 ⁶	69,8.10 ⁶	17,4.10 ⁶	44.10 ⁶

Les données 2023 n'étant pas encore mise à jour sur le site de l'agence de l'eau, ce paragraphe reprend les données de 2022 et sera mis à jour dès la mise à disposition des données. En termes d'apports en substances eutrophisantes (Azote et Phosphore), l'année 2022 est l'année avec le plus faible apport en azote total depuis 2005 (Figure 9) et la troisième pour les apports de phosphore total (Figure 10). En 2022, les apports EDF représentent 42 % des apports d'azote total, et 18 % des apports de phosphore. En raison des faibles quantités turbinées en 2022, ces pourcentages sont en deçà des ratios habituellement constatés. Ils étaient respectivement de 57 % et 34 % sur la moyenne des cinq dernières années (Figure 11). De manière générale, on peut dire que les apports en azote et phosphore ont été faibles en 2022 comparativement aux années précédentes. Néanmoins, cela représente des apports totaux de 868 T d'azote total et 53 T de phosphore total.

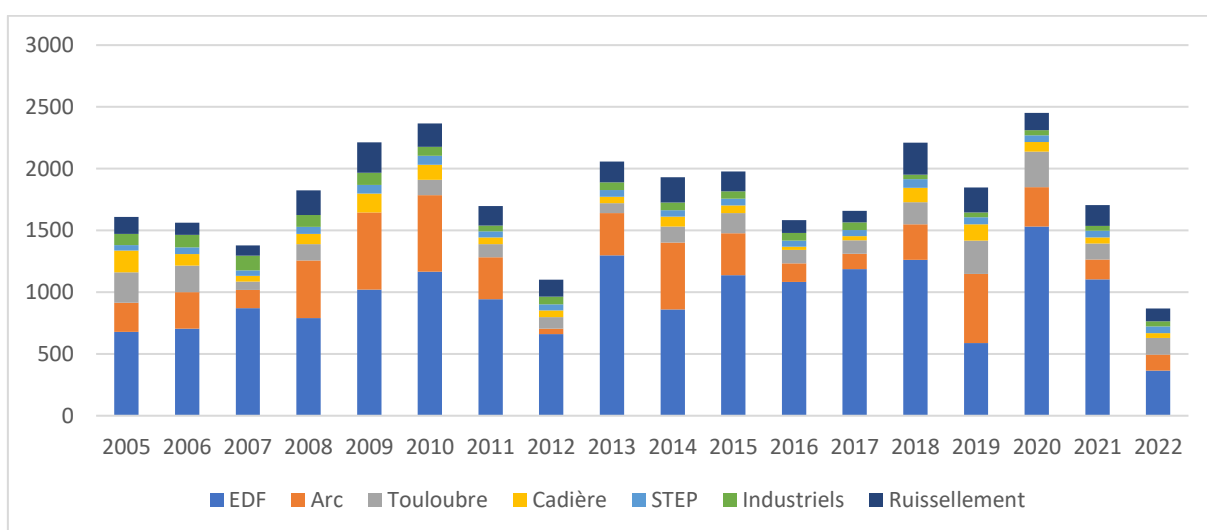


Figure 9 : Apports annuels en azote total des principaux contributeurs entre 2005 et 2022.

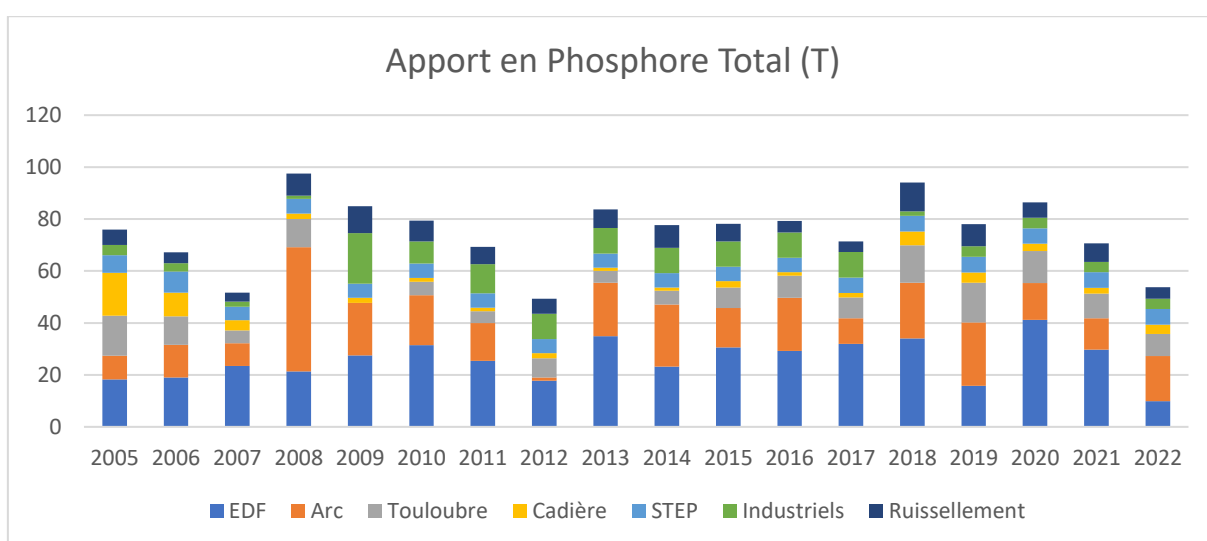


Figure 10 : Apports annuels en azote total des principaux contributeurs entre 2005 et 2022.

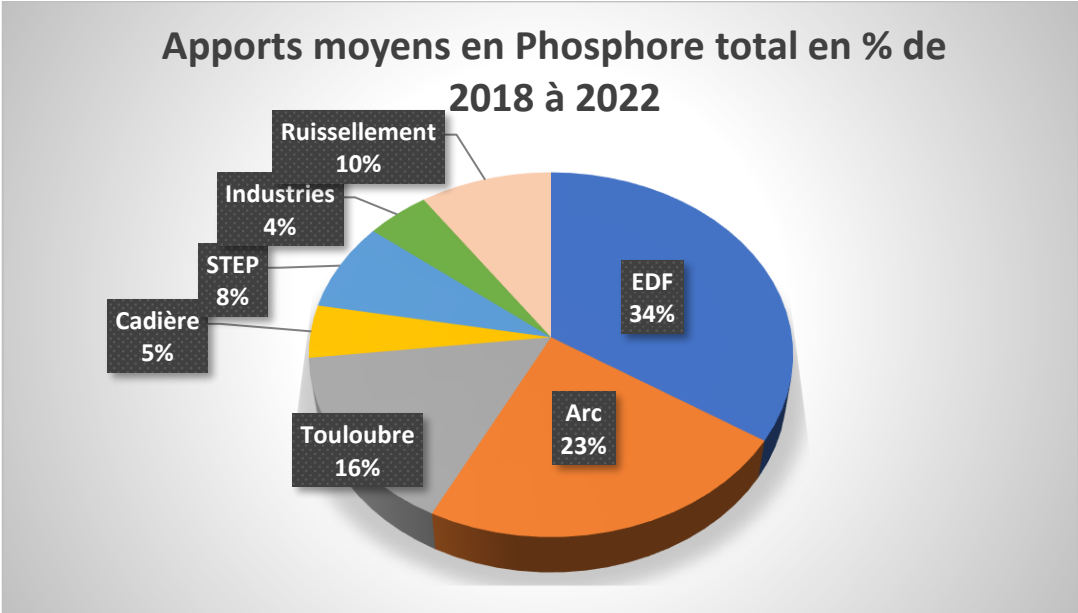
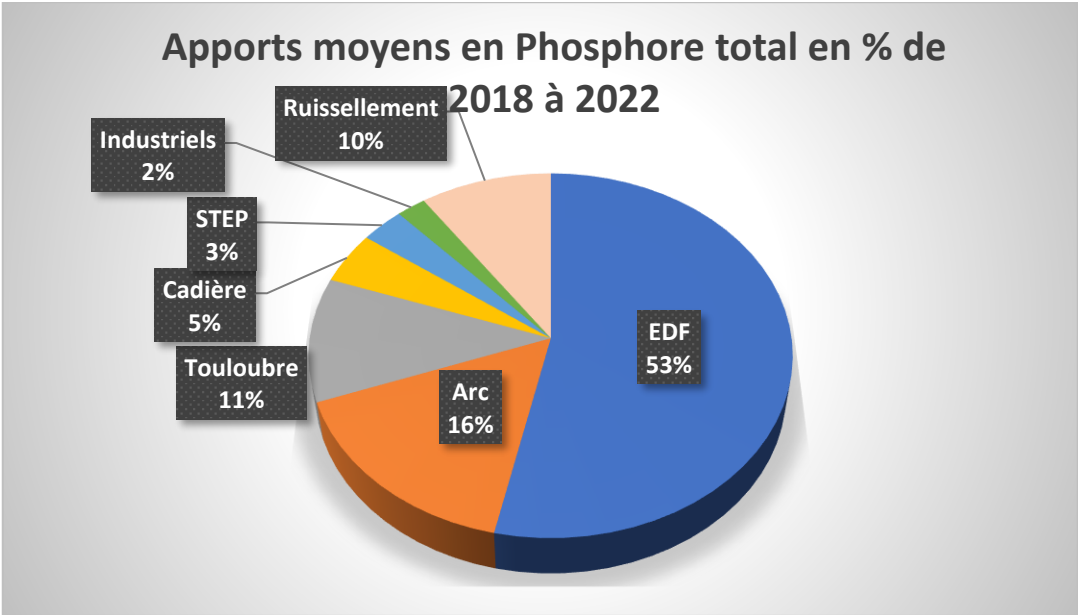


Figure 11 : Bilan moyen des principales sources d'apports en Azote total et phosphore total sur la période 2018-2022 (STEP : Stations d'épurations urbaines)

2 - COMPARTIMENT « EAU »

Le suivi hydrologique de l'Observatoire du milieu réalisé par le Gipreb s'appuie sur un réseau de 10 stations suivies mensuellement (Figure 12). Des mesures physico-chimiques à la sonde multi-paramètres sont réalisées le long de profils verticaux. Des prélèvements d'eau sont réalisés en surface et au fond pour analyser la composition biogéochimique (nutriments, Matières En Suspension (MES) et chlorophylle *a* notamment).

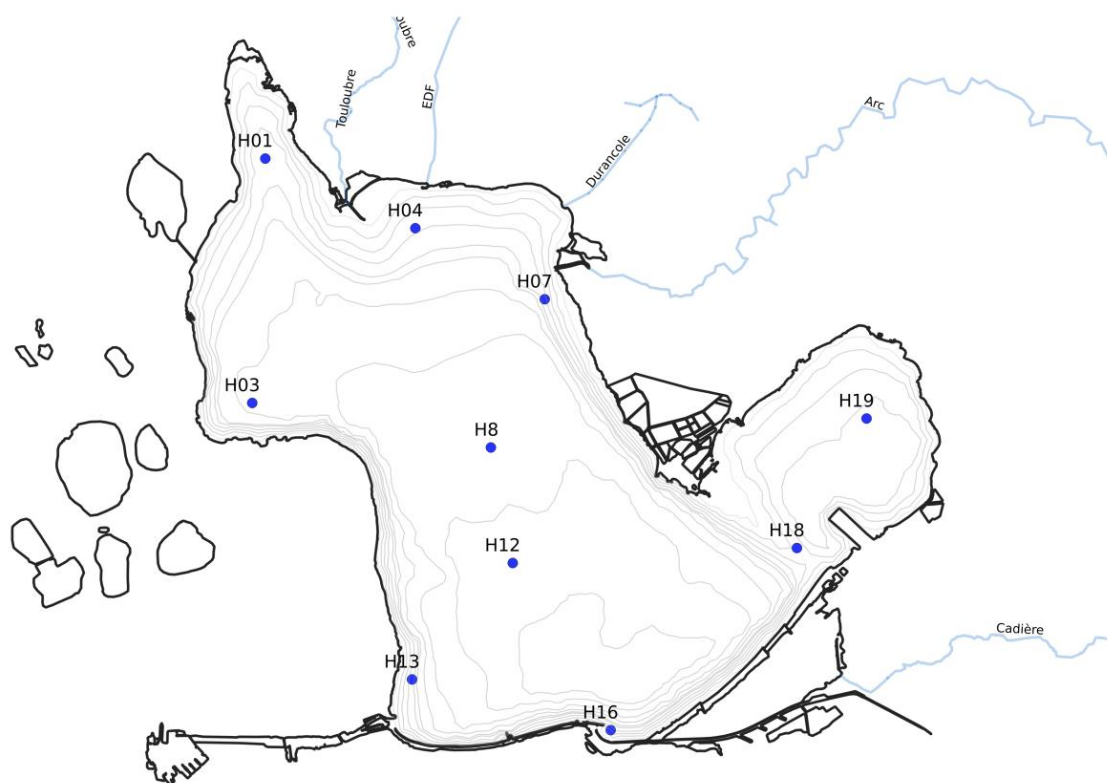


Figure 12 : Position des stations du suivi physico-chimiques du Gipreb

2.1 Température et salinité

La **température moyenne** mensuelle de l'eau sur les 10 stations a varié **entre 4 °C et 30 °C** lors des mesures effectuées en 2023 (Figure 15). La température dans l'étang de Berre suit un cycle saisonnier classique mais on remarque en 2023 des températures plus chaudes que les années précédentes. On ne remarque pas de thermocline marquée dans sur les profils effectués. Sur la Figure 13, qui présente ces profils entre 2010 et 2023, les températures

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

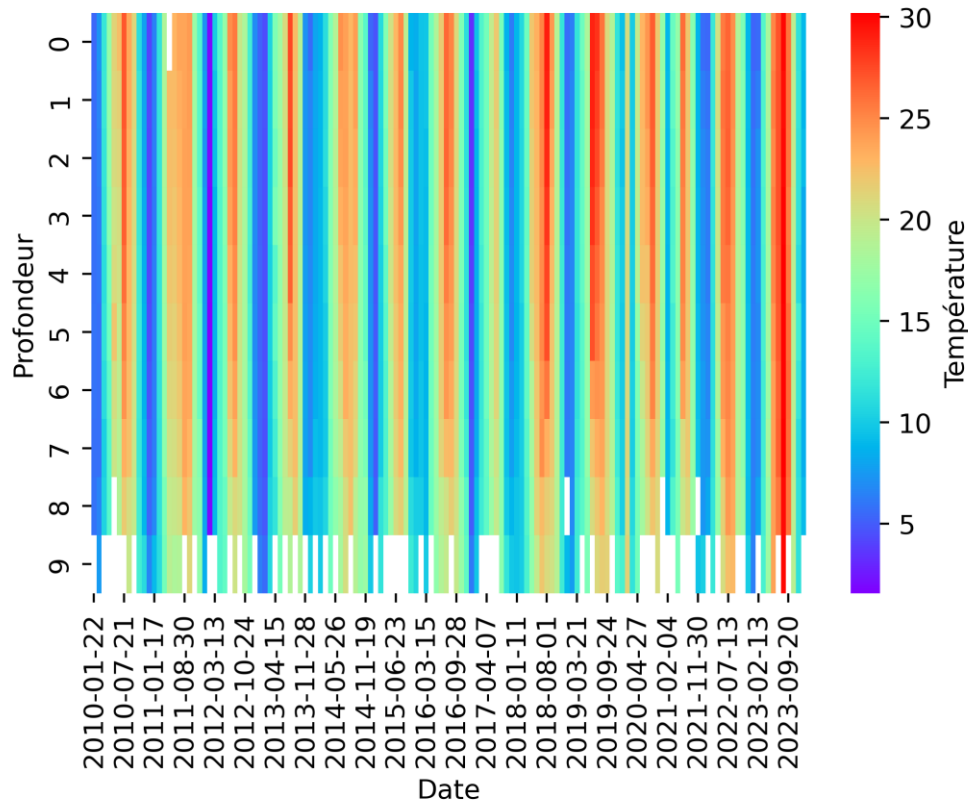


Figure 13 : Heatmap des températures moyennes par date entre la surface et la profondeur entre 2010 et 2023.

La salinité moyenne en 2023 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 variant entre 15 et 30 selon la période de l'année. L'hiver, la salinité est plus faible que l'été. La couche de surface montre des dessalures (baisse de salinité) suite aux épisodes de rejets de la centrale. Ces dessalures et la mise en place de stratification se font avec un délai de 2,5 mois en moyenne (Nerini et Mante, 2021). En effet, si à la suite de turbinages, il y a une dessalure des eaux de surface, l'intensité de la stratification est maximale 2,5 mois après les rejets. En profondeur, hors épisode de brassage, on retrouve des salinités plus marines (35). Plus la différence de salinité est marquée entre les couches, plus la stratification est forte et nécessitera une énergie importante pour être cassée, c'est-à-dire un vent plus fort (Nerini et Mante, 2021). A partir du mois de mai, la salinité de surface 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 et mars. 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. Depuis avril 2023, le Gipreb a installé des sondes de salinité en continu au niveau de la station H12 (au centre de l'étang). Ces sondes mesurent la salinité en surface (1m) et au fond (9m) toutes les 30 minutes. Ces données montrent une stratification plus importante en avril et en septembre/octobre (Figure 16).

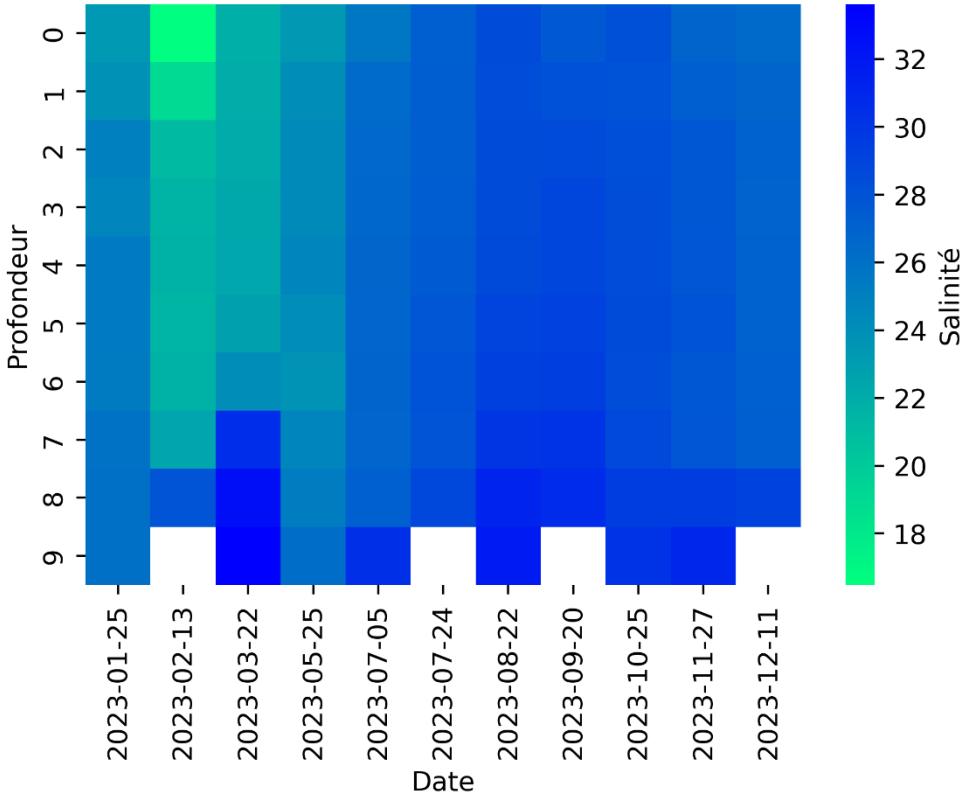


Figure 14 : Heatmap de la salinité moyenne par date en 2023.

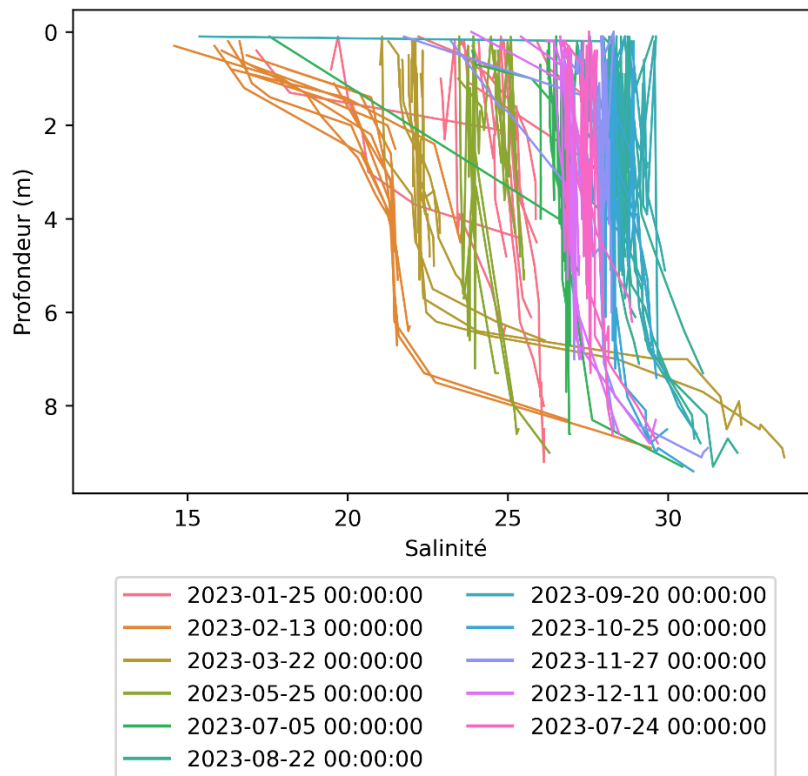
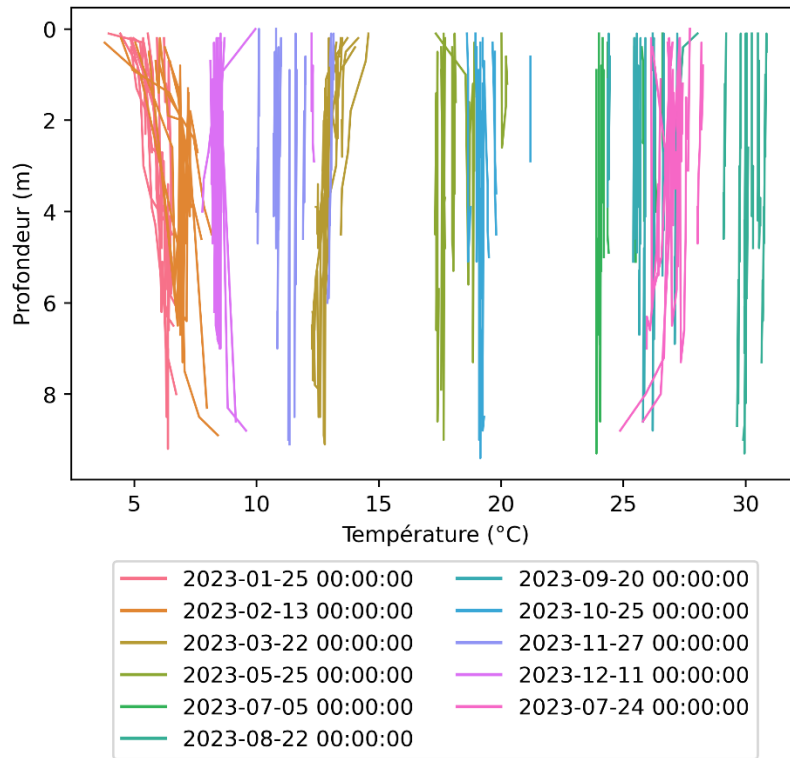


Figure 15 : Profils verticaux de la température et salinité en 2023, pour toutes les stations, à toutes les dates.

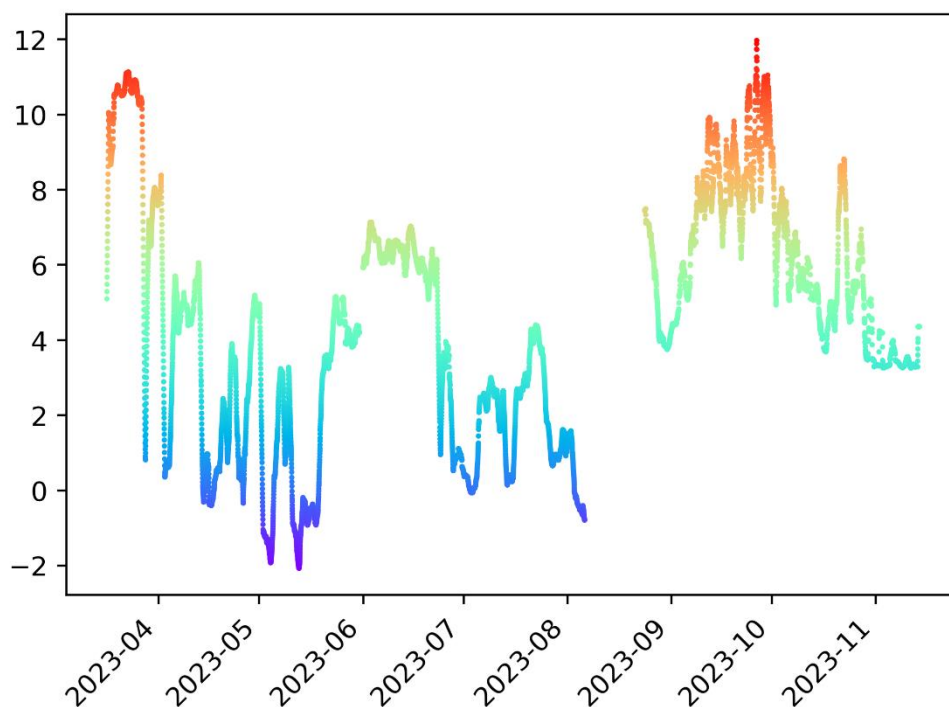


Figure 16 : Stratification (Différence de salinité entre fond (9m) et surface (1m) au niveau du centre de l'étang (station H12) à partir de données en continu

2.2 Oxygène dissous

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

En 2023 et dans la continuité de 2022, les conditions d'oxygénation ont été bonnes (Figure 17). La Figure 17 montre les profils verticaux des 10 stations du suivi hydrologique réalisés par le Gipreb. Chaque profil montre les variations d'oxygène dissous (en %) pour une station à une date donnée. En condition oxygène normale, le trait devrait être vertical et aligné sur 8-10 mg.L⁻¹. Les cassures horizontales montrent des stratifications de l'oxygène dissous. Cela signifie qu'à une certaine profondeur la concentration en oxygène est moins importante. On parle d'hypoxie lorsque la concentration en oxygène dissous est inférieure à 2 mg.L⁻¹ et d'anoxie lorsqu'elle est à 0 (<0,03 mg.L⁻¹). Ces phénomènes ont été observés uniquement dans les couches proches du fond en fin d'été (septembre-octobre). La Figure 18 présente les concentrations moyennes en oxygène dissous au cours de l'année en fonction de la profondeur. Cette figure permet de visualiser que les hypoxies sont situées vraiment proches du fond et également la baisse de concentration de l'oxygène dissous en période estivale liée à l'augmentation de 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 sorties 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 les plus défavorables.

