

Gipreb Syndicat Mixte



Étang de Berre



OBSERVATOIRE DU MILIEU

2025



SOMMAIRE

RETOUR CONTEXTUEL SUR LA SITUATION DE LA FIN DE L'ANNÉE 2024	5
RÉSUMÉ DE L'ANNÉE 2025.....	7
CONTEXTE	10
1 - MÉTÉOROLOGIE ET APPORTS	14
1.1 Conditions météorologiques de l'année 2025.....	14
1.2 Apports par la centrale de Saint-Chamas	16
1.2.1 Un nouveau protocole pour les rejets de la Centrale	16
1.2.2 Apports d'eau	17
1.2.3 Apports de limons.....	18
1.3 Apports par les tributaires	18
1.4 Synthèse des apports	19
2 - COMPARTIMENT « EAU »	23
2.1 Température et salinité.....	23
2.2 Oxygène dissous.....	26
2.3 Nutriments.....	29
2.3.1 Azote inorganique: NO ₃ , NO ₂ , NH ₄	29
2.3.2 Phosphore inorganique : PO ₄	33
2.3.3 Azote (Nt) et Phosphore total (Pt).....	35
3 - MATIÈRES EN SUSPENSION ET TRANSPARENCE.....	38
3.1 Matières en suspension (MES)	38
3.1.1 Disque de Secchi	39
3.2 Chlorophylle a / Phytoplancton.....	42
3.3 Synthèse	45
4 - COMPARTIMENTS « SÉDIMENTS ».....	46
4.1 Qualité des sédiments.....	46
4.2 Macrofaune benthique.....	46
4.2.1 Résultats du suivi 2025	46
4.3 Suivi spécifiques des peuplements de moules	51
4.4 Zoom sur les peuplements de palourdes.....	54
4.5 Suivi du crabe bleu.....	57
4.6 Autres signalements.....	60

4.7	Synthèse	61
5	- COMPARTIMENTS « MACROPHYTES »	63
5.1	Suivi des macrophytes	63
5.2	Focus sur les herbiers de zostères.....	71
5.2.1	Généralités sur les herbiers de zostères.....	71
5.2.2	Cartographie des herbiers	72
5.2.3	Actions de restauration des herbiers	78
5.3	Synthèse	79
6	- ÉTANG DE BOLMON	80
6.1	Présentation et protocole	80
6.2	Résultats du suivi 2025	81
7	Canal du Rove	86
8	- AUTRES PROJETS SCIENTIFIQUES.....	87
8.1	Projets de recherche et thèses en cours	87
8.1.1	Thèse de Louison Huchet.....	87
8.1.2	Thèse de Samuel Martin	91
8.1.3	Autres projets	94
8.2	Classement de l'état des masses d'eau au titre de la DCE, mis à jour à partir des données IFREMER de 2021	95
9	- CONCLUSION.....	98
9.1	Conclusion sur l'état du milieu en 2025	98
9.2	Trajectoire écologique	100
	BIBLIOGRAPHIE	103

RETOUR CONTEXTUEL SUR LA SITUATION DE LA FIN DE L'ANNÉE 2024

En 2024, les conditions météorologiques ont été marquées par le retour d'une pluviométrie classique après des années 2022 et 2023 particulièrement sèches. L'année 2024 marque aussi le début d'un nouveau protocole de rejet pour EDF suite à un accord de médiation pénale avec le Gipreb. Cet accord prévoit une saisonnalité dans les rejets avec notamment un arrêt des rejets entre les mois d'avril et de septembre tout en maintenant des contraintes sur la salinité tout au long de l'année. En 2024, les apports par la centrale hydroélectrique ont été de 1099 hm³. Ces apports ont été principalement réalisés entre janvier et mars et en fin d'année. De forts épisodes pluviaux vont aussi engendrer des crues des rivières, notamment au printemps et à l'automne.

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

- Une salinité qui va augmenter depuis le printemps et se maintenir élevée tout l'été puis diminuer avec la reprise des rejets en fin d'année (mi-septembre),
- Une stratification estivale quasi-nulle avec 28-30 en surface et 33 en profondeur,
- Une eutrophisation estivale contenue et notamment une transparence de l'eau satisfaisante. À partir de septembre, sous l'effet de la pluviométrie et de la reprise des rejets EDF, on va observer un bloom automnal avec des concentrations en chlorophylle *a* particulièrement élevées. Ce bloom est la conséquence, entre autres, des rejets solides qui vont apporter des matières particulières (NH₄) et qui vont favoriser le développement du phytoplancton.
- Des conditions d'oxygénation estivales en profondeur favorables et des anoxies limitées dans le temps et aux zones les plus profondes.

En 2024 l'écosystème reste sur la dynamique des deux années précédentes. Cette dynamique de restauration va dans le sens d'un fonctionnement équilibré sans toutefois l'atteindre. Ainsi, les conditions de salinité plus élevées et les plus faibles apports vont modifier les peuplements de macrophytes. Si les espèces nitrophiles (ulves, cladophores, enteromorphe) sont toujours présentes, on constate une diversification des peuplements avec des espèces plus halines. De nouvelles espèces animales et végétales à affinité marine sont également observées.

La bonne transparence des eaux profite notamment aux zostères. En 2024, les herbiers de zostères recouvrent 59,2 ha, soit la plus forte valeur observée depuis leur quasi-disparition (1,2 ha en 1990) mais aussi la plus forte croissance. Ce résultat est loin de l'objectif de 1 500 ha pour atteindre le bon état au titre de la DCE.