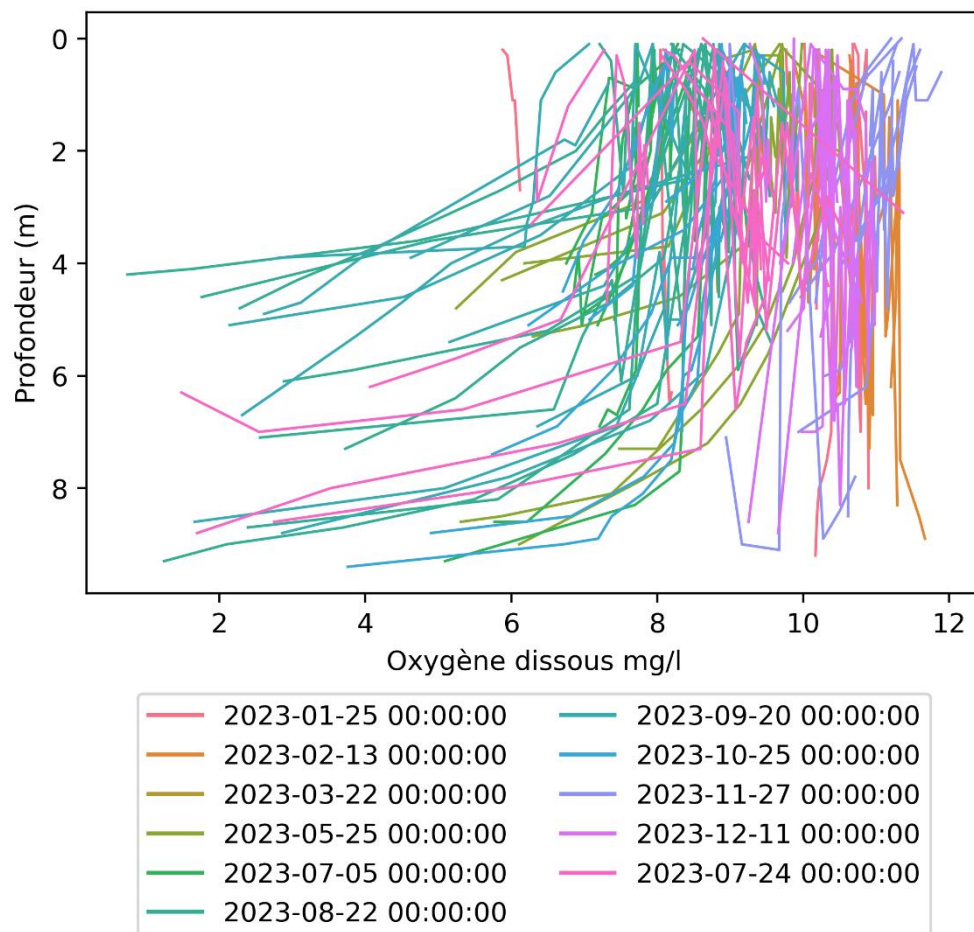


Figure 17 : Profils verticaux de l'oxygène dissous (mg.L^{-1}) en 2023 pour toutes les stations et à toutes les dates

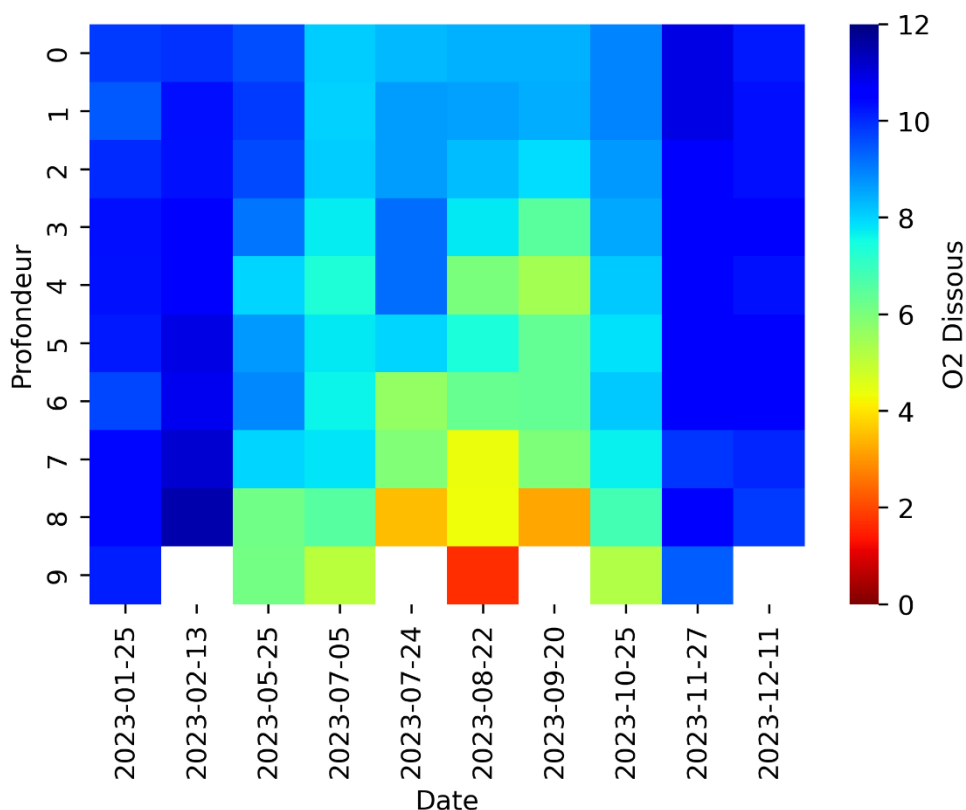


Figure 18 : Heatmap de l'oxygène dissous (mg.L⁻¹) lors des sorties hydro de l'année 2023.

Pour pallier à ce biais, une sonde à oxygène dissous est installée en continu sur la station centrale (H12), au niveau du fond. En 2023, entre juin et août, il y a eu seulement 2 % du temps en anoxie. En 2023, il n'y pas eu de longues périodes d'anoxies consécutives. Il s'agit des meilleures conditions enregistrées depuis la mise en place de ce suivi en continu (2017). A titre de comparaison, ce chiffre était de 65 % en 2021 ou de 45% en 2022, ce qui correspondait aux meilleures conditions jusqu'alors. Sur l'ensemble de l'année 2023 (Figure 19), il y a eu 5% d'anoxie et 14% d'hypoxie. Ces épisodes ont eu lieu notamment en septembre et octobre. De plus, l'analyse des profils verticaux ponctuels montre que ces anoxies sont restées cantonnées dans les derniers 50 cm, contrairement aux années précédentes où les anoxies pouvaient remonter jusqu'à 5 m de profondeur. Cela a pu aussi être vérifié avec la présence de moules vivantes jusqu'à 8,5 m de profondeur en fin d'été. Ces anoxies ont pu durer plusieurs jours dans les zones les plus profondes, ayant des conséquences sur les peuplements benthiques. En effet, certains organismes benthiques peuvent supporter des hypoxies/anoxies si celles-ci sont courtes (quelques heures), notamment pour les espèces pionnières que l'on retrouve dans ces secteurs profonds (*Corbula gibba*, *Capitella capitata*). Des épisodes d'hypoxies/anoxies sont habituels dans les zones profondes pour les milieux

lagunaires. Cependant, la répétition de ces épisodes, leur durée et leur étendue peut limiter le développement de communautés de macrofaune benthique diversifiées et structurées.

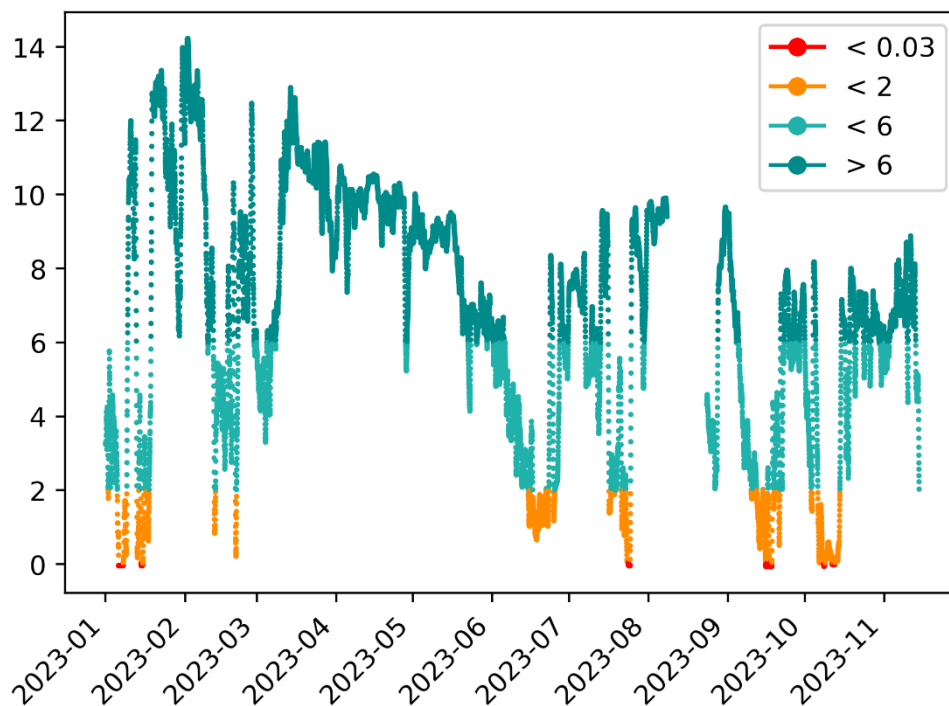


Figure 19 : Concentration en continu de l'oxygène dissous (mg.L^{-1}) à la station H12 au niveau du fond (9m) au cours de l'année 2023. Un filtre de lissage est appliqué pour limiter le bruit. Les seuils d'hypoxie ($< 2 \text{ mg.L}^{-1}$ en orange) et d'anoxie ($< 0.03 \text{ mg.L}^{-1}$ en rouge) sont indiqués.

Pendant la période estivale (de juin à septembre), des sondes d'oxygène en continu, ont également été installées sur des fonds de 5 m dans le secteur de Saint-Chamas, de Bouquet et de Vaine. Sur ces secteurs moins profonds il n'a pas été observé d'anoxie pendant la période estivale. Des hypoxies sont survenues, mais l'analyse plus fine montre qu'elles surviennent généralement entre 4 et 7 h du matin, en fin de nuit, avant la reprise de l'activité photosynthétique du microphytobenthos et des macrophytes. Ces données confirment que les anoxies sont restées cantonnées aux zones profondes en 2023. En 2024, ce suivi sera renforcé sur de nouvelles stations.

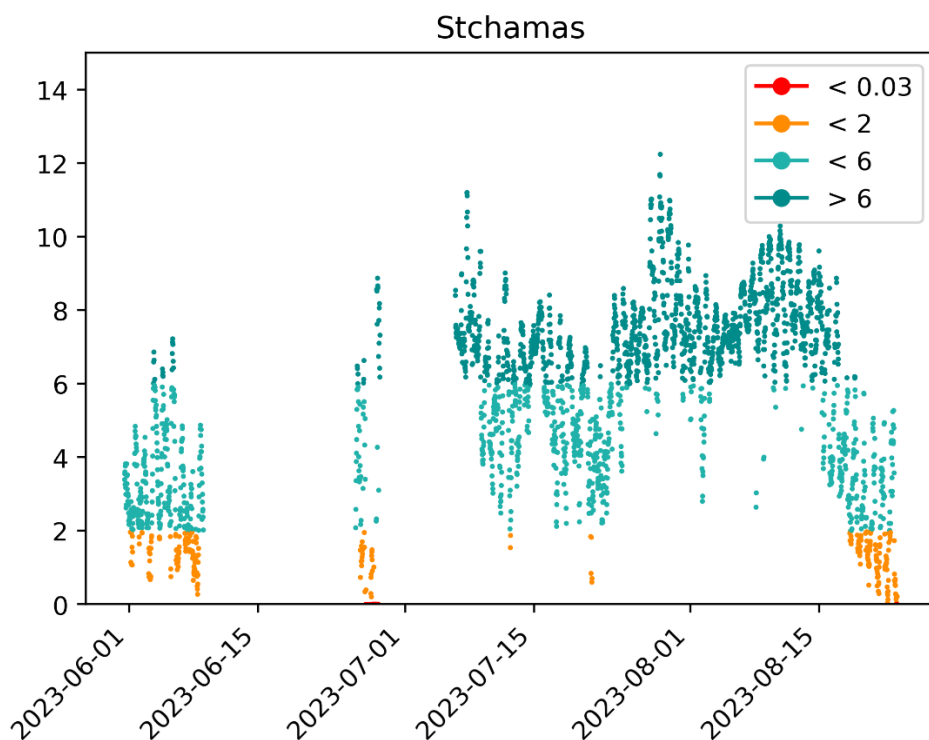


Figure 20 : Concentration en continu de l'oxygène dissous (mg.L^{-1}) à la station Saint-Chamas au niveau du fond (5 m) au cours de l'été 2023. Les seuils d'hypoxie ($< 2 \text{ mg.L}^{-1}$ en orange) et d'anoxie ($< 0.03 \text{ mg.L}^{-1}$ en rouge) sont indiqués.

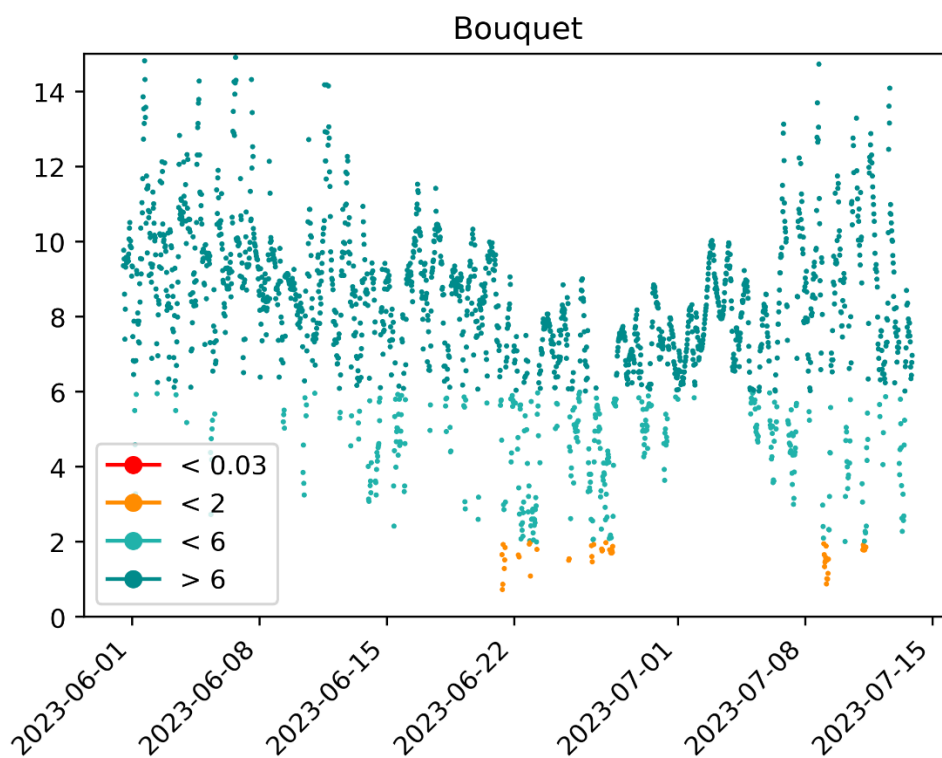


Figure 21 : Concentration en continu de l'oxygène dissous (mg.L^{-1}) à la station Bouquet au niveau du fond (5 m) au cours de l'été 2023. Les seuils d'hypoxie ($< 2 \text{ mg.L}^{-1}$ en orange) et d'anoxie ($< 0.03 \text{ mg.L}^{-1}$ en rouge) sont indiqués.

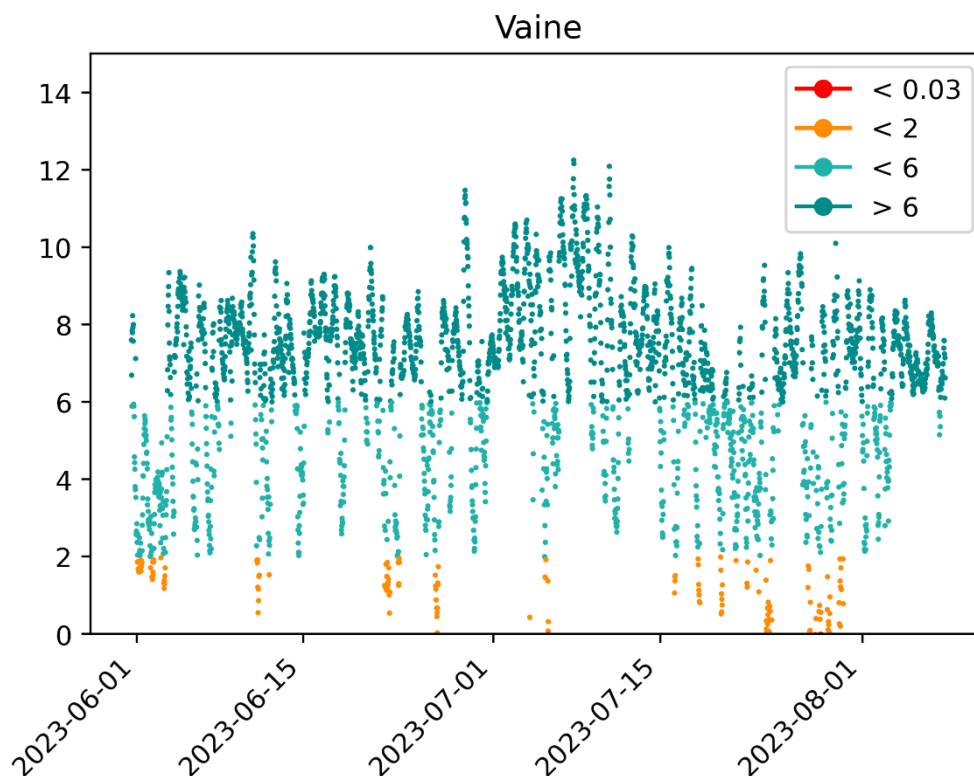


Figure 22 : Concentration en continu de l'oxygène dissous (mg.L-1) à la station Vaine au niveau du fond (5 m) au cours de l'été 2023. Les seuils d'hypoxie (< 2 mg.L-1 en orange) et d'anoxie (< 0.03 mg.L-1 en rouge) sont indiqués.

2.3 Nutriments

2.3.1 Azote inorganique: NO₃, NO₂, NH₄

L'azote inorganique dissous (NO₃, NO₂, NH₄) 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 2023, des **fluctuations saisonnières** comparables à celles observées les années précédentes (2015-2021) avec néanmoins des concentrations plus faibles en azote inorganique. Le **début de l'année est marqué par des apports forts en nutriments, on observe des concentrations très importantes d'azote inorganique notamment NO₃ au mois de février 2023**. Cet épisode est à mettre en lien avec un épisode de turbinage important de la centrale hydro-électrique au moment du prélèvement. L'été, la concentration en azote inorganique diminue en lien direct avec des apports moindres (tributaires et EDF) et une forte consommation par les organismes photosynthétiques en particulier le phytoplancton. Les concentrations en nitrates et nitrites (NO₃, NO₂) sont faibles pendant une grande partie de l'année (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 (NH₄), les concentrations sont faibles** (inférieures à 4 µM.L⁻¹) toute l'année à l'exception du mois d'octobre où trois stations présentent des fortes valeurs (> 12 µM.L⁻¹). Ces stations sont situées au nord et directement sous l'influence du rejet EDF. Les trois jours précédant le prélèvement, il y a eu un important rejet de la centrale avec énormément de limons rejetés (près de 10 000 tonnes en trois jours). Ces apports sont visibles également avec le pic de nitrites observé à la même période.

A l'échelle pluriannuelle, la tendance à la baisse des concentrations en nutriments observée jusqu'en 2017, a été brutalement interrompue à cause des valeurs observées lors de la fin de l'année 2018. **Depuis 2019 et aussi en 2023, 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 conforme selon les normes de la DCE.**

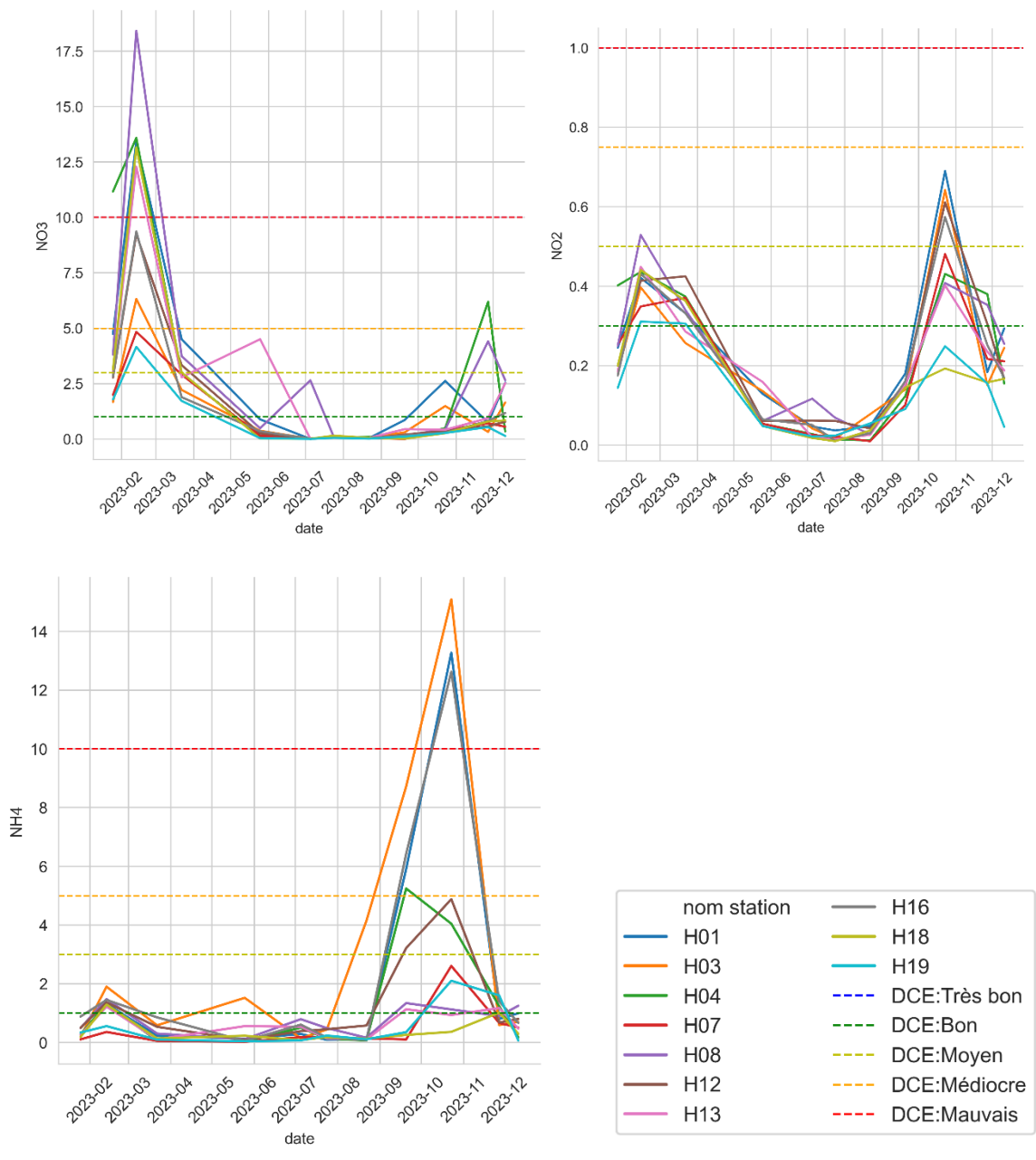


Figure 23 : Concentrations de surface en NO3, NO2 et NH4 (μM.L⁻¹) en 2023 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

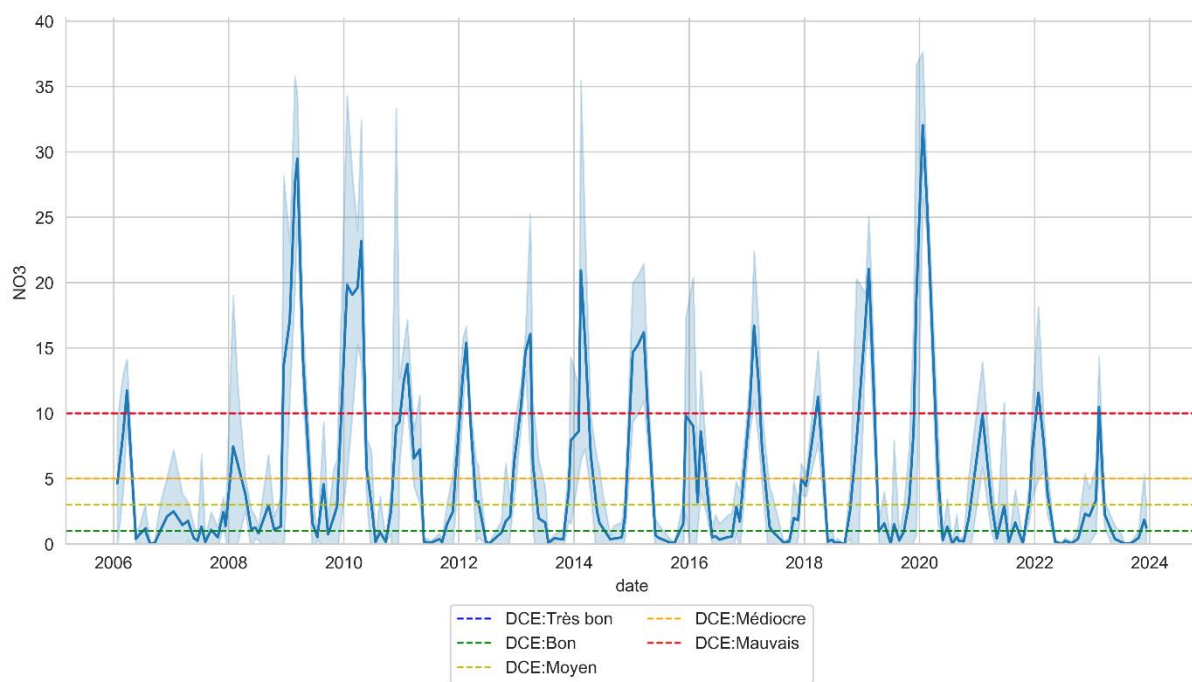


Figure 24 : Concentration moyenne en NO₃ (µM.L⁻¹) entre 2006 et 2023 sur l'étang de Berre. Les seuils de qualité DCE sont indiqués.

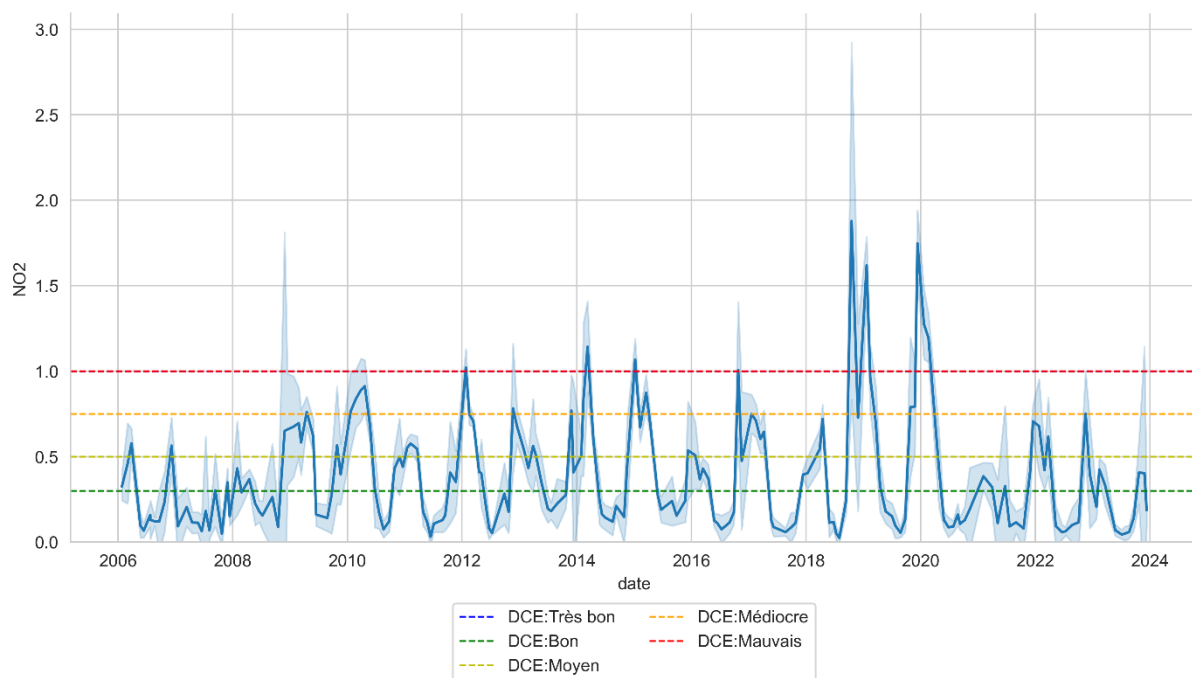


Figure 25 : Concentration moyenne en NO₂ (µM.L⁻¹) entre 2006 et 2023 sur l'étang de Berre. Les seuils de qualité DCE sont indiqués.

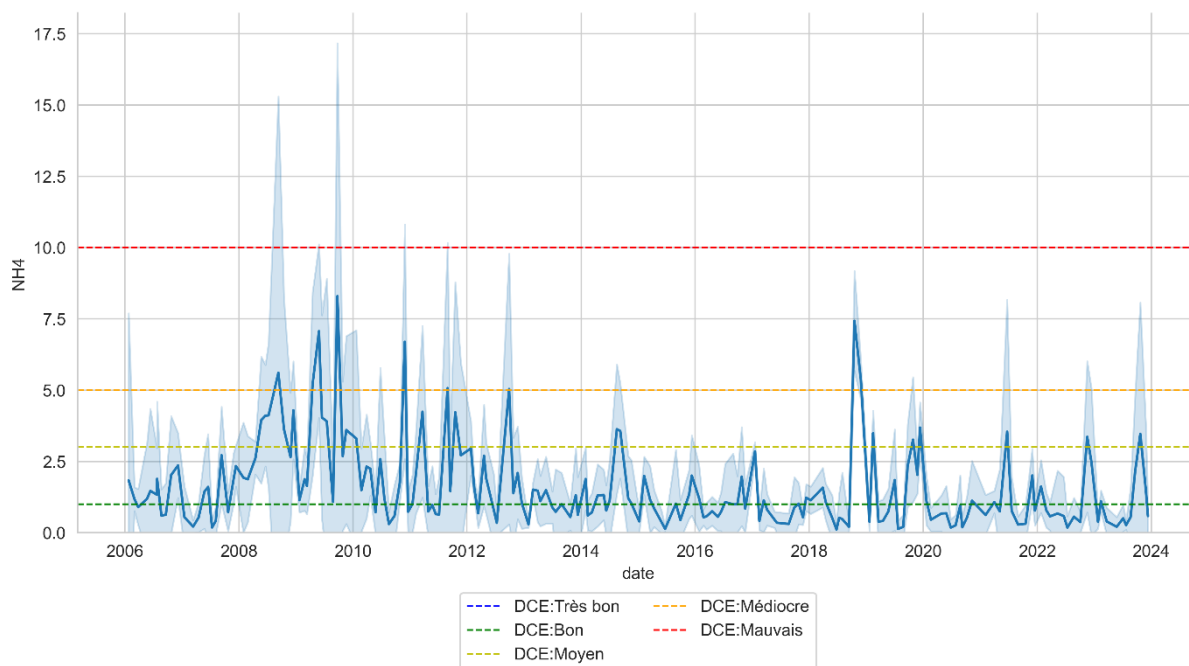


Figure 26 : Concentration moyenne en NH4 (en $\mu\text{M.L}^{-1}$) entre 2006 et 2023 sur l'étang de Berre. Les seuils de qualité DCE sont indiqués.

2.3.2 Phosphore inorganique : PO_4

Les concentrations en phosphate inorganique (PO_4) sont relativement faibles (inférieures à $1 \mu\text{M.L}^{-1}$) dans l'étang de Berre sur toute l'année 2023 (Figure 27). Seule la station H03 présente des valeurs supérieures en septembre. A l'échelle pluriannuelle et de manière analogue à l'azote inorganique, on retrouve en 2023 des valeurs légèrement supérieures à celles avant la crise. Selon les critères DCE, les valeurs sont classées en « bonnes » alors qu'elles étaient « très bonnes » avant la crise. Cela pourrait s'expliquer soit par des apports plus importants en PO_4 en 2023, 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_4 étaient entièrement consommés car il y avait un excès de nutriments azotés dans le système. En 2023, cette élévation des PO_4 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.

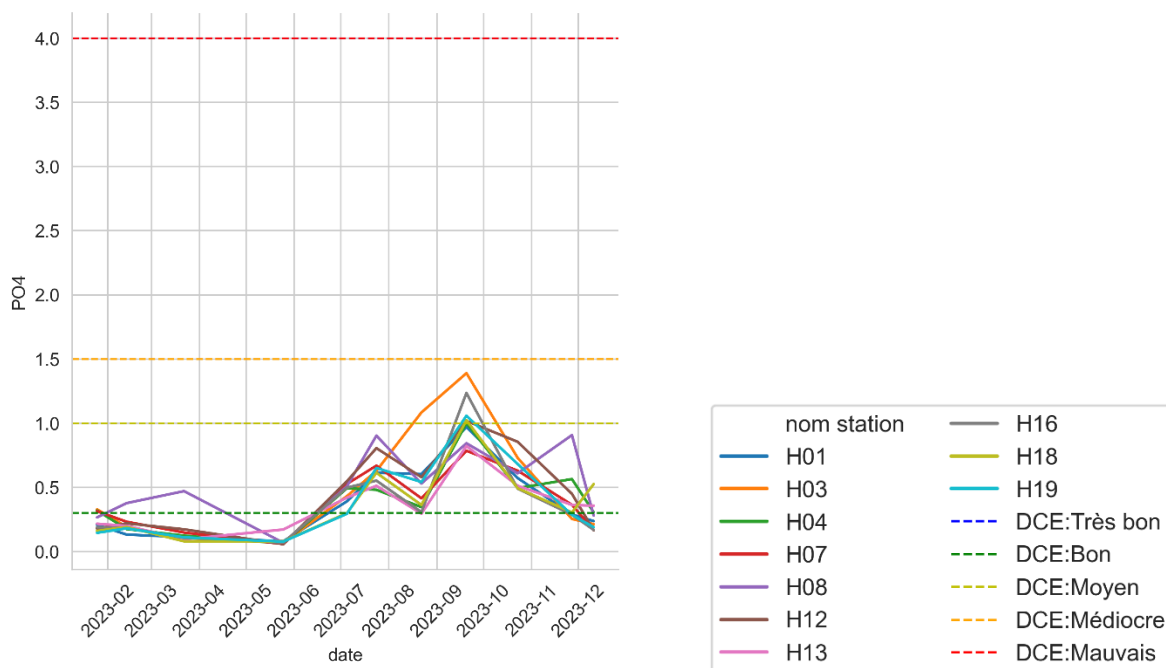


Figure 27 : Concentrations en PO4 ($\mu\text{M.L}^{-1}$) en 2023 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

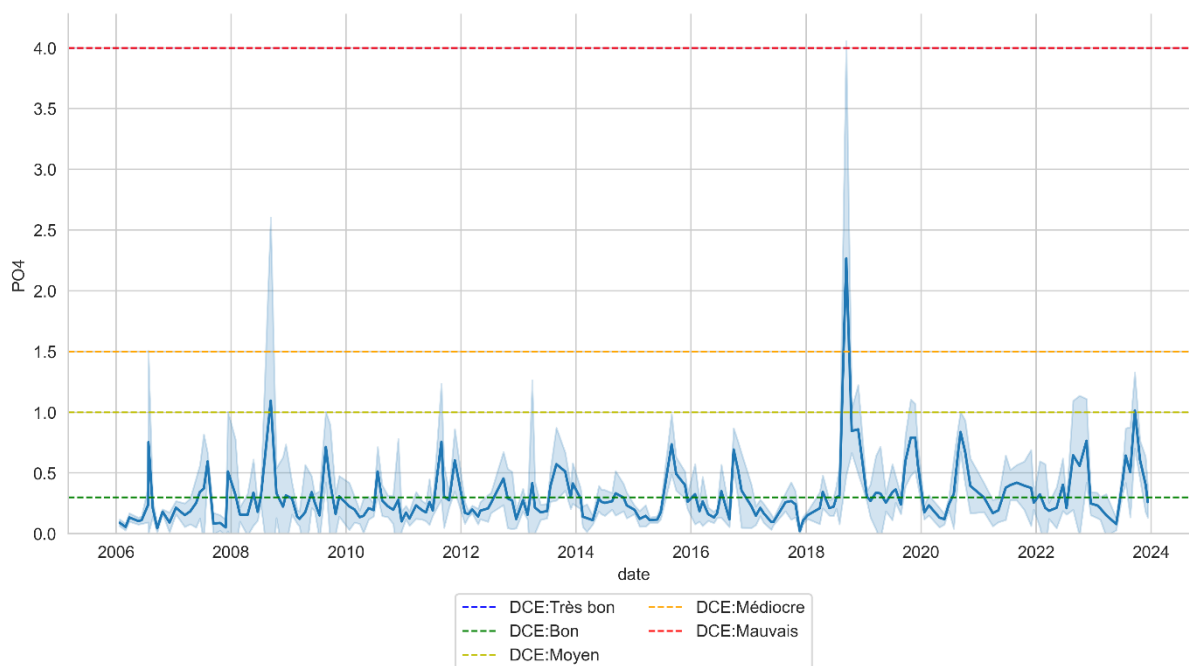


Figure 28 : Concentrations moyenne en PO4 ($\mu\text{M.L}^{-1}$) entre 2006 et 2023 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

2.3.3 Azote (Nt) et Phosphore total (Pt)

Les concentrations en Azote et Phosphore total sont faibles pour l'ensemble de l'année 2023 (Figure 29 et Figure 30). 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 2023 se retrouvent dans les ordres de grandeur des années précédentes (2010-2017), exception faite de 2018 (Figure 31).

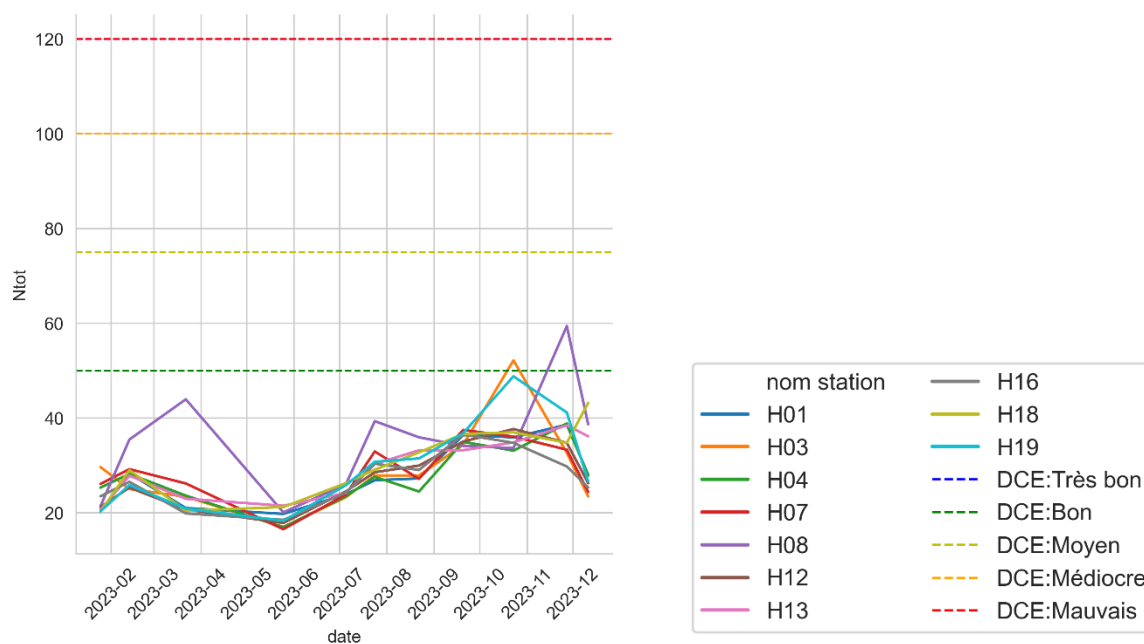


Figure 29 : Concentrations en Azote total ($\mu\text{M.L}^{-1}$) en 2023 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

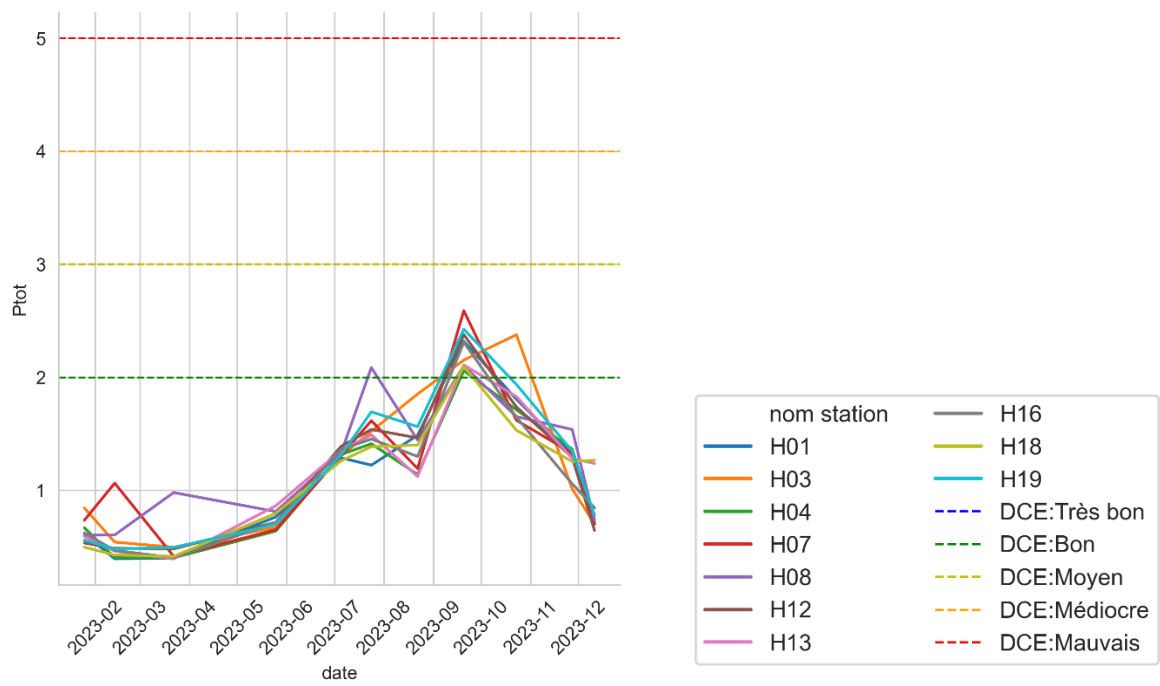
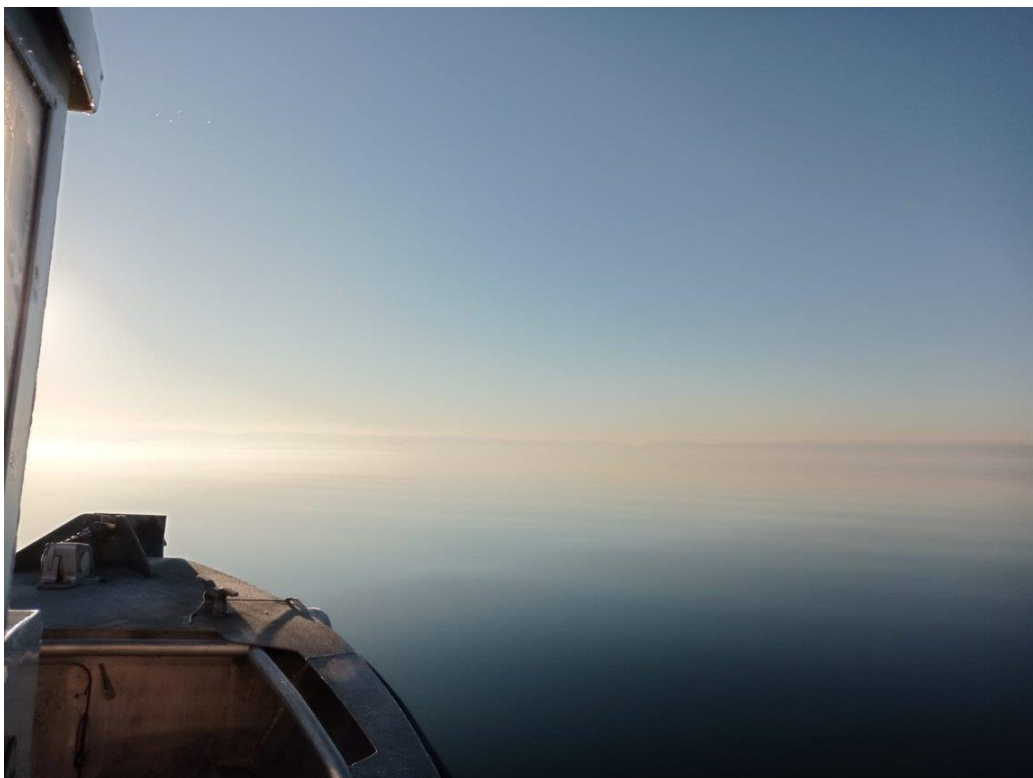


Figure 30 : Concentrations en Phosphore total ($\mu\text{M.L}^{-1}$) en 2023 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.



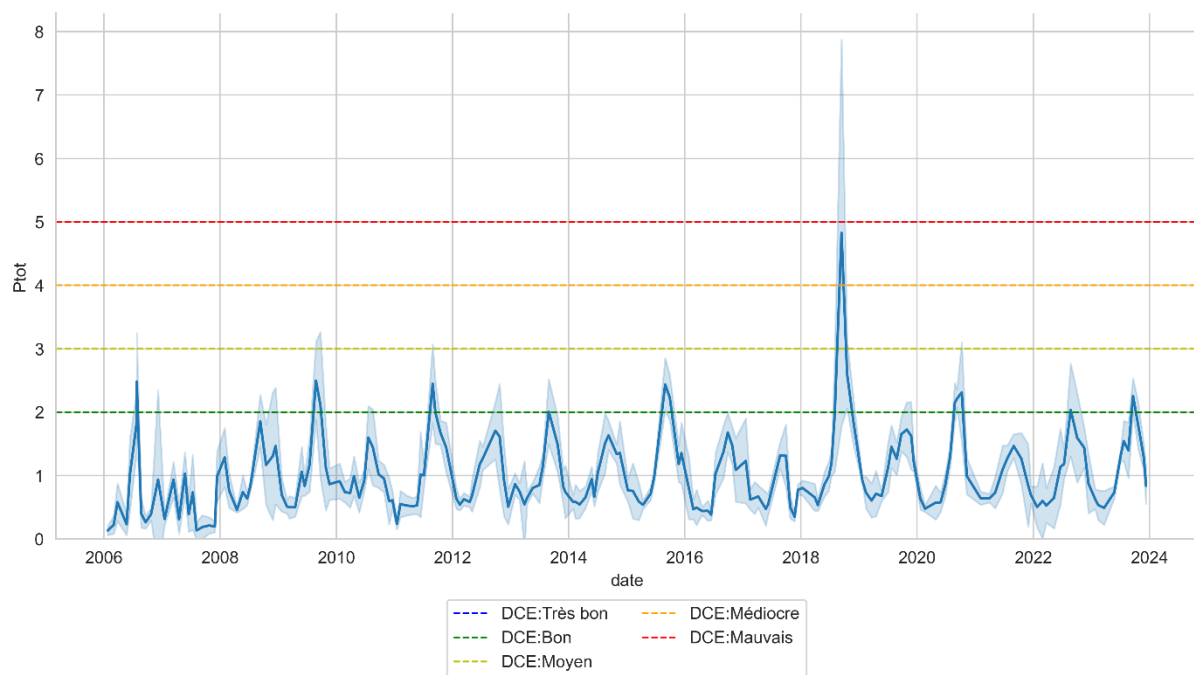
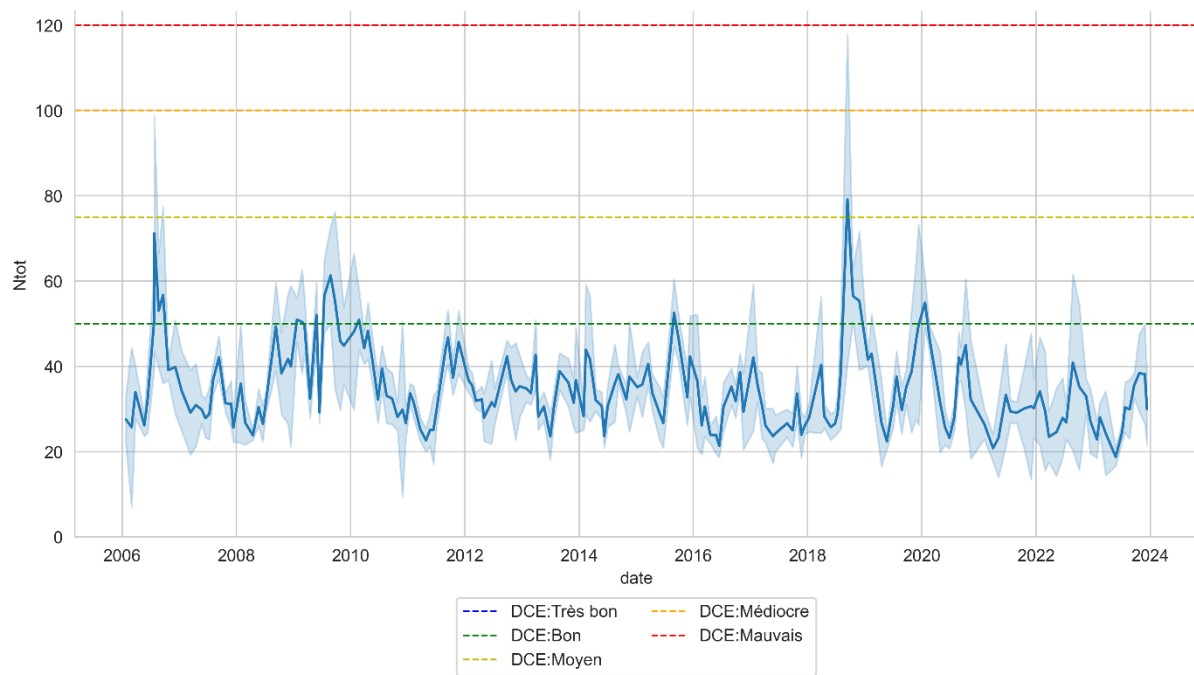


Figure 31 : Moyenne de la concentration en Azote et Phosphore total ($\mu\text{mol.L}^{-1}$) en surface et au fond dans l'étang de Berre entre 2006 et 2023. Les seuils DCE sont indiqués.

3 - MATIÈRE EN SUSPENSION ET TRANSPARENCE

3.1 Matière en suspension (MES)

Les matières en suspension dans la colonne d'eau sont l'ensemble des particules présentes dans l'eau (phytoplancton, limons, etc.) et résultent des apports de la centrale EDF, des tributaires naturels, du ruissellement, des remises en suspension. 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 2023, les valeurs de MES sont dans la lignée des dix dernières années exception faite de 2018 sauf pour le pic observé en octobre 2023 (Figure 33). Ce pic semble directement lié à un rejet important de la centrale hydroélectrique riche en limons, près de 10 000 tonnes en trois jours, deux jours avant la date de prélèvement. Sur le reste de l'année, les faibles valeurs de concentrations en MES sont à mettre en relation avec les faibles apports en limons par la centrale mais aussi à une faible récurrence d'épisodes orageux en 2023 et à l'absence de crues des tributaires naturels.

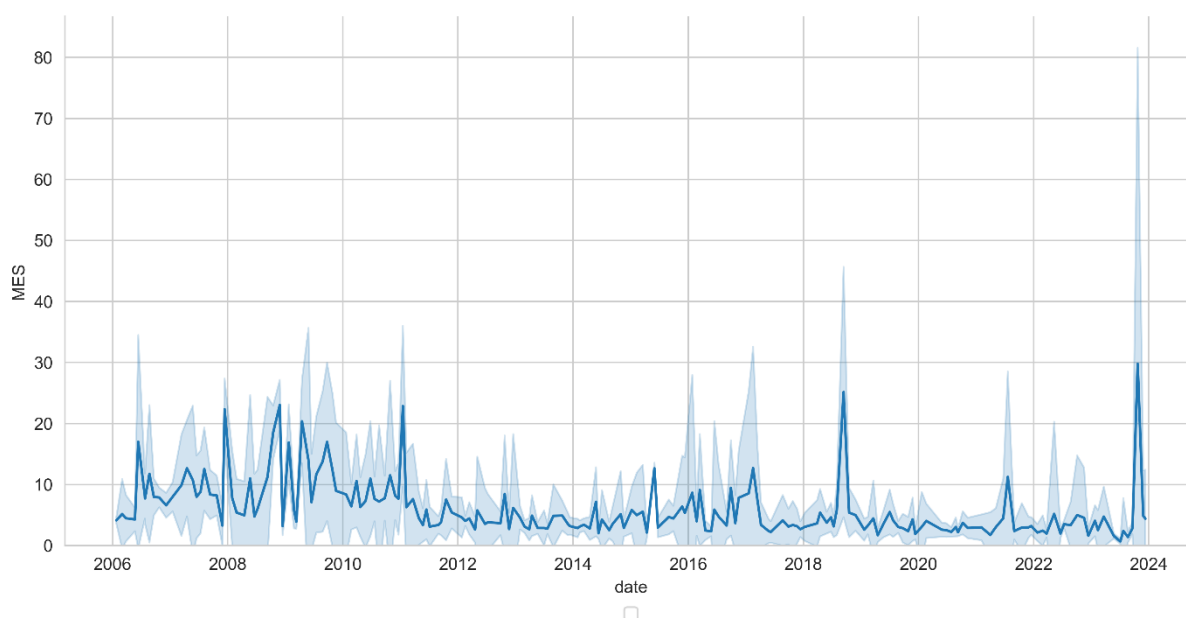


Figure 32 : Moyenne de la concentration en MES (mg.L^{-1}) moyenne dans l'étang de Berre entre 2006 et 2023.

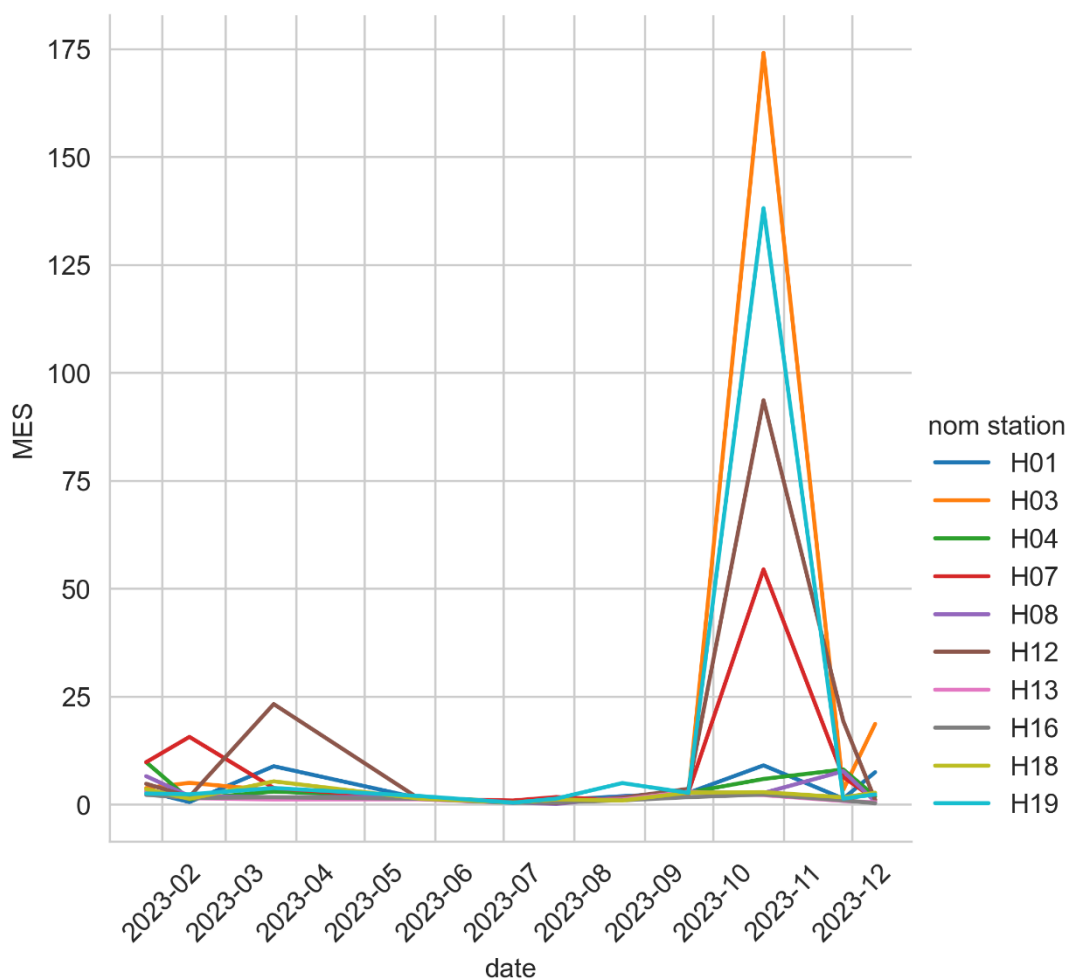


Figure 33 : Concentration en MES (mg.L⁻¹) dans l'étang de Berre en 2023.

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 2023, la profondeur moyenne de disparition du disque de Secchi est égale à 4 m (Figure 34). Même si elle est très légèrement inférieure à celle observée en 2022, cela reste une transparence très satisfaisante. Cette transparence a été importante toute l'année et plus de 75 % des valeurs sont supérieures à 3 m. Ce seuil de 3 m est important car il correspond à un objectif de développement en profondeur des herbiers. Il faut donc une luminosité suffisante à cette profondeur pour permettre ce développement. Ces conditions ont été réunies pour la première fois en 2022 et se renouvellent en 2023. D'un point de vue spatial (Figure

35), la station présentant la meilleure transparence est H18 située sur le Jaï. Néanmoins, en lien avec les apports très faibles en 2023, l'ensemble des stations présente des transparences exceptionnelles par rapport aux années précédentes. La recolonisation des fonds par les zostères et l'atteinte de l'objectif de la DCE nécessite la présence des herbiers jusqu'à 3 m de fond. Pour cela, la pénétration de la lumière mise en évidence par la visibilité du disque de Secchi est indispensable à cette profondeur. Ainsi, en 2023, toutes les stations sont compatibles avec cet objectif de transparence.

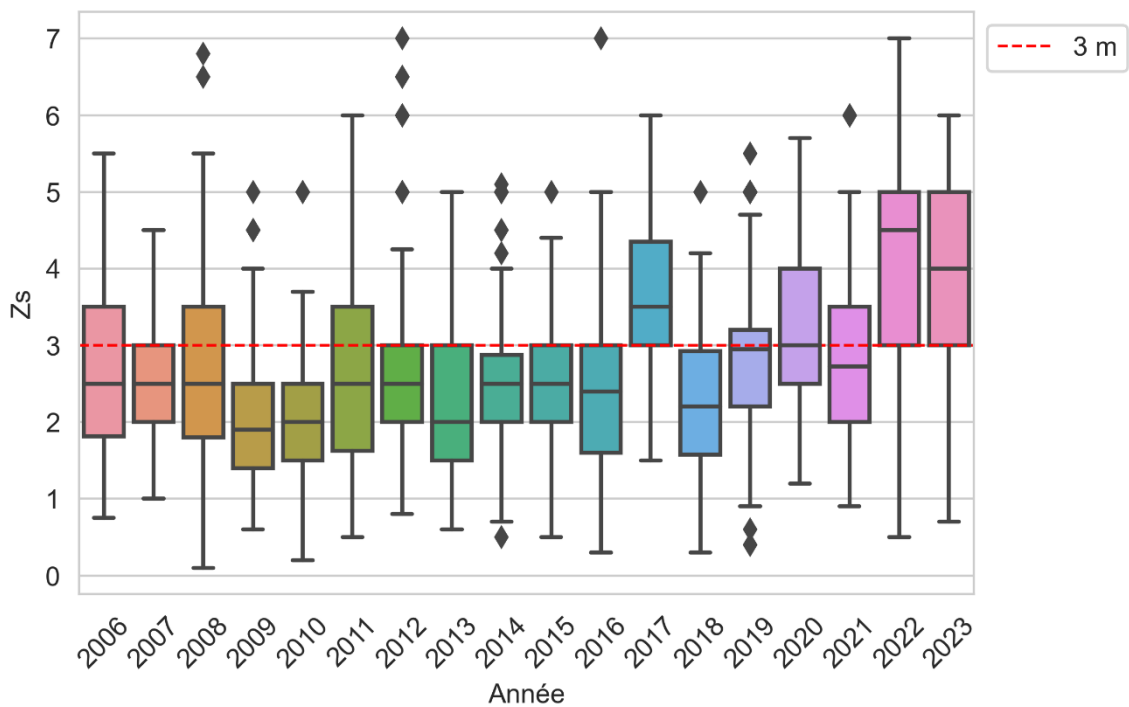


Figure 34 : Box plot annuel de la profondeur de disparition du disque de Secchi (Z_s en m) de 2006 à 2023. La ligne pointillée rouge indique la profondeur de 3 m.

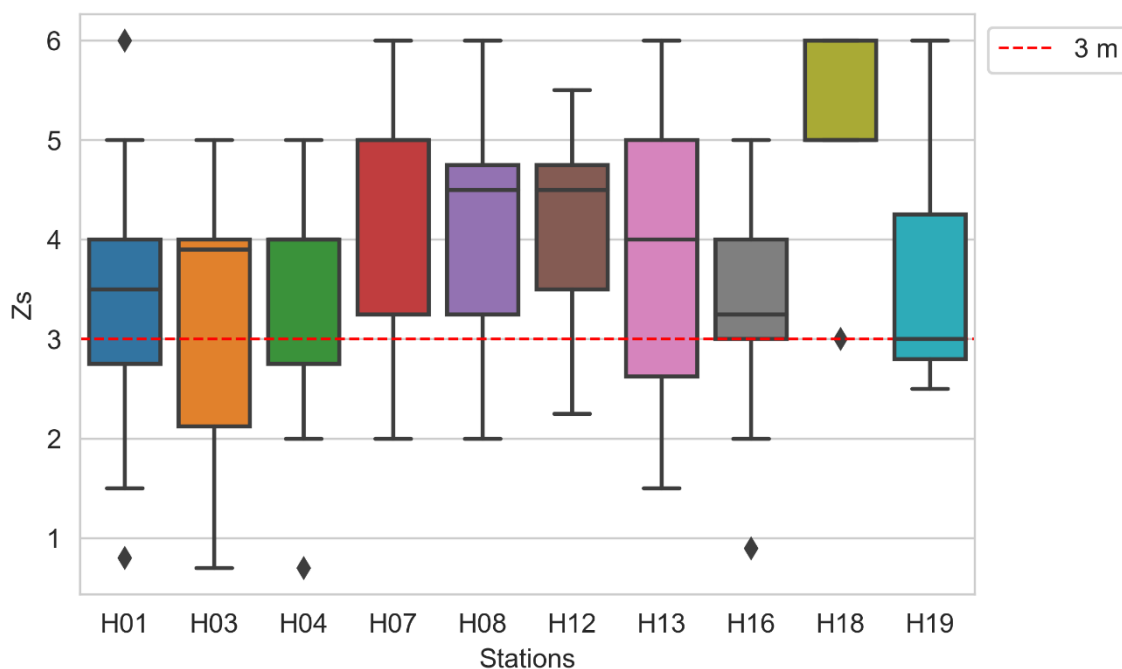


Figure 35 : Box plot de la profondeur de disparition du disque de Secchi (Z_s en m) en 2021 par station. La ligne pointillée rouge indique la profondeur de 3 m.

3.2 Chlorophylle- a / Phytoplancton

La **concentration en chlorophylle a** est utilisée comme proxy de la quantité de phytoplancton. Les pics de concentration en chlorophylle 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 2023, la concentration en chlorophylle a reste faible à modérée une grande partie de l'année ($< 10 \mu\text{g.L}^{-1}$; Figure 36). Un bloom automnal apparaît en septembre-octobre probablement en lien avec les apports plus importants (reprise des turbinage, apport par les rivières et pluviométrie).

Au niveau de la dynamique pluriannuelle, les concentrations en chlorophylle a en 2023 sont les plus élevées depuis la fin de la crise de 2018 (Figure 37). Le pic automnal lié au bloom est des un plus élevé observés depuis 2011.

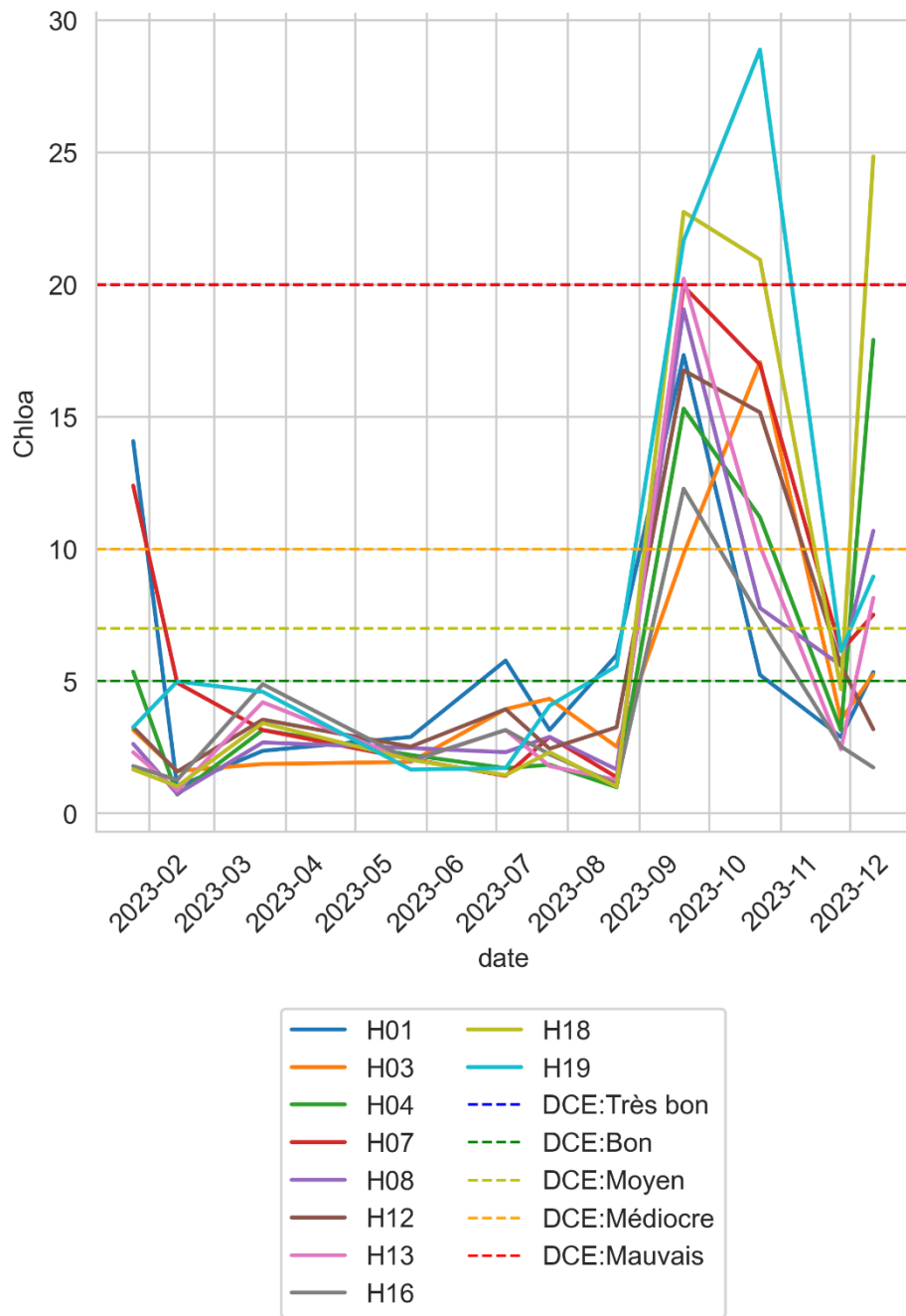


Figure 36 : Concentrations en surface en chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) en 2023 dans l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

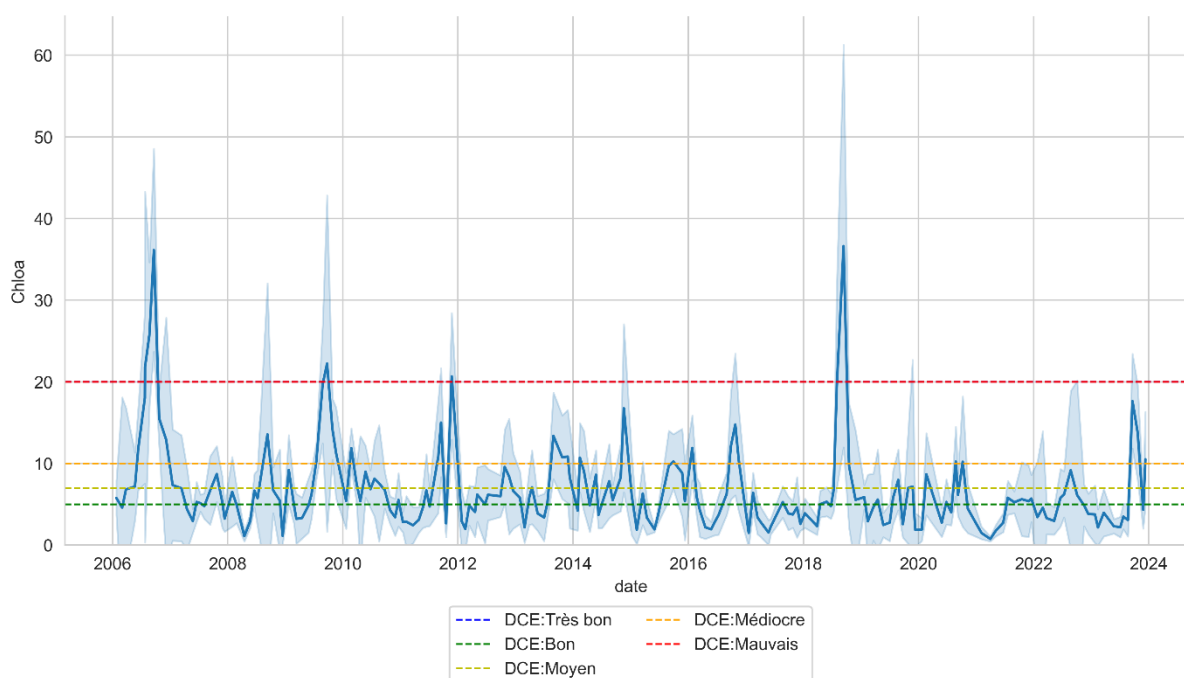


Figure 37 : Concentrations moyennes en Chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dans l'étang de Berre entre 2006 et 2023. Les seuils DCE sont indiqués.

3.3 Synthèse

En 2023, les conditions en termes de niveau d'eutrophisation de l'eau sont bonnes mais le bloom automnal en lien avec des apports importants montre la sensibilité de l'écosystème. Sur la première partie de l'année, et en lien avec les faibles apports, les paramètres de l'eutrophisation sont bons. Les faibles apports en eau douce ont permis de diminuer voire d'éliminer la stratification notamment en période estivale. Cette faible stratification a eu pour conséquence les meilleures conditions d'oxygénation de l'eau en zone profonde avec très peu d'anoxie. Les faibles apports ont aussi limité les concentrations en nutriments et en MES, ce qui se voit sur la première partie de l'année 2023. De même, l'absence d'anoxie d'ampleur a limité le relargage de phosphates en fin d'été. La transparence de l'eau est restée au-dessus des 3 mètres une grande partie de l'année 2023. A l'automne, les apports importants, notamment sous forme de limons, ont provoqué la survenue d'un bloom phytoplanctonique important. Néanmoins, ces blooms phytoplanctoniques automnaux sont classiques en milieu lagunaire, d'autant qu'il n'a pas été vu d'anoxie majeur associée notamment grâce à la stratification faible observée en 2023. **En conclusion, en 2023, le compartiment colonne d'eau montre des signes d'une eutrophisation faible une grande partie de l'année, mais le bloom automnal montre la sensibilité de ce compartiment.**

4 - COMPARTIMENTS « SEDIMENTS »

4.1 Qualité des sédiments

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

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

4.2 Macrofaune benthique

4.2.1 Résultats du suivi 2023

Le suivi de la macrofaune benthique de substrat meuble s'appuie sur un réseau de 13 stations (Figure 38). 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. Sur chacune des stations, trois répliquats de prélèvements sont effectués à l'aide d'une benne de type orange-peel (Figure 39). 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.

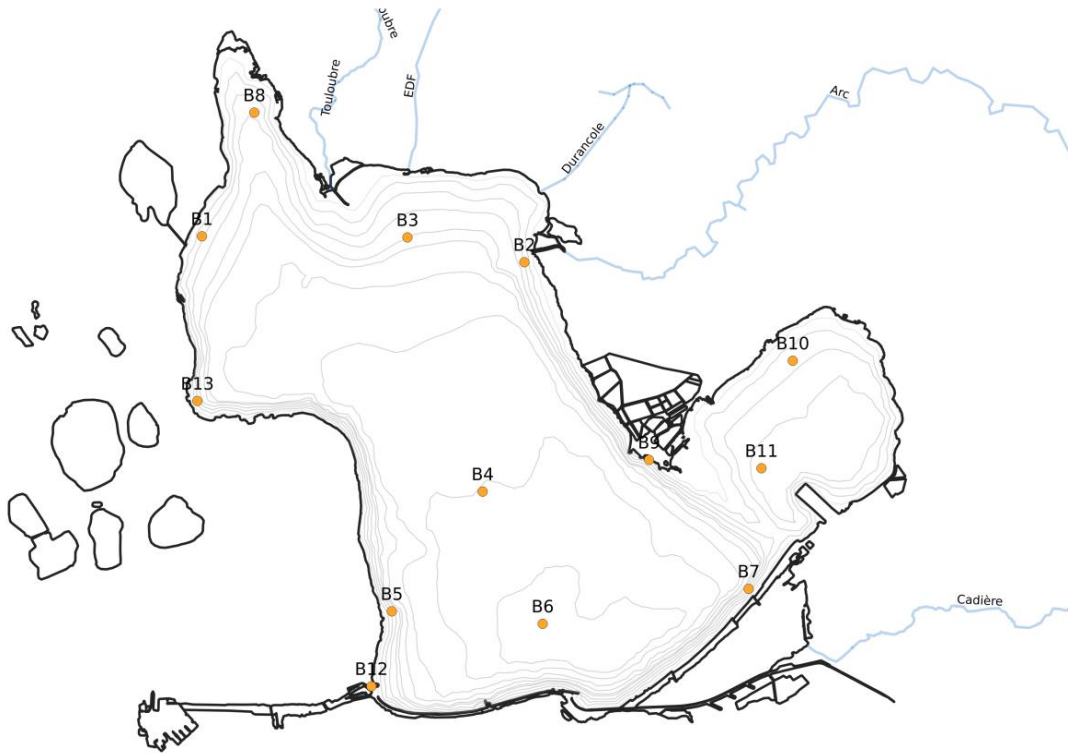


Figure 38 : Localisation des sites de prélèvements de la Macrofaune benthique dans l'étang de Berre.

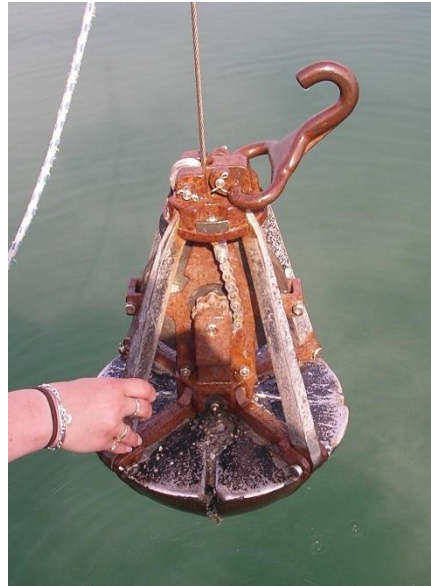


Figure 39 : Benne Orange-Peel pour le prélèvement

En 2023, les prélèvements ont eu lieu début juillet et en octobre. Il a été décompté 24 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 40). 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 deux ans, les bonnes conditions d'oxygénation permettent l'installation de peuplements un peu plus durables et la richesse spécifique tend à augmenter. Les richesses spécifiques les plus élevées sont aux stations B1 et B2 mais de manière générale, les stations littorales moins profondes présentent une diversité supérieure. A noter qu'entre le mois de juillet et celui d'octobre, il n'a pas été observé de baisse de richesse spécifique après la période estivale. Cela confirme les mesures d'oxygène dissous. L'absence de stress oxygène a permis le développement des peuplements.

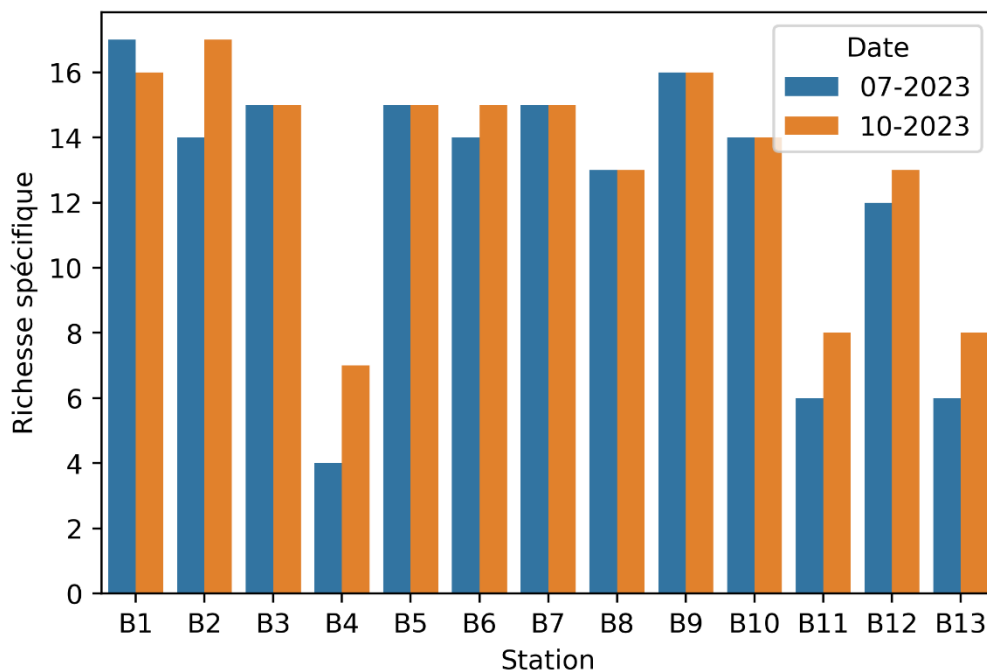


Figure 40 : Richesse spécifique en nombre d'espèces en 2023 sur les 13 stations du suivi de l'étang de Berre.

Dans les espèces les plus fréquentes sont la moule introduite *Arcuatula senhousia* qui présente une importante augmentation en 2023. On retrouve aussi la moule indigène, *Mytilus galloprovincialis*. Les vers polychètes *Nereis succinea* sont toujours présent 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.

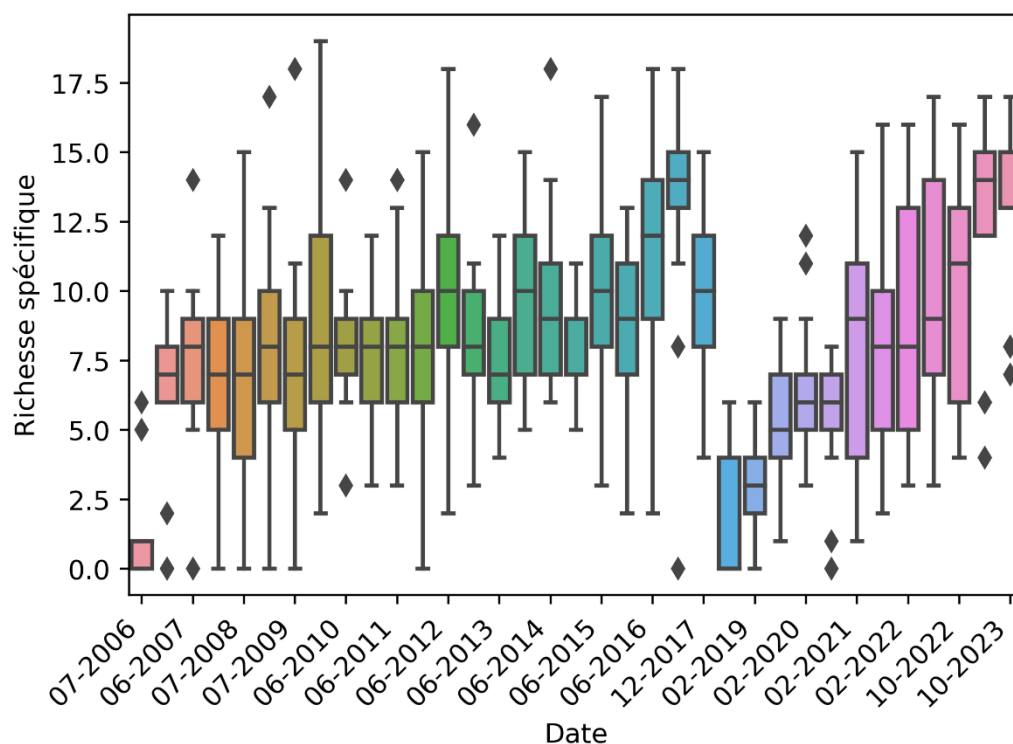


Figure 41 : Richesse spécifique en nombre d'espèces entre 2006 et 2023 pour les stations du suivi de l'étang de Berre.

Au niveau de la dynamique pluriannuelle, les richesses spécifiques observées en 2023 se trouvent dans la continuité de celles de 2022 (Figure 41). La dynamique de recolonisation et de diversification de la macrofaune benthique se poursuit après la crise de 2018.

Les abondances (nombre d'individus par m²) sont aussi en augmentation (Figure 43). Notamment de très fortes densités ont été observées à la station B8, dues à l'importante quantité de moules introduites *Arcuatula senhousia* (Figure 42). Cette espèce représente sur cette stations 99 % des individus observés. Le développement de cette espèce est aussi observé sur les autres stations mais dans une moindre mesure (69 % des observations). Comme pour la richesse spécifique, on observe une augmentation au cours de l'année, signe d'un développement des peuplements.

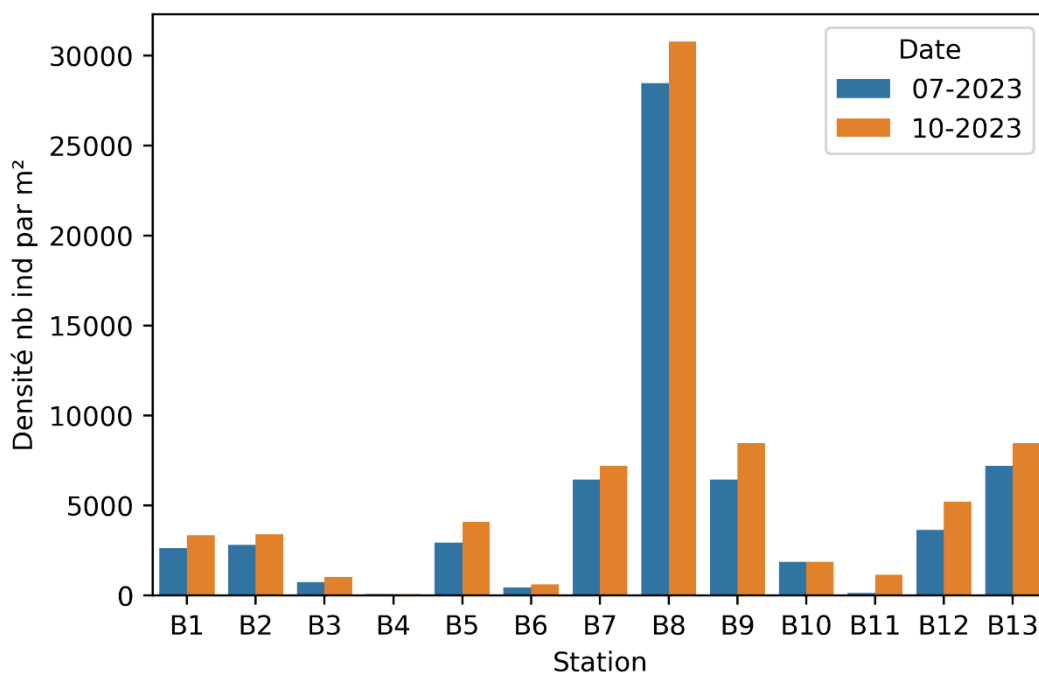


Figure 42 : Densité en nombre d'individus par m² en 2023 sur les 13 stations du suivi de l'étang de Berre.

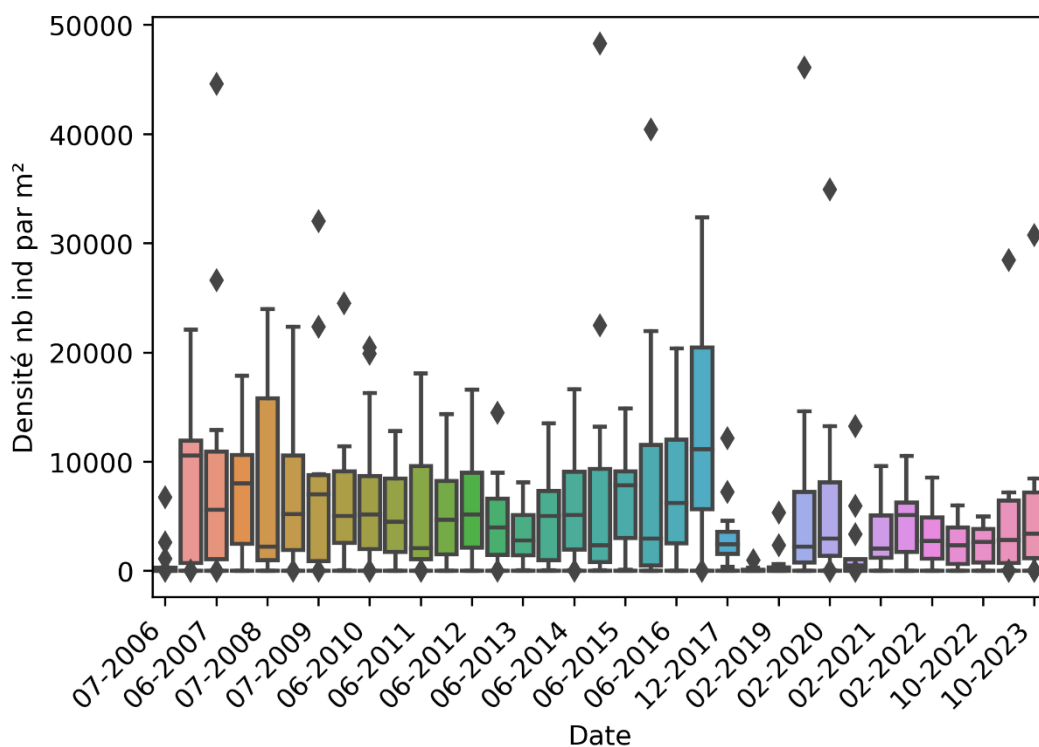


Figure 43 : Densité en nombre d'individus par m² entre 2006 et 2023 pour les stations du suivi de l'étang de Berre.

L'analyse de la macrofaune benthique, selon les critères DCE, montre que les peuplements sont classés « mauvais » à « moyen » pour l'année 2023 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 pour favoriser les 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 44 et Figure 45 décrivent les Indices d'Abondance Moyenne (IAM ; Schonn et Astruch, 2023).

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 18 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. Malgré la baisse globale en 2023, les populations les plus développées (IAM supérieur à 300) sont observées à proximité de Martigues (stations 30 et 31). De fortes abondances ont également été observées dans le Golfe de Saint-Chamas (station 6bis), vers Champigny (stations 13 et 14) et dans l'étang de Vaïne (station 25). On notera tout de même une forte baisse sur la station 9 dont la moyenne a toujours été relativement élevée depuis 2006 (moyenne = 301) et dont l'IAM a été divisé par 3.4 entre 2022 et 2023 pour atteindre la valeur de 80 en 2023. Globalement en 2023, le peuplement de moules se caractérise : (i) pour les faibles valeurs d'IAM (inférieures à 100), par des individus isolés et/ou des agrégats inférieurs à 0.2 m ; (ii) pour les valeurs moyennes d'IAM (de 100 à 300), par un mélange hétérogène avec des agrégats inférieurs à 1 m et des sections continues ; (iii) pour les fortes valeurs d'IAM (comprises entre 300 et 500) par un développement majoritairement continu ou d'agrégats de 3 à 5 m.

En 2023, l'indice d'abondance moyen (IAM) d'*Arcuatula senhousia* est en moyenne de 75 à l'échelle de la zone d'étude, soit 3 fois plus élevé qu'en 2022. L'IAM maximal a été relevé

sur la station 31 avec 441, station habituellement recouverte majoritairement par la moule *Mytilus galloprovincialis*, (Figure 44). Alors qu'*Arcuatulata senhousia* était totalement absente sur la majorité des stations en 2021 (absence sur 21 stations sur 31), elle est seulement absente sur 9 stations sur 31 en 2023 (Figure 45). Une nette augmentation de l'abondance de la moule *A. senhousia* est donc observée en 2023, principalement dans l'ouest de l'étang de Berre (globalement de la station 31 à 17). Les stations du sud de Berre et de l'étang de Vaïne sont globalement très stables car peu de moules invasives y sont observées. Alors que plusieurs diminutions étaient observées en 2022, la tendance semble s'inverser en 2023.

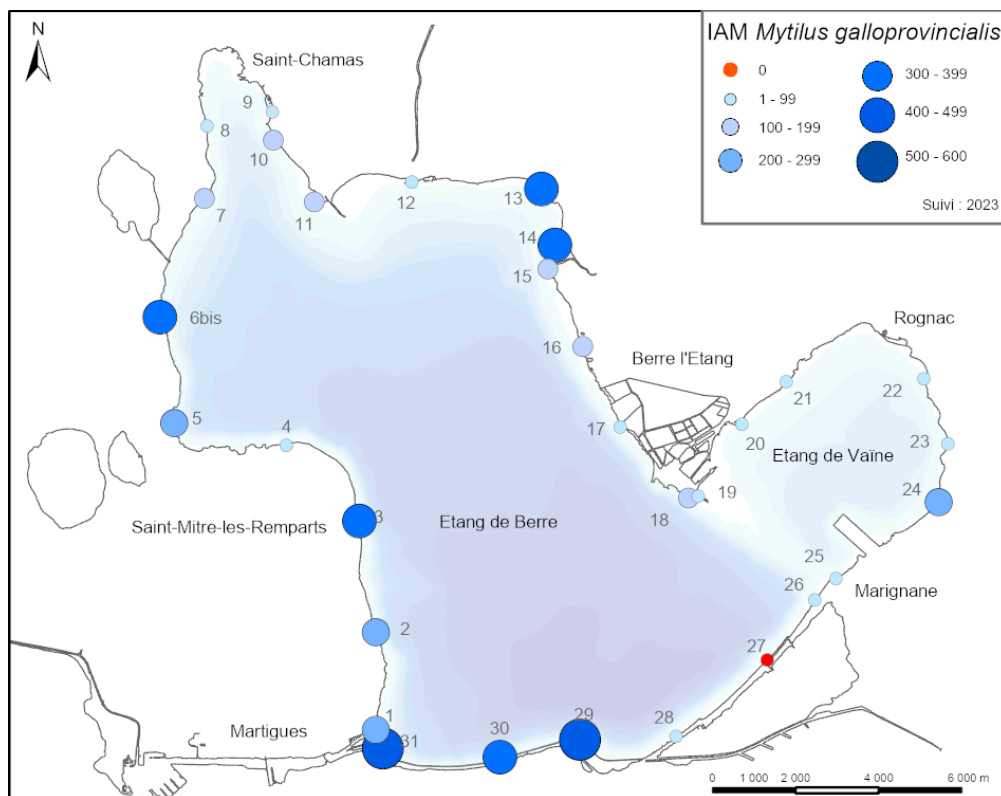


Figure 44 : Abondance (IAM) de *Mytilus galloprovincialis* en 2023 au niveau des 31 transects étudiés dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre (source : Gis Posidonie).

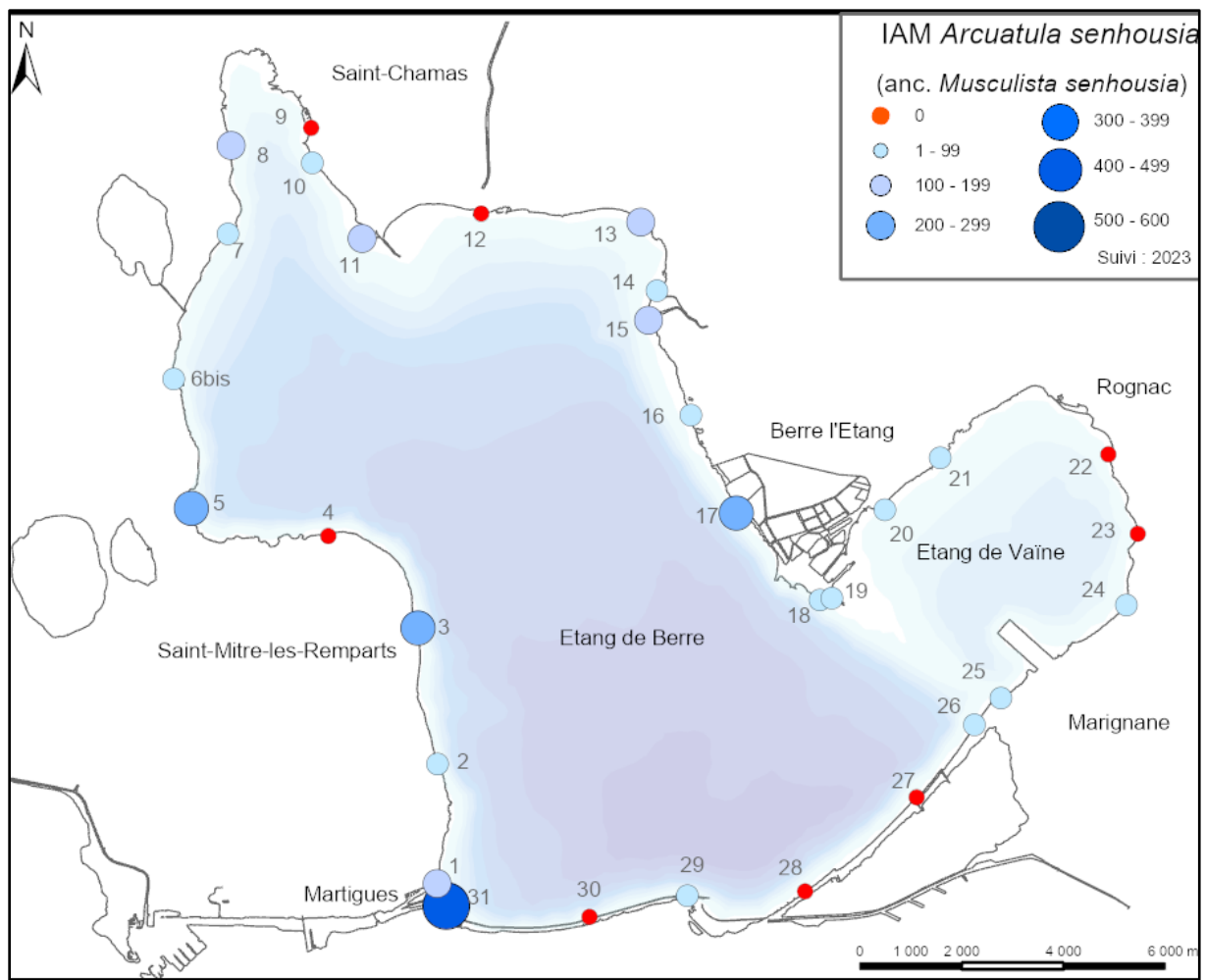


Figure 45 : Abondance (IAM) d'*Arcuatula senhousia* en 2023 au niveau des 31 transects étudiés dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre (source : Gis Posidonie).

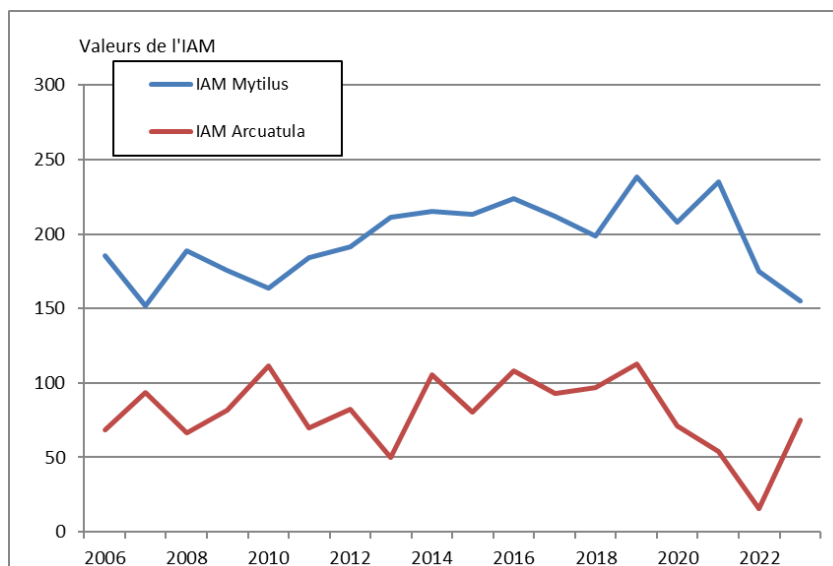


Figure 46 : Evolution des valeurs d'abondance (IAM) de *Mytilus galloprovincialis* et *Arcuatula senhousia* entre 2006 et 2023 au niveau des 31 stations étudiées, dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre (source : Gis Posidonie)

4.4 Zoom sur les peuplements de palourdes

Au printemps 2019, le Gipreb a mené la première campagne d'évaluation de l'état du peuplement de palourdes dans l'étang de Berre. Cette campagne était de grande envergure : 238 stations ont été suivies entre 0 et 5 m de profondeur correspondant à 38,78 km² (Mahé *et al.* 2020a). Au-delà de 5 m de profondeur, le peuplement de palourdes japonaises était considéré comme décimé, à la suite de la crise écologique de 2018 (Gipreb 2018). Le but était de faire un inventaire de l'état des populations sur la bordure côtière après la crise et également d'avoir un état zéro permettant de suivre la recolonisation. L'abondance totale était de 552 millions d'individus \pm 75 représentant une biomasse de 2 904 tonnes \pm 433 sur la bordure côtière entre 0 et 5 m de profondeur.

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

En 2022, le Gipreb a réalisé une étude de peuplement des palourdes sur l'ensemble de l'étang, comme celle réalisée en 2019. Cette étude porte sur 235 stations réparties aléatoirement entre

0 et 5 m sur l'ensemble de l'étang. Sur chaque station, 3 quadrats de 0.25 m² sont prélevés et toutes les palourdes y sont mesurées.

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

En 2023, un suivi a été réalisé sur le secteur du Jaï (Figure 47). Les résultats montrent une stagnation voire une légère baisse sur le bord (entre 0 et 2 m) qui est le plus soumis à la pression de pêche. Au contraire, en profondeur (entre 2 et 5 m), la pression de pêche est normalement inexistante, les peuplements progressent. 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. Ces résultats montrent que la réglementation actuelle de la pêche permet une gestion durable de la ressource.

Les évolutions en biomasse des palourdes sont présentées régulièrement en comité de pilotage de la pêche des palourdes de l'étang de Berre dont le Gipreb est l'animateur. En effet, depuis la première ouverture de la pêche, le 1^{er} février 2018 (Arrêté n°R93-2018-01-30-001 du 30 janvier 2018), un comité de pilotage a été créé pour suivre l'évolution des palourdes japonaises dans l'étang de Berre et permettre d'ajuster les réglementations en vigueur. Ce comité est composé du Comité régional des pêches maritimes et des élevages marins de Provence-Alpes-Côte d'Azur (CRPMEM-PACA), la Prud'homie des patrons pêcheurs de Martigues, la Direction interrégionale de la mer Méditerranée (DIRM-Med), la Direction départementale des territoires et de la mer des Bouches-du-Rhône (DDTM 13), de l'institu 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 adaptés pour permettre une exploitation durable de la ressource. La réglementation en vigueur est régulièrement mise à jour sur le site du Gipreb (etangdeberre.org).

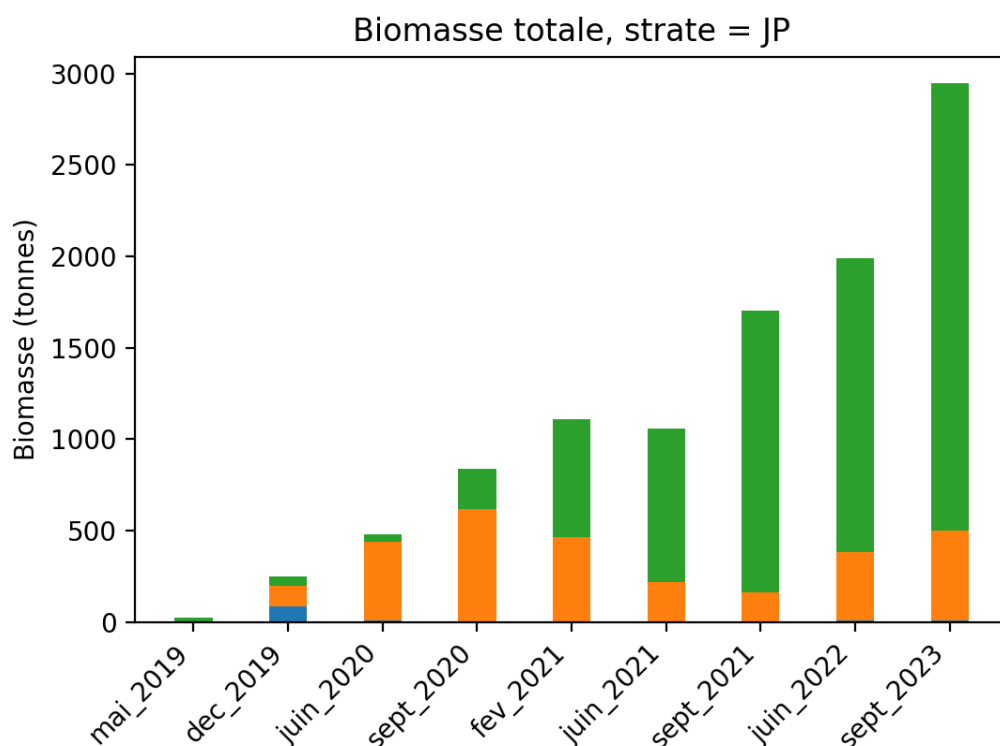
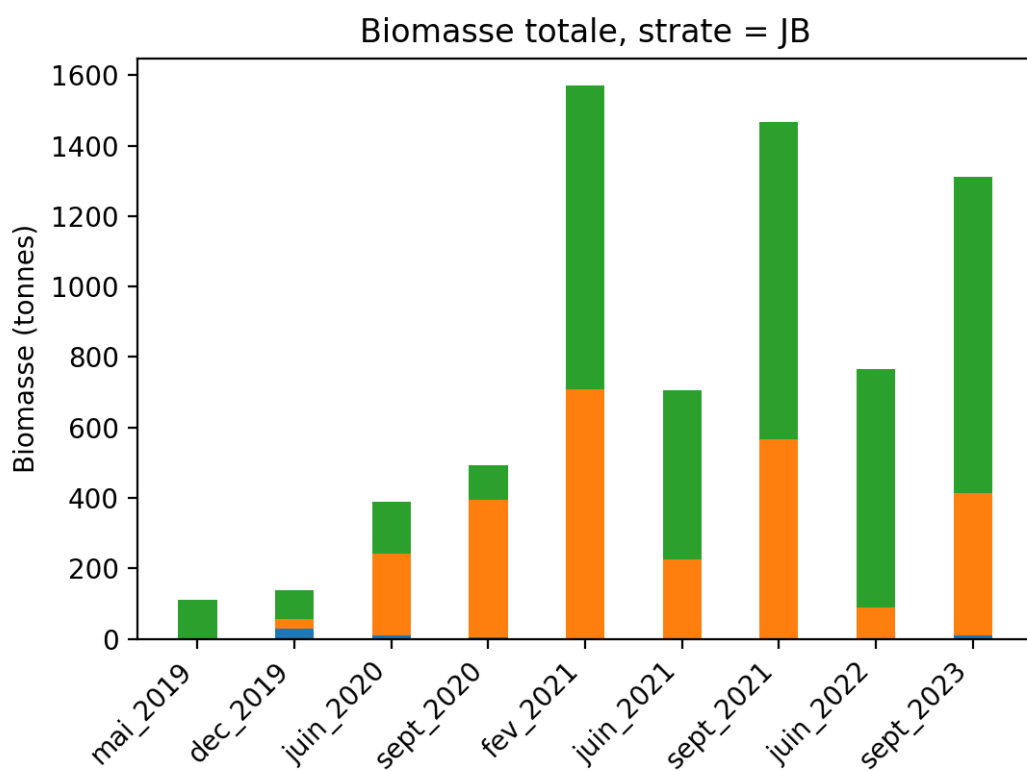


Figure 47. Estimation de la biomasse de palourdes sur le secteur du jai au bord (0-2m ; JB) et en profondeur (2-5m ; JP) en fonction des périodes de prélèvements et des différentes classes de taille : les juvéniles en bleu sont les individus mesurant moins de 17 mm, les adultes entre 17 et 30 mm sont représentés en orange, la fraction exploitable en vert représente les palourdes de taille supérieures à 30 mm.

4.5 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 sur les fonds de l'étang (Figure 48). Il est signalé à de nombreux endroits dans l'étang mais pour l'instant, s'il semble se développer, il ne présente pas de caractère invasif. 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.

Autre espèce potentiellement invasive, le crabe bleu *Callinectes sapidus*. Le premier signalement de cette espèce originaire d'Amérique en Méditerranée a été effectué en 1962 dans l'étang de Berre. Depuis, s'il est régulièrement présent dans l'étang, il n'était que rarement pêché par les professionnels. Or, en fin d'année 2023, les pêcheurs professionnels ont signalés de plus importantes prises dans l'étang de Berre et s'inquiètent de cette augmentation. Dans d'autres lagunes méditerranéennes, les populations ont explosé, causant d'énormes dégâts sur l'activité de pêche. En 2024, des opérations de suivis et de régulation sont prévues en partenariats avec les pêcheurs.

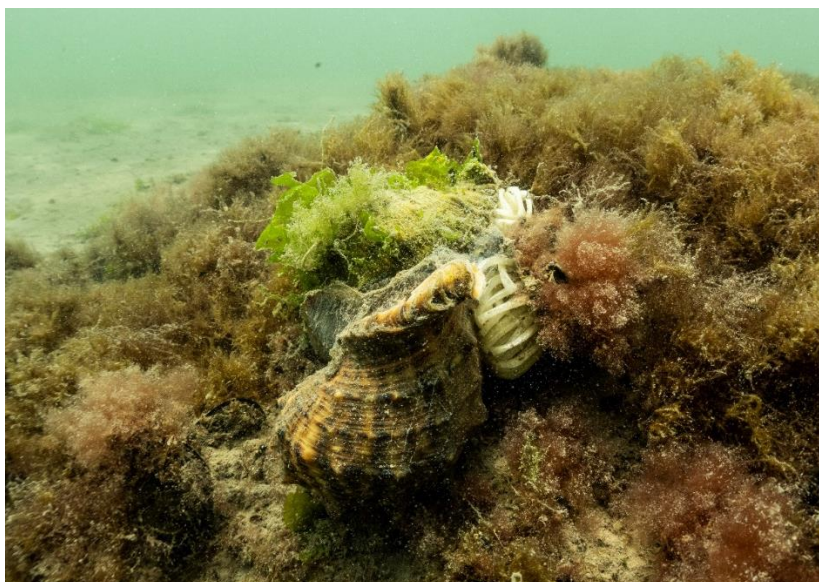


Figure 48 : Photographie d'un individu de *Rapana venosa* en train de pondre ses œufs (GIS Posidonie)

En 2023, Le nudibranche *Doris verrucosa* a été observé abondamment dans l'étang de Vaïne, tout comme ses pontes (Figure 49). 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. C'est une espèce qui se nourrit de porifères. Elle peut traduire une nouvelle fois la tendance de l'étang de Berre à se mariniser.



Figure 49 : Photo de 5 individus de *Doris verrucosa* se nourrissant d'une éponge dans l'étang de Vaine. Source photo : GIS Posidonie

4.6 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 2023 se caractérise par une **richesse spécifique toujours faible**. Toutefois, les conditions oxiques favorable en 2023 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 2023.**

Les peuplements de moules de Méditerranée (*Mytilus galloprovincialis*) se stabilisent et on observe en 2023 une forte augmentation des peuplements de la moule invasive (*Arcuatula senhousia*). Sur la bordure côtière, la recolonisation des peuplements de palourdes continue

avec une ressource importante, notamment en profondeur (2 à 5 m). Les espèces patrimoniales et à affinité marine telle que les grandes nacres, les oursins, les hippocampes qui étaient observées (avant 2018) à la sortie du chenal de Caronte n'ont pas fait leur retour.

La situation dégradée de ce compartiment le rend particulièrement vulnérable aux espèces introduites. En effet, les peuplements n'étant pas structuré, 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, 2023 voit à nouveau les peuplements d'*Arcuatula senhousia* augmenter. D'autres espèces exotiques sont déjà présentes dans l'étang mais n'ont pas de caractère invasif pour le moment comme le crabe bleu ou le rapana. 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 50 : 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 51). 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, 2023).

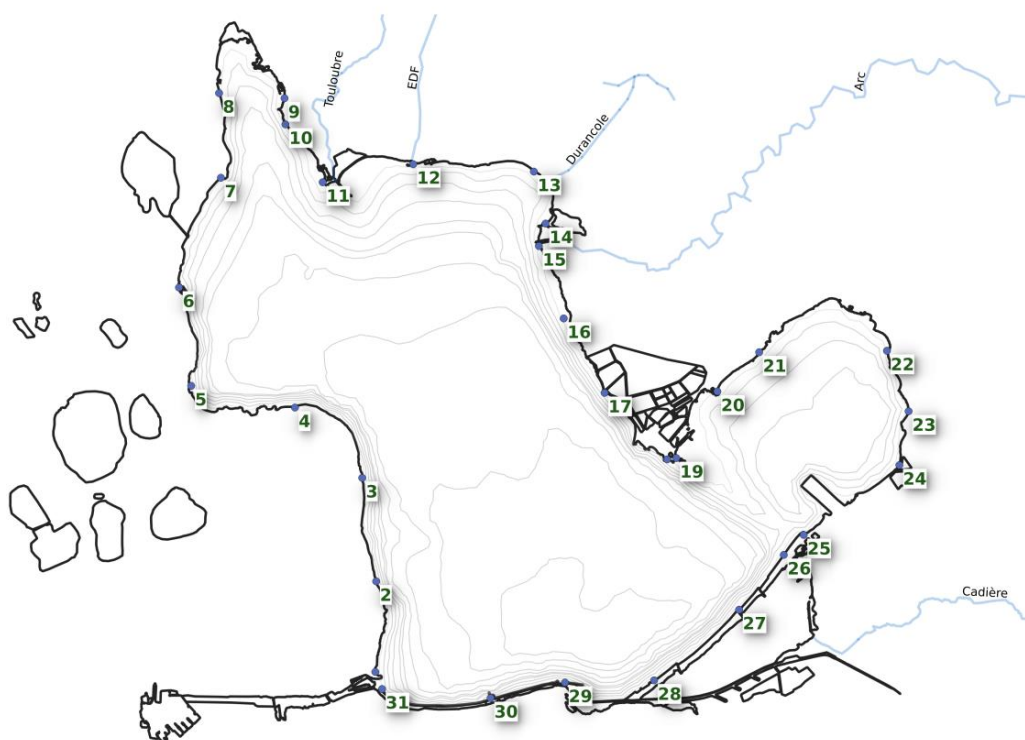


Figure 51 : Carte des 31 transects littoraux du suivi macrophytes.

Après la forte régression des herbiers de zostères (*Zostera noltei*) observée en 2019 et faisant suite à la crise écologique de 2018, les herbiers continuent leur progression observée depuis 2020. Cette progression se traduit par l'observation de rhizomes traçants qui colonisent les zones perdues par l'herbier lors de la crise. En 2023, *Z. noltei* est en progression à l'échelle des étangs de Berre et de Vaïne. Par station, les augmentations les plus importantes de l'IAM sont observées sur les stations 23 et 24 dans Vaïne, avec 235 sur la station 24 ($\times 8.2$ par

rapport à 2022) et 190 sur la station 25 (x3.8 par rapport à 2022). Un herbier quasi continu est maintenant présent sur la station 18 (proche de la station 19) 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. A noter également, une importante floraison a été observée en 2023.

L'abondance des chlorobiontes (algues vertes) reste dans des valeurs proches de celle des trois dernières années, avec une tendance à l'augmentation. Cette tendance est particulièrement marquée chez le genre *Enteromorpha* et pour les Cladophores. L'abondance des Cladophores est quasiment équivalente à celle des ulves en 2023. Les conditions de salinité mais aussi les conditions météorologiques instables observées entre fin mai et début juin (nombreux orages) pourraient expliquer cette augmentation de l'abondance des Cladophores. Les signalisations et l'abondance de *Codium fragile*, chlorobionte introduite, sont en hausse constante depuis la crise anoxique de 2018. En 2023, *Codium fragile* a été observée dans 21 stations contre 9 en 2022 et 3 en 2021. Les stations où l'abondance est la plus grande se situent proche du canal de Caronte mais cette espèce a été observée tout autour des étangs de Berre et de Vaïne, avec une fréquence de 14 % en 2023 (contre 6 % en 2022).

Les rhodobiontes (algues rouges) représente le groupe majoritaire de macrophytes en 2023 et l'abondance de ce groupe est la plus importante observée depuis le début du suivi quantitatif en 1996. Les Callithamniae, groupe le plus abondant de l'étang en 2021, ont nettement diminué. Au contraire, les gracilaires, sont en progression. Depuis 2022, on assiste à une augmentation des peuplements des Ceramieae. Les Ceramieae sont des rhodobiontes, communes en milieu lagunaire et représentées par plusieurs taxons comme *Ceramium* spp. et *Centroceras gasparrinii*. L'abondance des Ceramieae et leur signalisation ont fortement augmentées en 2022 puis en 2023 (26 signalisations en 2022 et 2023 contre 17 en 2021 ; IAM = 144.3 en 2023 contre 13.5 en 2021). La valeur d'IAM la plus élevée a été observée sur la station 2 avec un IAM de 465. Des augmentations spectaculaires ont été observées sur certaines stations où ce groupe était quasiment absent en 2022 (IAM < 25) et pour lequel l'IAM se situe maintenant entre 170 et 430 (station 3, 9, 10, 11, 17, 22, 29 et 30). La fréquence est également assez élevée puisque on retrouve ce groupe dans 59 % des segments des transects échantillonnés.

Ce taxon est observé de manière générale tout autour des étangs de Berre et de Vaïne avec une affinité moins importante sur les stations du sud-est des étangs. En 2023, ce groupe est composé à 99 % de l'espèce *Centroceras gasparrinii*.



Figure 52 : Gracilaires avec probablement l'espèce invasive *Agarophyton vermiculophyllum* (anc. *Gracilariopsis vermiculophylla*) (source : Gis Posidonie)

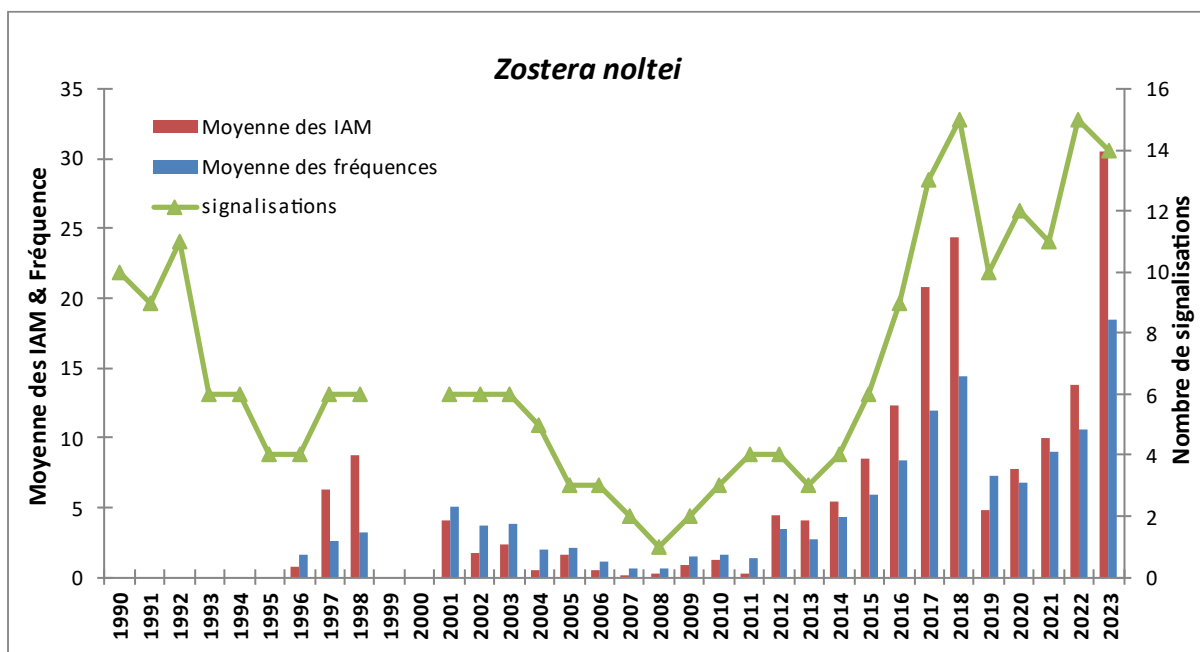


Figure 53 : Evolution de 1990 à 2023 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2022 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Zostera noltei*. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. Le transect 6 a été déplacé pour devenir le transect 6bis en 2021. (source : Gis Posidonie)

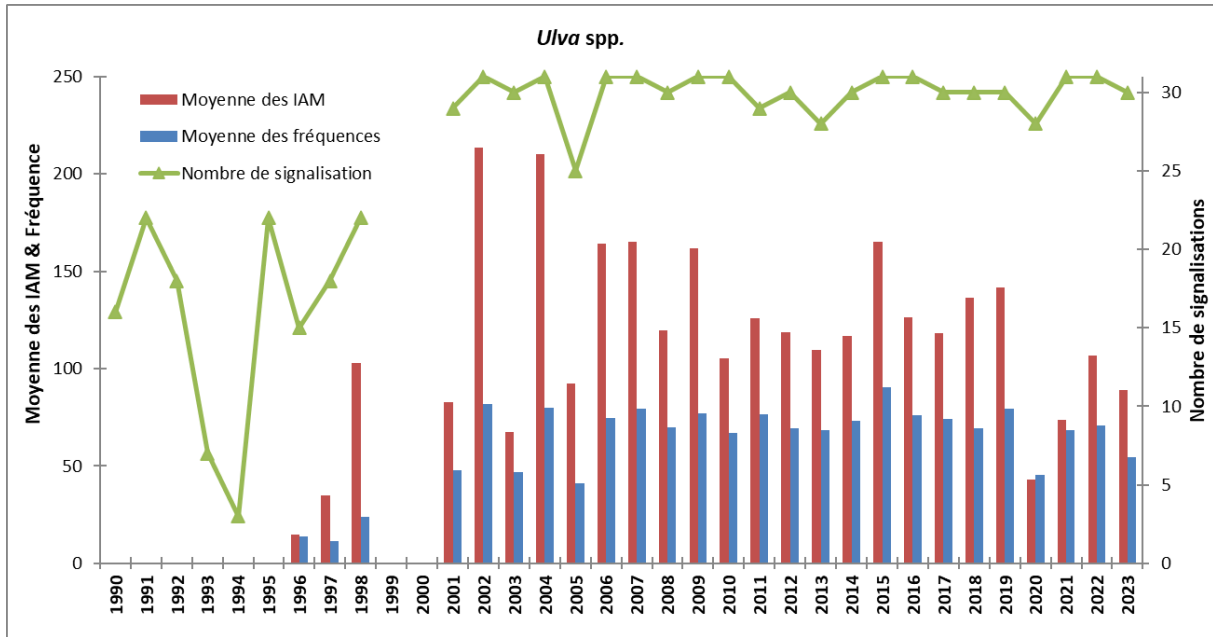


Figure 54 : Evolution de 1990 à 2023 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2022 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Ulva* spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. Le transect 6 a été déplacé pour devenir le transect 6bis en 2021. (source : Gis Posidonie)

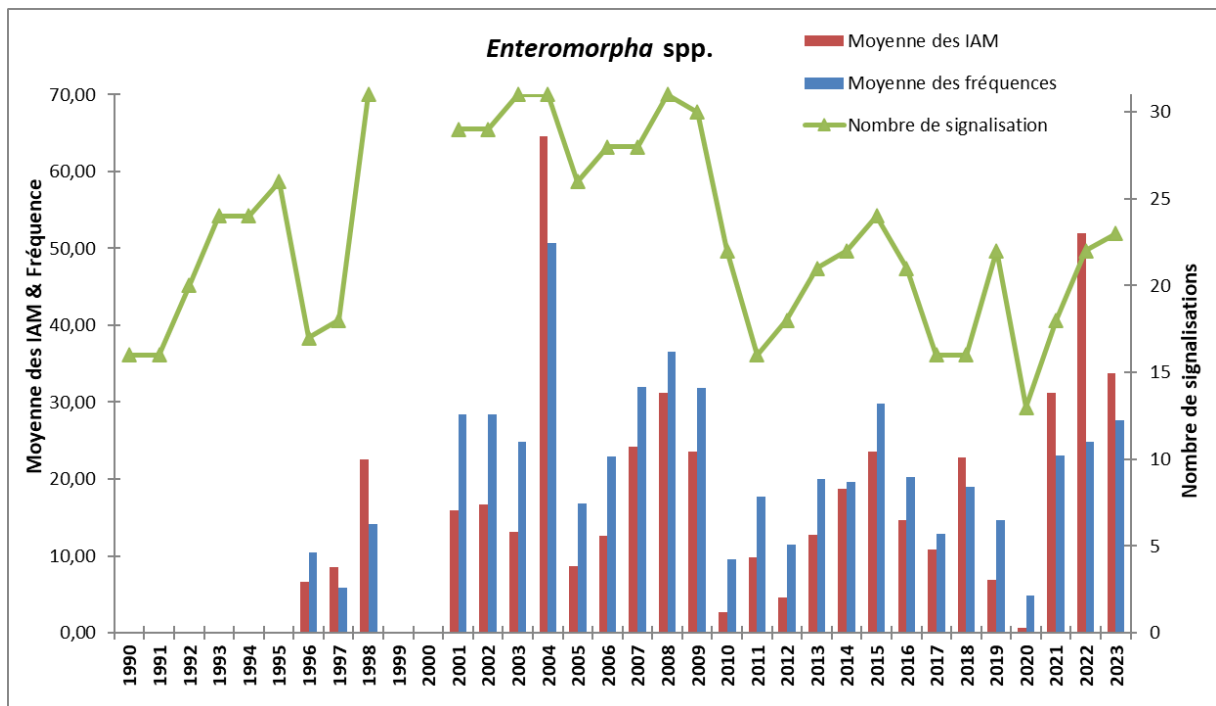


Figure 55 : Evolution de 1990 à 2023 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et, de 1996 à 2022, de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Enteromorpha* spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. Le transect 6 a été déplacé pour devenir le transect 6bis en 2021. (source : Gis Posidonie)

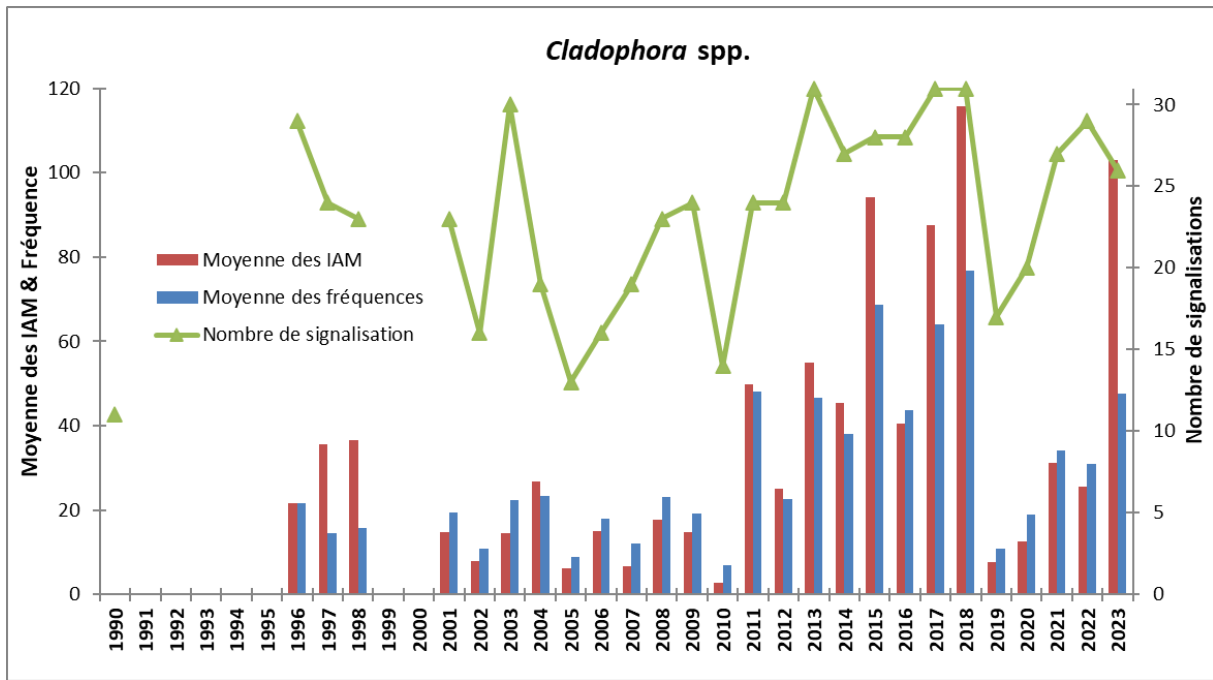


Figure 56 : Evolution de 1990 à 2023 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2022 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Cladophora* spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. Le transect 6 a été déplacé pour devenir le transect 6bis en 2021. (source : Gis Posidonie)

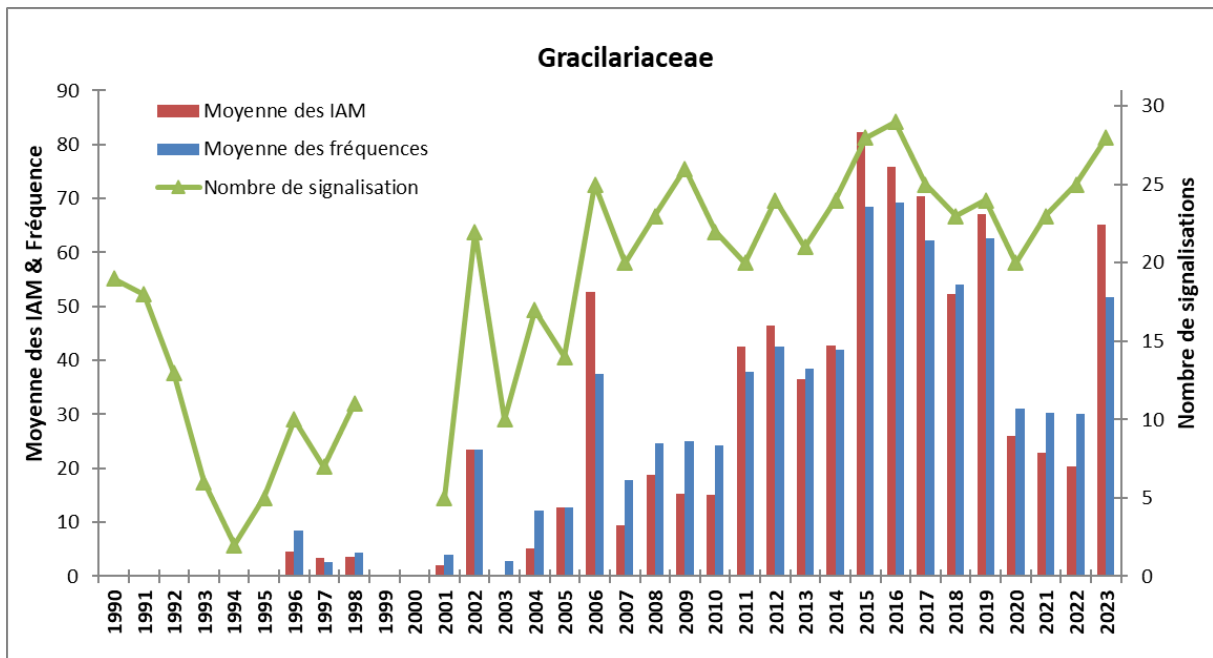


Figure 57 : Evolution de 1990 à 2023 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2022 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour les *Gracilariaceae*. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. Le transect 6 a été déplacé pour devenir le transect 6bis en 2021. (source : Gis Posidonie)

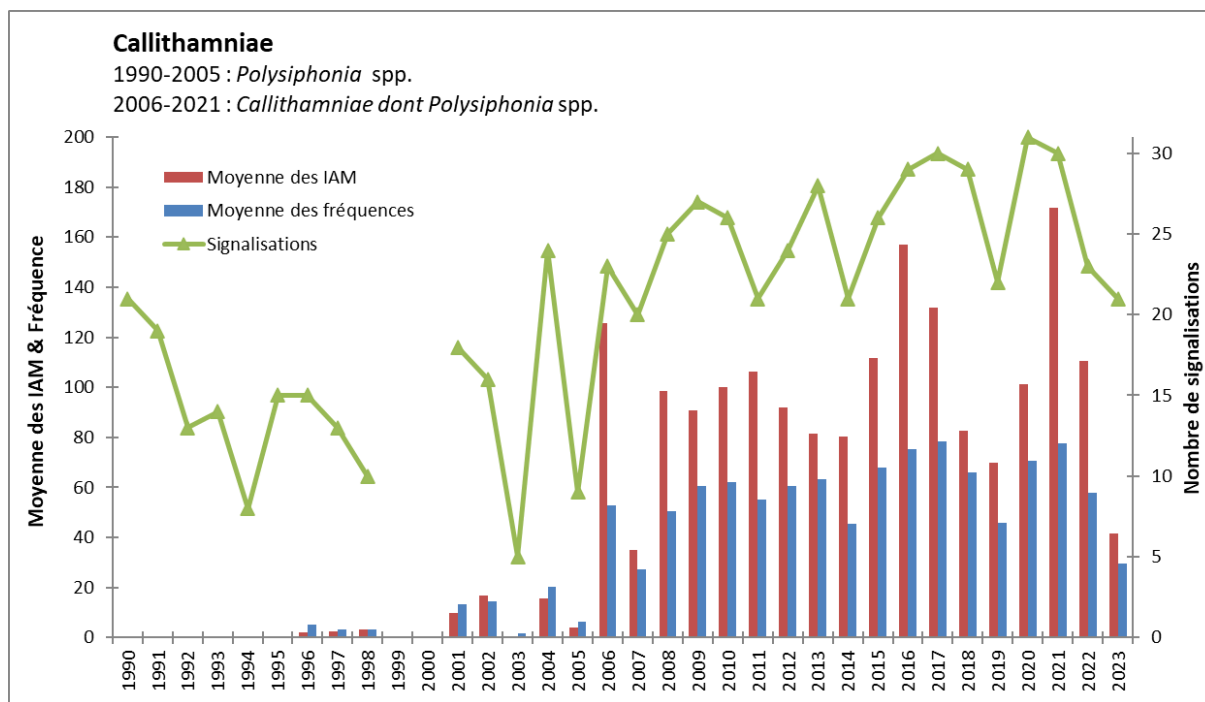


Figure 58 : Evolution de 1990 à 2023 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2022 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM des *Callithamniae*. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. Le transect 6 a été déplacé pour devenir le transect 6bis en 2021. (source : Gis Posidonie)

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**, c'est une espèce introduite, originaire du Japon et arrivée en Méditerranée probablement pendant les années 1970 dans la lagune de Thau.
- *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**, 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*.

- *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).
- *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 59) 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 59 : Herbiers de zostères naines près de l'embouchure de l'Arc.

5.2.2 Cartographie des herbiers

En 2017, une cartographie complète des herbiers de l'étang de Berre a été réalisée sur la base d'orthophotographies aériennes et satellites mais aussi grâce à l'exploitation de technologies hyperspectrales dans le cadre de l'appel à projet Biodiversité : [HYPERBERRE](#).

Cette cartographie a permis de mettre en évidence une progression des herbiers de zostères dans l'étang de Berre. Ils colonisaient alors 17,9 ha contre 4,4 ha en 2014. Cette progression s'est faite majoritairement à partir des herbiers existants (Pointe de Berre, Arc, bassin de délimonage et étang de Vaïne) par coalescence des tâches existantes, colonisation latérale mais aussi développement en profondeur. Les herbiers sont constitués de zostère naine. Ponctuellement, des taches (quelques m²) de *Zostera marina* ont également été observées au cours des différentes prospections de terrain. Cette espèce qui était considérée comme disparue de l'étang de Berre au début des années 2000, semblerait avoir bénéficié de l'expérience de transplantation réalisée par le Gipreb en 2010 ; ce qui n'a pas été le cas pour la zostère naine.

Avant la crise de 2018, les herbiers atteignaient des profondeurs de 2 m et certaines petites taches pouvaient être observées jusqu'à 3,50 m. Un nouvel herbier s'était formé, à partir de coalescence de petites taches, sur la bordure littorale est (Bouquet) ; de nombreuses nouvelles taches avait également fait leur apparition sur cette même bordure littorale et dans une moindre mesure, sur la côte ouest (Ranquet, Figuerolles).

En 2023, 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 mai 2023 et a permis de réaliser une cartographie complète des herbiers (Figure 46). L'évolution des surfaces depuis 2017 (surface totale et surface d'herbiers principaux), est présentée dans le Tableau 2. Cependant, il est important de rappeler que les valeurs estimées depuis 2018 sont basées sur une image satellite dont la résolution (50 cm - 2 m) est moins importante que les orthophotographies aériennes de 2017 (20 cm). En particulier, il est plus difficile de cartographier les intermattes (trous au sein des herbiers) avec des résolutions moins fines (Tableau 2). En 2023, la cartographie a pu être réalisée sur tout l'étang de Berre mais avec moins de précision au niveau du bassin de délimonage, en raison d'herbiers très épiphytés, et dans l'étang de Vaïne en raison d'une transparence de l'eau plus faible. Pour compléter la cartographie, des vérités-terrains ont été réalisées par l'intermédiaire d'observations sous-marine.

En 2023, on observe une dynamique de recolonisation très active sur l'ensemble des secteurs. **La surface totale d'herbier est ainsi estimée à 42,6 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 à l'exception du secteur Figuerolles (Figure 61). Cette baisse est à relativiser du fait de moins bonne qualité du cliché sur ce secteur mais néanmoins l'analyse des photos montre bien la régression ou la disparition de certaines taches. Sur les autres secteurs, la progression est importante avec un quasi doublement de la surface notamment sur la pointe de Berre (Figure 60), sur la côte Est ou dans Vaïne. Dans le bassin de délimonage (Figure 62), l'herbier est également en progression même s'il subit les rejets de la centrale. C'est à ce jour le plus grand herbier de l'étang. La progression en surface se fait à partir des taches présentes qui vont s'accroître en surface grâce à des rhizomes à croissance horizontale. De nouvelles petites taches font aussi leur apparition sur ces secteurs. De proche en proche, ces taches peuvent se rejoindre (coalescence) pour former des taches plus grandes puis éventuellement des herbiers. Dans certains secteurs comme l'étang de Vaïne, l'anse du Ranquet, 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. Des projets de restauration, comme le projet Zorro, porté par l'association « 8 Vies pour la planète », et basé sur de la récolte et du semis de graines de *Zostera*, pourraient aussi participer à ce processus de recolonisation et de dynamisation des herbiers. Ce projet, axé sur la restauration de *Zostera marina*, a permis l'émergence de taches sur différents secteurs. En 2024, le Gipreb va également réaliser une opération de transplantation de *Zostera noltei*, en lien avec des partenaires scientifiques internationaux. Il s'agira de tester diverses techniques de transplantation afin de favoriser la dissémination de cette espèce et favoriser la dynamique de recolonisation. Des boutures de *Z. marina* seront également transplantés pour favoriser la naissance d'herbiers mixtes.

Tableau 2 : Comparaison des surfaces d'herbiers de zostères entre 2017 et 2023, sur différents secteurs de l'étang de Berre.

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



Figure 60 : Cartographie des herbiers de zostères à la Pointe de Berre en 2023 (photo : image Pleiades 2023, CNES)

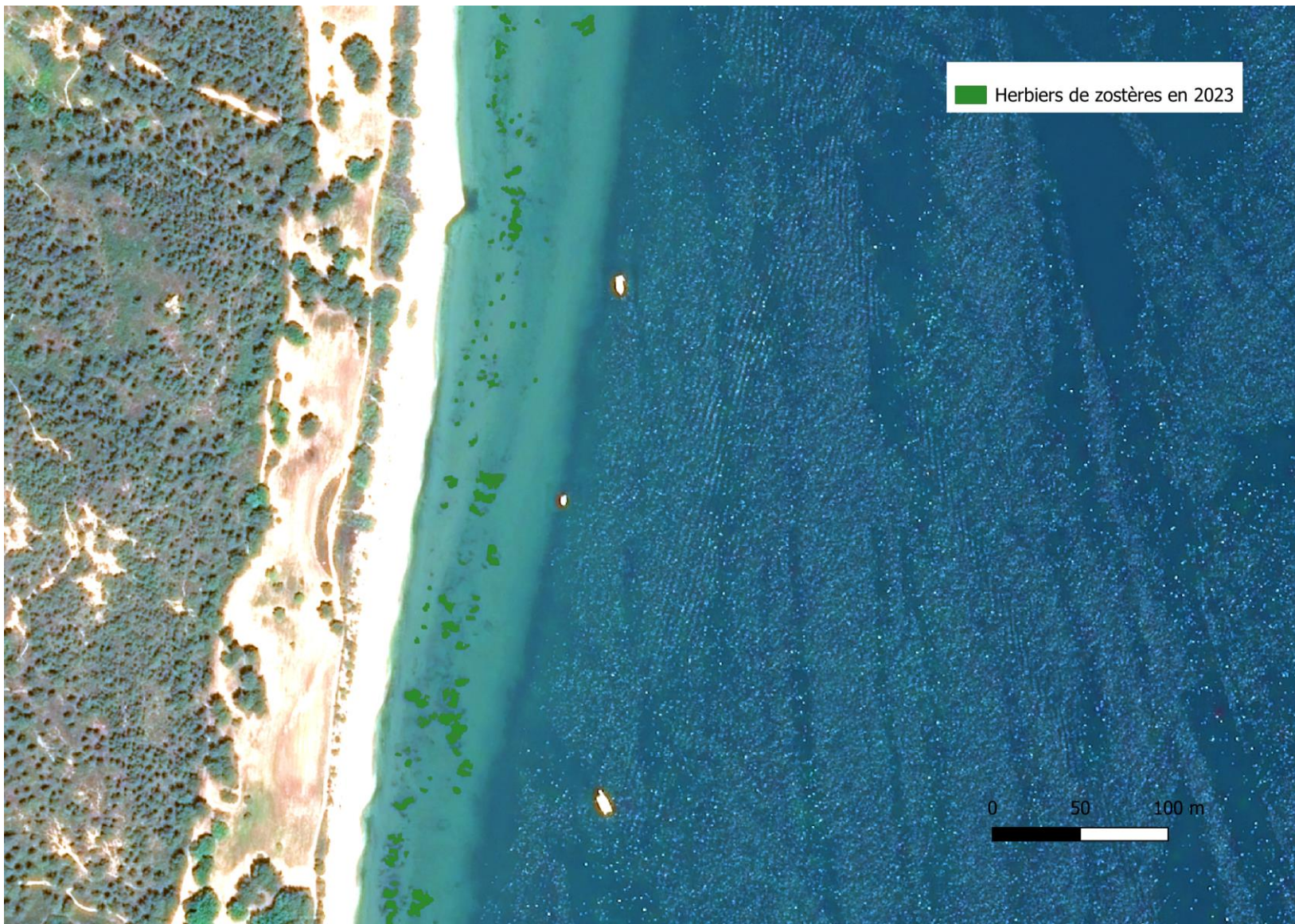


Figure 61 : Cartographie des herbiers de zostères à Figuerolles en 2023 (photo : image Pleiades 2023, CNES)

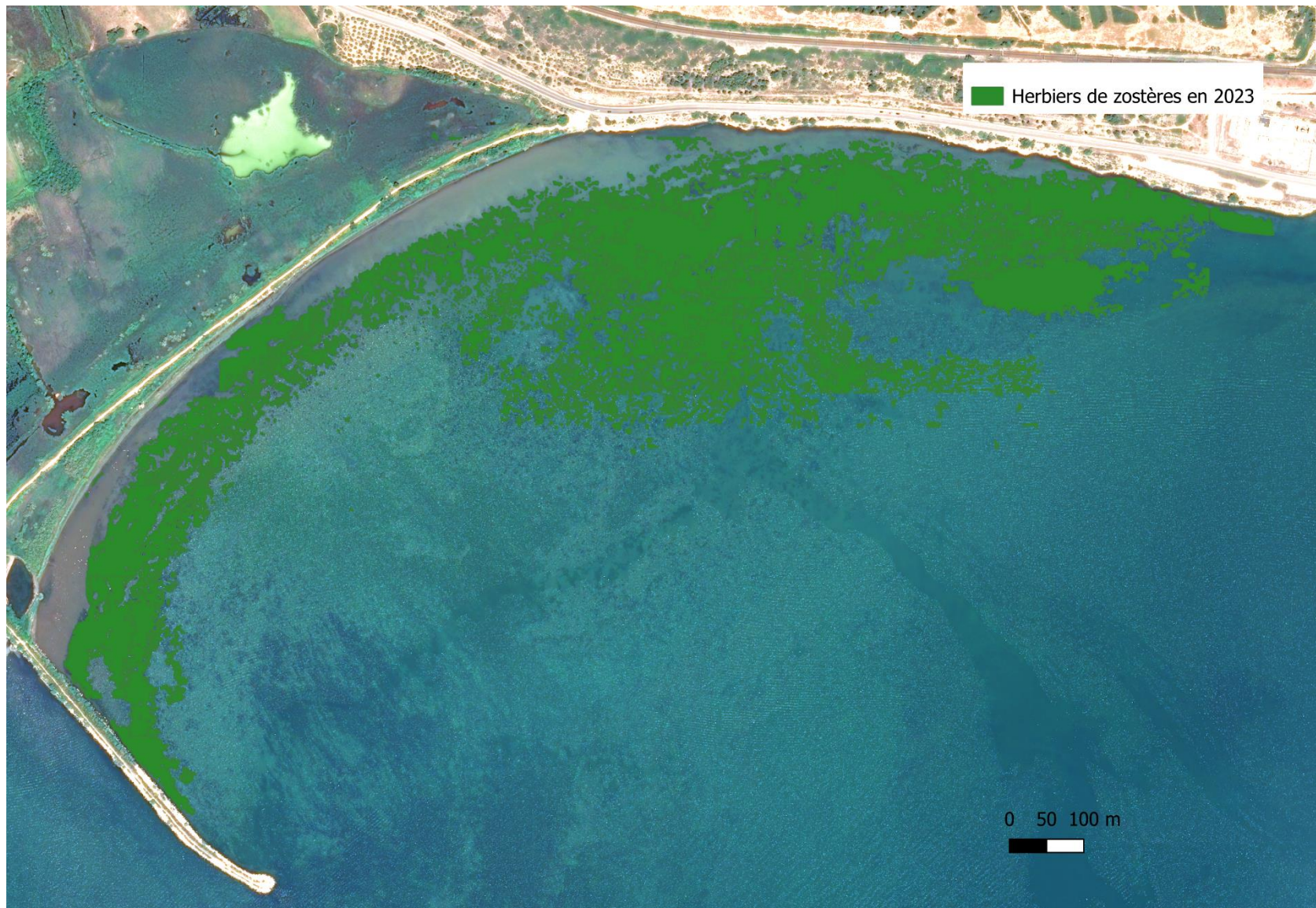


Figure 62 : Cartographie des herbiers de zostères dans le bassin de délimonage en 2023 (photo : image Pleiades 2023, CNES)

5.3 Synthèse

Les espèces de macrophytes ont réagi différemment aux conditions du milieu selon les espèces considérées. Les résultats du suivi de 2023 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 Entéromorphes et des *Ceramium*. La zostère *Zostera noltei* progresse constamment depuis 2019 mais son aire d'occupation reste faible au regard des objectifs fixés par le Gipreb et la DCE.

On constate toujours la **forte présence des algues opportunistes nitrophiles**, telles que les ulves, les cladophores et notamment les entéromorphes en augmentation en 2023, ce qui témoigne d'un **écosystème toujours eutrophisé**. Cependant, en 2023, on note une forte présence des *Ceramium* spp. De nouvelles espèces ont également été signalées pour la première fois, notamment des espèces à affinité marine. Ce nouvel assemblage est probablement en lien avec la salinité plus élevée observée dès le printemps 2023.

Les zostères, qui avaient montré une forte régression à la suite de la crise écologique de 2018, sont en progression. Leur surface atteint dorénavant 42,6 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.



© Steven Weinberg

6 – ETANG DE BOLMON

6.1 Présentation et protocole

L'étang de Bolmon situé au sud de l'étang de Berre, est une lagune oligo-mésosaline (salinité comprise entre 0,5 et 18, d'une superficie de 578 ha et d'une profondeur moyenne de 1,5 mètre et d'un volume de 8.3 millions de m³). 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 hm³) et son bassin versant (environ 74 km²) très urbanisé, participe grandement aux apports en nutriments à l'étang du Bolmon.

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

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

Préalablement au nombre de 10 stations sur la colonne d'eau (paramètres colonne d'eau) et de 4 (macrofaune) stations, le suivi depuis 2020 le suivi est effectué sur 3 stations pour les deux compartiments (Figure 63). L'effort d'échantillonnage a été réduit en raison d'une

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



Figure 63 : Cartographie des points d'échantillonnage sur l'étang de Bolmon

6.2 Résultat du suivi 2023

Les données physico-chimiques tendent à être homogènes sur les 3 points du suivi. Des dynamiques et variabilités saisonnières sont observables sur les différents paramètres. La température moyenne de l'eau sur les 3 points varie de 9 °C (mars) à 28°C (juillet). La salinité moyenne oscille entre 8 et 15. Pour ce qui est de l'oxygène dissous, on observe la même tendance sur les 3 points. Les valeurs sont comprises entre 5 mg.L⁻¹ (juin, B01) à 13 mg.L⁻¹ (septembre B03). Le seuil de risque hypoxique correspondant à 2 mg.L⁻¹, n'a pas été atteint (Figure 64).

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.

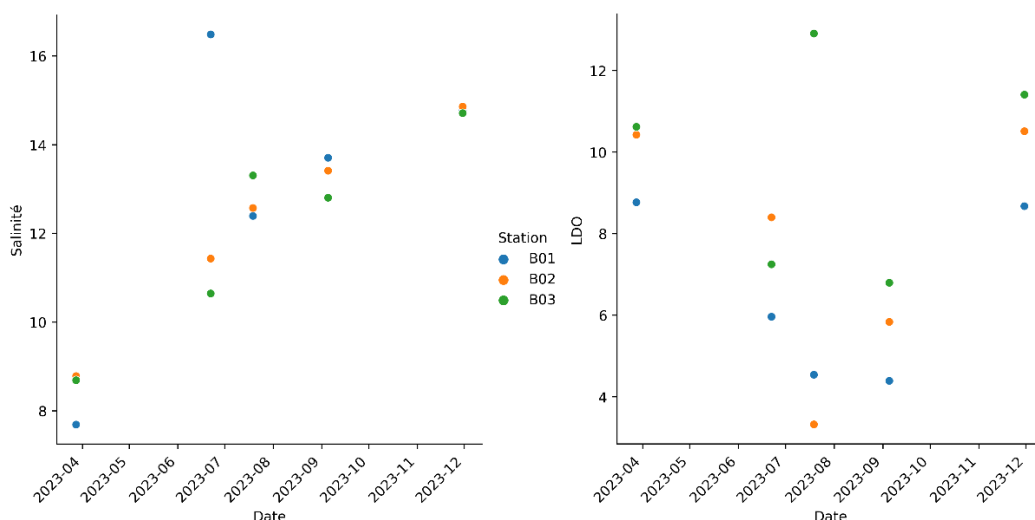


Figure 64 : Salinité et concentration en oxygène dissous (mg.L⁻¹) sur les trois stations du suivi de l'étang de Bolmon en 2023.

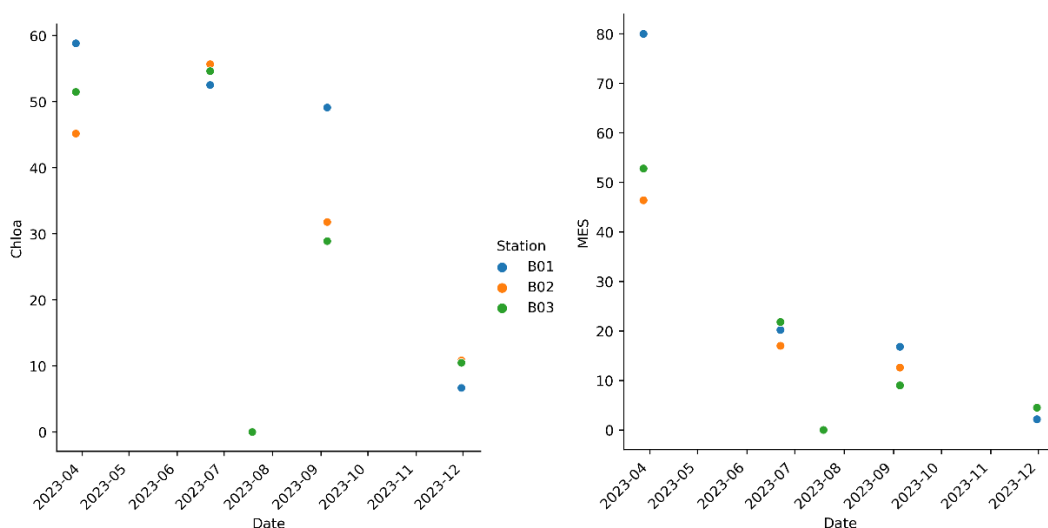


Figure 65 : Concentration en chlorophylle a (mg.L⁻¹) et concentration en matières en suspension (mg.L⁻¹) sur les trois stations du suivi de l'étang de Bolmon en 2023.

En 2022, l'étang de Bolmon a été classé dans le cadre de la DCE (2021) en état « Mauvais » sur tous les paramètres sauf la chimie de l'eau (§ 7.2). Les données acquises au cours de l'année 2023 vont dans le même sens. Les valeurs de chlorophylle a sont très élevées, (>30 mg.L⁻¹) à l'exception de novembre. Pour rappel, elles sont exceptionnellement supérieures à 10 dans l'étang de Berre. Les matières en suspension sont aussi très élevées (Figure 65) en lien avec la facile remise en suspension et la forte production primaire. Ces concentrations sont néanmoins en baisse par rapport à 2022. Cette forte production primaire

se traduit aussi par des valeurs moindres de transparence de l'eau (disque de Secchi) avec 20 cm de profondeur en mars et environ 1 m de moyenne en novembre.

Depuis avril 2023, un suivi en continu de la température et de la salinité est également mis en place au niveau de la station BO2 (Figure 66). Ces suivis montrent des variations de températures entre 5°C en fin d'année 2023 et plus de 30°C en août et septembre 2023. La salinité varie entre 9 en avril 2023 et plus de 18 en novembre.

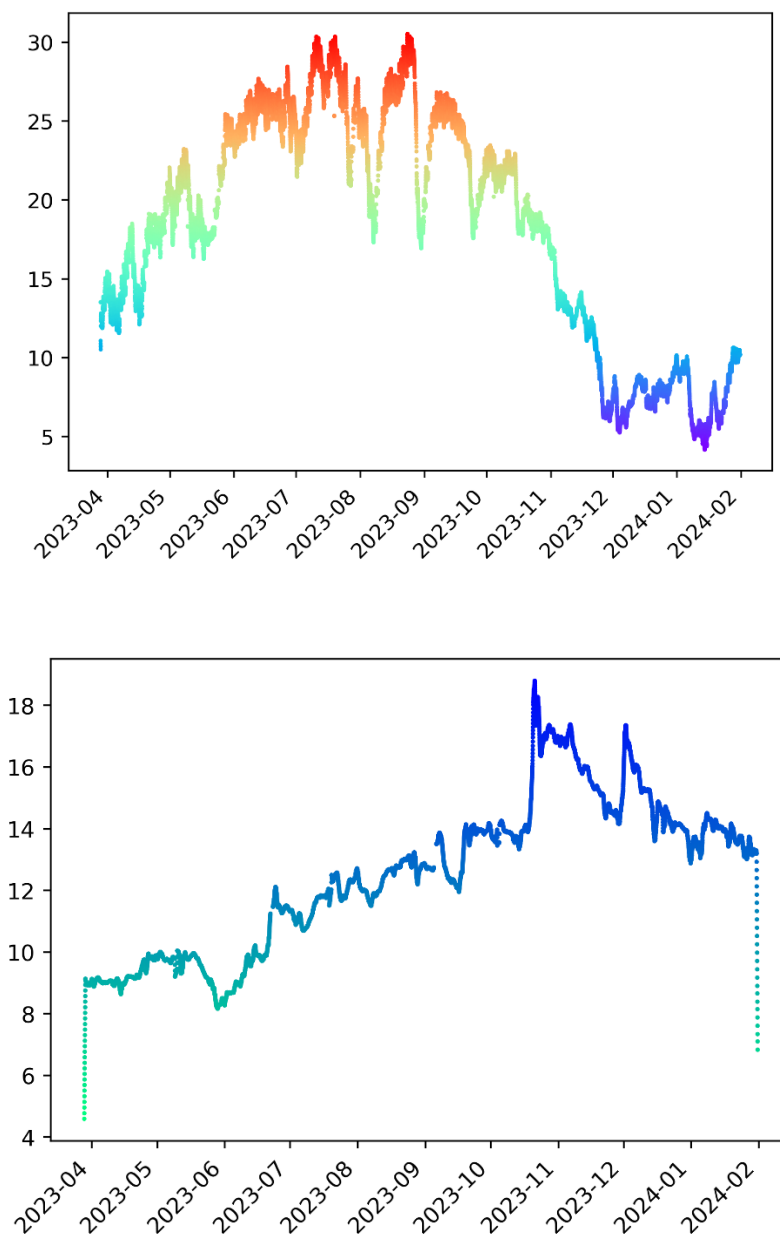


Figure 66 : Graphique de température (en haut en °C) et de salinité (en bas) dans l'étang de Bolmon entre avril 2023 et février 2024

7 - AUTRES PROJETS SCIENTIFIQUES

7.1 Projets de recherche et thèses en cours

7.1.1 Thèse de Julie Régis

Julie Régis, doctorante de l'université de Nîmes a soutenue le 8 mars 2024 sa thèse de doctorat débutée en 2019 intitulée : « Impact des hypoxies sur le devenir des polluants métalliques des sédiments des lagunes méditerranéennes »

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

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

l'interface eau-sédiment en utilisant des techniques classiques (chambre benthique) et innovantes (gradient flux). Les premiers résultats montrent que les trois sites présentent des dynamiques de désoxygénation très différentes, la lagune de Berre étant la plus impactée par des épisodes de désoxygénation de longue durée (> 1 semaine) et saisonniers. La lagune du Prévost présente de grandes variations nyctémérales passant de l'hypoxie à l'hyperoxie en moins de 12 h, en saison estivale, et le site de la lagune de Thau semble le plus résilient vis à vis des problématiques de désoxygénation. Une forte minéralisation de la matière organique et des enrichissements en nutriments (PO₄³⁻ et NH₄⁺) et en sulfures dans les eaux interstitielles des sédiments sont favorisés en conditions hypoxiques dans les lagunes aux statuts d'eutrophisation les plus avancés (Berre et Prévost). Les flux à l'interface eau-sédiment suivent aussi cette tendance avec des flux en nutriments et contaminants métalliques plus intenses en conditions hypoxiques observées dans les lagunes les plus eutrophisées et désoxygénées.

7.1.2 Thèse de Louison Huchet

Louison Huchet, doctorant de l'université de Nîmes 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 étudier et à décrire les processus de remobilisation des polluants du sédiment de petites lagunes méditerranéennes dégradées en réponse aux modifications des conditions physicochimiques dans la colonne d'eau. Plus précisément, les objectifs sont de mieux comprendre l'impact des changements des conditions physicochimiques dans la colonne d'eau (salinité, oxygène, niveau d'eutrophisation) sur le relargage de polluants stockés dans les sédiments et d'évaluer le rôle de ces relargages dans le maintien de l'état de dégradation de la qualité des eaux de ces lagunes. Ces travaux sont conduits sur les étangs du Prévost (2.5 km², Palavas-les-Flots/Villeneuve-lès-Maguelone) et de Bolmon (5.8 km², Marignane/Châteauneuf-les-Martigues).

Les objectifs sont :

- 1) Reconstituer l'historique de la pollution chimique des sédiments et identifier la nature, l'origine et la mobilité de ces polluants.
- 2) 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 (étang du Prévost) et les mesures de réhabilitation planifiées (étang du Bolmon).

- 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.

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 1). Ces chroniques permettent de mettre en évidence différentes tendances avec des cycles saisonniers, journalier et certains événements ponctuels sous l'action des facteurs météorologiques. Les travaux se poursuivent pour essayer de quantifier l'impact des facteurs climato-météorologiques sur la dynamique de ces paramètres physico-chimiques.

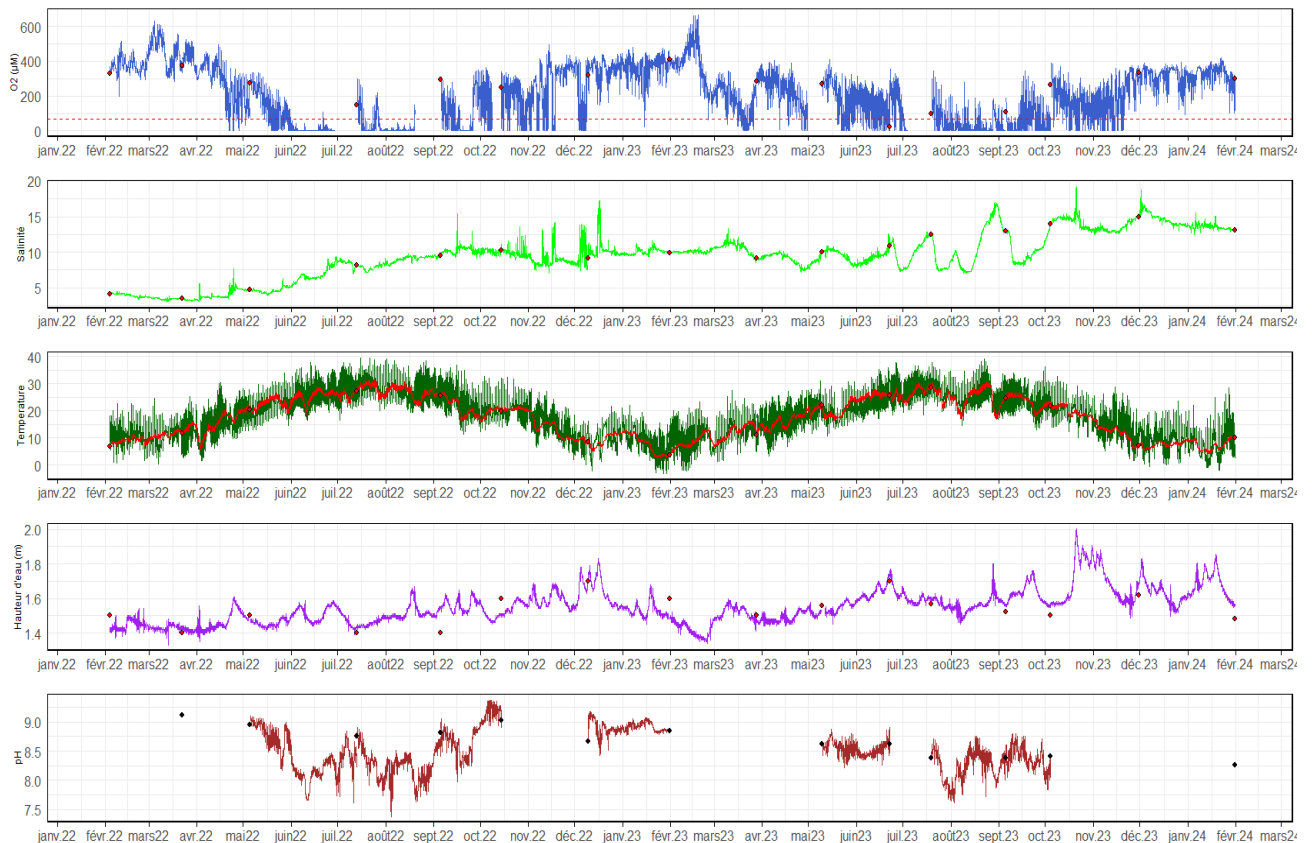


Figure 67 : Chronique temporelle haute fréquence (15 minutes) des conditions physico-chimiques dans l'étang du Bolmon entre février 2022 et février 2024. (Données L. Huchet)

Deux campagnes de carottage saisonnières (hiver et printemps) ont également été réalisées. Elles fournissent des informations sur les conditions (pH, salinité et potentiel redox)

ainsi que les concentrations de certains éléments chimiques (NH_4^+ , H_2S , tCO_2 , Mn, Fe, As, et U) dans le sédiment, en réponse aux variations saisonnières des conditions physico-chimiques dans la colonne d'eau. Les travaux se poursuivent pour calculer les échanges à l'interface eau-sédiment et pour identifier la zonation des processus biogéochimiques dans le sédiment. En parallèle, un carottage long a également été réalisé pour reconstruire l'historique de la contamination des sédiments de l'étang du Bolmon.

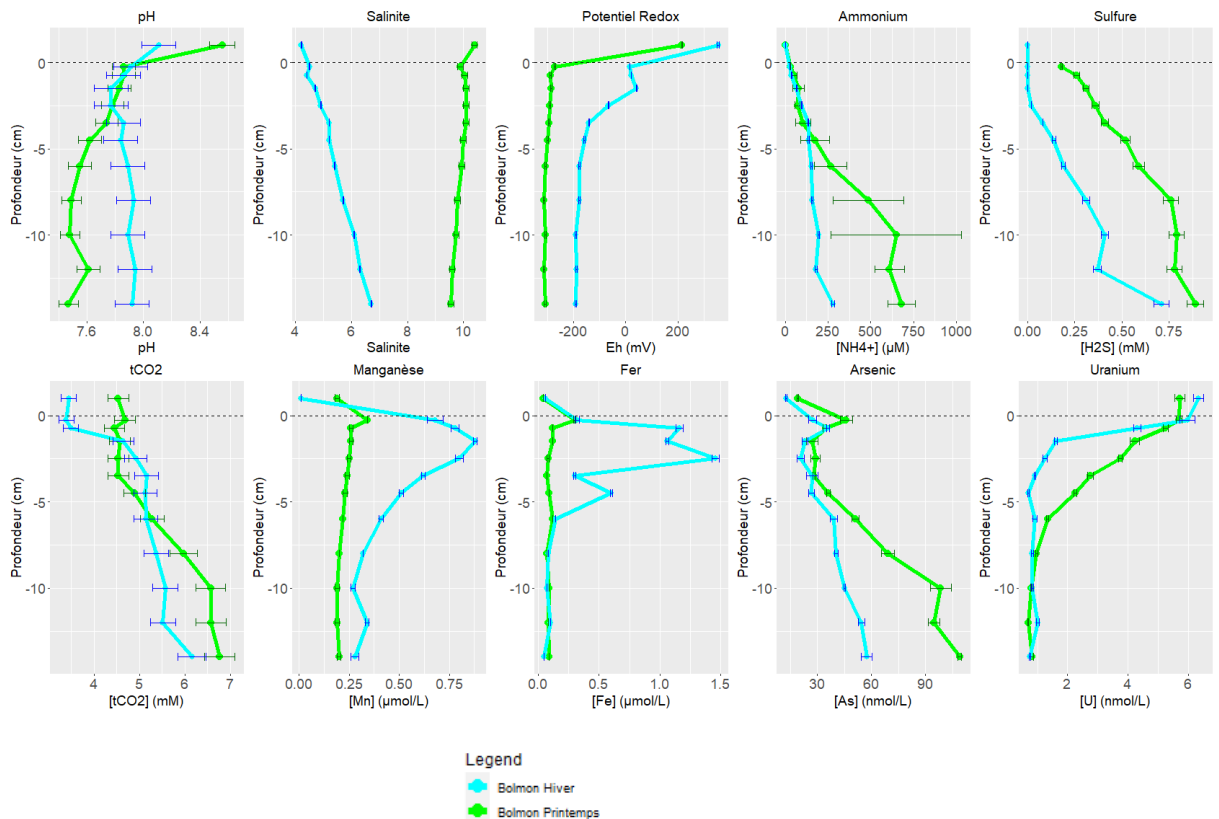


Figure 68 : Profils de pH, salinité, potentiel redox et certains éléments chimiques, obtenus à partir de l'analyse de deux carottes prélevées dans l'étang du Bolmon au cours de la période printanière.

Le projet de thèse comporte également une partie axée sur la modélisation biogéochimique dans le cadre d'une collaboration franco-norvégienne avec le Norwegian Institute for Water Research (NIVA) à Oslo. Une première formation a été effectuée lors d'un séjour au sein du laboratoire en octobre 2023, et l'application du modèle sur les données de l'étang du Bolmon devrait débuter en 2024. L'objectif est d'utiliser la modélisation pour s'affranchir des limites liées aux analyses expérimentales afin de quantifier les échanges à l'interface eau-sédiment avec une résolution temporelle plus importante et de prédire l'évolution de ces flux sous l'action de forçages climatiques ou anthropiques.

7.1.3 Thèse de Samuel Martin

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

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

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

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

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

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

7.1.4 Autres projets

- Le Projet CONNECT-MED 2 (IFREMER) se poursuit en 2023 : étude de la connectivité d'espèces de poissons migrateurs (loup, daurade, ...) entre les lagunes et la mer. De nombreux marquages de loup et daurade ont été réalisés en 2019 dans l'étang de Berre et le Gipreb a réalisé en 2023 la relève des données des capteurs acoustiques positionnés dans l'étang et dans le chenal de Caronte. Ce projet de suivi des poissons va grandir en 2024 dans le cadre d'une collaboration avec le Parc Marin de la Côte Bleue et le Parc National des

Calanques. Ce nouveau projet sera plus centré sur l'aire Marseillaise pour mieux définir les migrations de poissons dans ce secteur.

- 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.

- Le projet de reconnexion hydraulique, qui vise à remettre en fonctionnement les bourdigues et fenêtres, devrait voir le jour fin 2024, début 2025 après la fin des études réglementaires. 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 Jaï.

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
Etat écologique	2021	2021	2021

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

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

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

8 - CONCLUSION

8.1 Conclusion sur l'état du milieu en 2023

En 2023, les conditions météorologiques ont été marquées par une sécheresse et des températures estivales élevées. Les deux années consécutives de sécheresse (2022 et 2023) ont contraint EDF dans son régime de turbinés et les apports par la centrale hydroélectrique ont été de 645 hm³ 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 hm³ 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 rejets printaniers, 40 hm³ entre avril et septembre, 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.
- Une stratification estivale quasi-nulle avec 30 en surface et 33 en profondeur.
- Une 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 (NH₄) et qui vont favoriser le développement du phytoplancton.
- une transparence des eaux exceptionnelles en 2023 avec 4 m en moyenne 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 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 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 aussi profiter aux 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.

Pour la macrofaune benthique 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 depuis le début des suivis. 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 zone refuge dans l'étang pour ces espèces. Au niveau du littoral, les peuplements de palourdes se sont complètement reconstitués ainsi que les moulières littorales même si 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, 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, sont la clé pour limiter l'eutrophisation et ses effets 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. C'est du jamais vu depuis la mise en place de ces suivis. Ces conditions d'eutrophisation limitées sont favorables à une bonne transparence des eaux, elle-même favorable au développement des herbiers de zostères. A 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.

Sur la base de ces constats et de l'avis du conseil scientifique de l'étang de Berre, le Gipreb et EDF sont parvenus à un accord de médiation pénale permettant de pérenniser la saisonnalité des rejets

L'expérience acquise au cours des deux dernières années (2022 et 2023) laisse présager une évolution favorable de l'écosystème avec ce nouveau protocole. La dynamique de restauration observée devrait se maintenir voire s'accélérer. Le projet de transplantation de Zostère prévu en 2024, et peut être les années suivantes, devra également permettre de soutenir la dynamique de recolonisation des herbiers en favorisant la dissémination et la reconquête de certains secteurs éloignés des herbiers actuels.

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 69 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 2022/2023. Dans cette trajectoire écologique, la situation en 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.

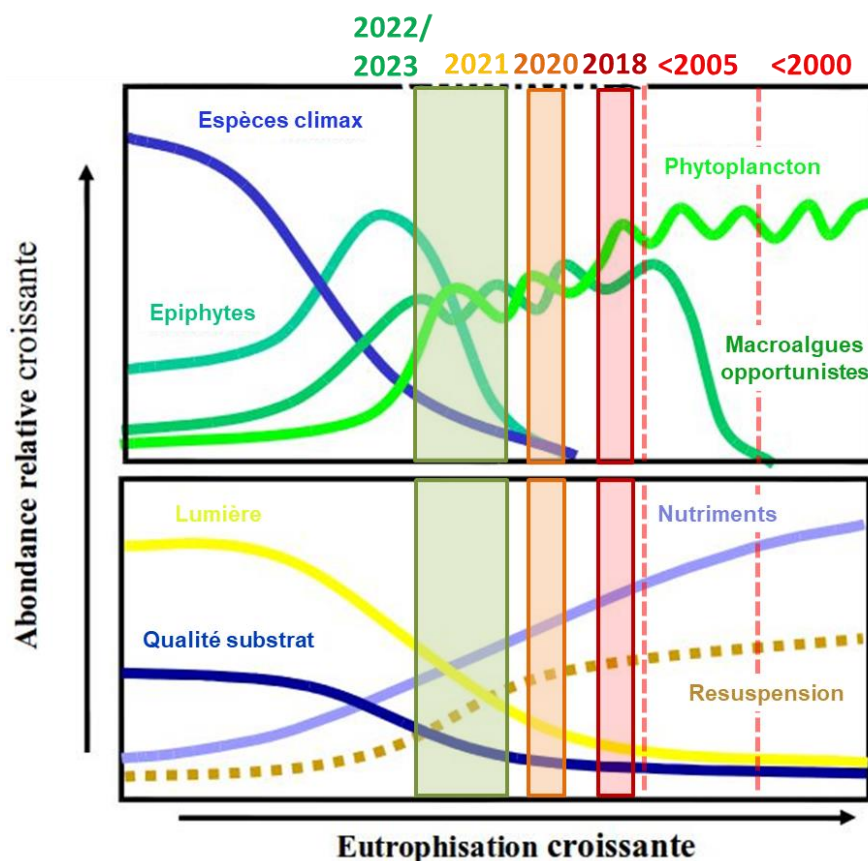


Figure 69 : Diagramme de Schramm (1999), modifié par T. Laugier : état de l'étang de Berre avant 2000, avant 2005 en 2018, 2020, 2021 et 2022/2023. « Espèces climax » correspondent à des espèces de référence comme les zostères, et « macroalgues opportunistes » correspondent à des algues du type ulves.

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, en **2023, les niveaux d'eutrophisation de la colonne d'eau sont faibles, le compartiment macrophyte montre une dynamique de progression importante avec plus de 42 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.**

BIBLIOGRAPHIE

- Boutron O., Grillas P., Hilaire S., Fontès H., Luna-Laurent E. & Bec B. 2022. Campagne de surveillance 2021 de l'état DCE des lagunes méditerranéennes oligo- et mésohalines françaises pour la physico-chimie, le phytoplancton et les macrophytes Tour du Valat / Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, 73 pages.
- Gouze E, Martin L., Gosse P., Raimbault P., Bernardara P. (2014) Qualité de l'eau de la Durance à St Chamas -Les apports en nutriments et en matières en suspension de la centrale hydroélectrique à l'étang de Berre. La Houille Blanche, n° 3, 2014, p. 64-76.
- Gouze E., Raimbault P., Garcia N., Bernard G., Picon P. (2008). Nutrient and suspended matter discharge by tributaries into the Berre Lagoon (France): The contribution of flood events to the matter budget. C. R. Geoscience 340.
- Herlory O., Briand J. M., Bouchoucha M., Derolez V., Munaron D., Cimiterra N., Tomasino C., Gonzalez J.-L., Giraud A., Boissery P. (2022) Directive Cadre sur l'Eau. Bassin Rhône Méditerranée Corse - Année 2021. RST.ODE/UL/LERPAC/22-11. 89pp.
- 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 (2018). Contamination chimique des sédiments des lagunes méditerranéennes françaises. Bilan de la campagne ROCCHSED 2017. RST-RBE-BE-2018-01. 56p.
- Le Fur I. (2018) Rôle des macrophytes dans la restauration des milieux lagunaires : successions écologiques. Thèse de doctorat de l'Université de Montpellier. 224 pp.
- Mahé, M., Mayot, N. and Grisel, R. 2020a. Evaluation de l'état du peuplement de palourdes dans l'étang de Berre. Campagne 2019 – avec l'environnement. Version 2.0 (novembre 2020) - GIPREB.
- Mahé, M., Mayot, N. and Grisel, R. 2020b. Evaluation de l'état du peuplement de palourdes dans l'étang de Berre. Campagne intermédiaire 2019 – 2020. Version 1.0 (décembre 2020) - GIPREB.
- Mayot N., Gouze E., Malet N. (2011). Bilan des apports à l'étang de Berre et état des lieux de l'eutrophisation. Actes du colloques lagun'R, Gipreb publ. Pp 128-141.
- Riouall 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.

- Schohn T., Astruch P., 2023. 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 2023. Contrat GIS Posidonie/GIPREB. GIS Posidonie publ., Marseille, Fr., 63 p + annexes.
- Schramm, W., 1999. Factors influencing seaweed responses to eutrophication: some results from EU-project EUMAC. *Journal of applied Phycology* 11: 69–78
- 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.



ETANG DE BERRE
UNEXPECTED
| **COASTAL**
LAGOON |
L'INATTENDU

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