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

Ainsi, en 2024, 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 une dynamique de restauration. En 2024, les anoxies ont été quasiment absentes au fond (moins de 10% des valeurs) et aucune anoxie estivale n'a touché les fonds de 5 m. L'eutrophisation est restée limitée et favorable à une bonne transparence des eaux, elle-même compatible avec le développement des herbiers de zostères.

RÉSUMÉ DE L'ANNÉE 2025

L'action du Syndicat Mixte Gipreb s'inscrit dans une démarche de réhabilitation environnementale du milieu aquatique de l'étang de Berre, dans une perspective de retour à un écosystème de lagune méditerranéenne profonde en Bon état regard de la directive cadre sur l'eau. 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 2025 tout en les replaçant dans une trajectoire historique.

En 2025, les conditions météorologiques ont été marquées par une pluviométrie importante avec 710 mm d'eau soit plus de 30% que la moyenne des 10 dernières années. L'année 2025 est aussi la première année complète de mise en œuvre du nouveau protocole de rejets EDF. Pour rappel, ce protocole fait suite à un accord avec le Gipreb, dans le cadre d'une médiation pénale. Il prévoit une saisonnalité dans les rejets avec notamment un arrêt des rejets entre les mois d'avril et de septembre tout en maintenant des contraintes sur la salinité tout au long de l'année. **En 2025, les apports par la centrale hydroélectrique ont été de 893 hm³.** Ces apports ont été principalement réalisés entre janvier et mars puis de mi-septembre à fin décembre. De forts épisodes pluviaux vont aussi engendrer des crues des rivières, notamment au printemps et à l'automne. Malgré une pluviométrie importante, les apports par les rivières représentent 156 hm³ d'eau, et l'impluvium 110 hm³. **En 2025, les apports par la centrale hydroélectrique représentent donc 77 % des apports d'eau, 59% des apports en azote et 35% des apports en phosphore.**

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

- Une salinité qui va augmenter depuis le printemps et se maintenir élevée tout l'été puis diminuer avec la reprise des rejets à l'automne,
- Une stratification estivale quasi-nulle avec 28-30 en surface et 33 en profondeur,
- Une eutrophisation estivale contenue et notamment une transparence de l'eau satisfaisante qui se maintient à des valeurs supérieures à 3m. À partir de septembre, sous l'effet de la pluviométrie et de la reprise des rejets EDF, on va observer un bloom automnal avec des concentrations en chlorophylle *a* particulièrement élevées. Ce bloom est la conséquence, entre autres, des rejets solides qui vont apporter des matières particulaires (NH₄) et qui vont favoriser le développement du phytoplancton, et dans une moindre mesure du relargage de

phosphore lors de ponctuels épisodes d'anoxie ou de remise en suspension de sédiment liés à des épisodes venteux.

- Des conditions d'oxygénation estivales en profondeur favorables et des anoxies limitées dans le temps et aux zones les plus profondes.

En 2025, on retrouve ainsi le même schéma de fonctionnement de l'écosystème que les trois dernières années avec la poursuite de la dynamique de restauration sur une trajectoire d'équilibre dans le fonctionnement de l'écosystème. Les conditions de salinités plus élevées, et l'amélioration de la transparence des eaux engendrent des changements dans les communautés de macrophytes. Si les espèces nitrophiles (Cladophores, Entéromorphes, Ulves) sont toujours présentes, les algues rouges comme les Gracilaires sont en abondance et des espèces à affinités marines sont signalées plus fréquemment et abondamment. La bonne transparence des eaux va aussi profiter aux zostères. En 2025, les herbiers de zostères recouvrent 75 ha, soit la plus forte valeur observée depuis leur quasi disparition (1,2 ha en 1990) mais aussi la plus forte croissance. Ce résultat est loin de l'objectif de 1 500 ha pour atteindre le bon état au titre de la DCE.

Pour la macrofaune benthique, la faible stratification a permis des conditions d'oxygénation favorables même dans les zones profondes. Des espèces vivantes toute l'année en profondeur ont été observées et les peuplements se diversifient lentement. Cependant, ce compartiment reste encore très pauvre et les rares améliorations observées sont insuffisantes pour atteindre le Bon Etat des eaux. Ce compartiment reste très dégradé, et il va falloir du temps pour retrouver la diversité spécifique d'un milieu lagunaire équilibré, d'autant plus que les sources de recolonisation sont faibles. Au niveau du littoral, les peuplements de palourdes sont toujours abondants et la stabilité du stock témoigne de la bonne gestion par le Gipreb, les pêcheurs et les services de l'Etat. Les espèces introduites ou invasives semblent prospérer dans l'étang. On peut citer le crabe bleu, la moule *Arcuatula senhousia* ou *Rapana venosa* et des espèces de macrophytes, toujours présents en 2025 dans l'étang même si certaines abondances semblent fluctuer d'une année sur l'autre. Pour l'étang de Bolmon, la situation reste stable avec un étang toujours hyper-eutrophisé avec une macrofaune benthique limité à quelques individus isolés et une absence de macrophytes.

Ainsi, en 2025, comme depuis 2022, 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, semblent être les clés pour limiter l'eutrophisation et ses effets, ainsi que

les anoxies. Ainsi en 2025, les anoxies ont été quasiment absentes. Aucune anoxie estivale sur les fonds de 5 m et seulement ponctuellement à 9 m. La faible eutrophisation a aussi permis une bonne transparence des eaux au printemps et pendant tout l'été qui a favorisé la croissance des herbiers. Cette forte dynamique de croissance des herbiers est continue depuis 2021. Les herbiers participent également, à la hauteur des surfaces couvertes, à la baisse de l'eutrophisation et la bonne transparence des eaux en captant l'azote dès le début du printemps et en stabilisant les sédiments. C'est ce cercle vertueux qu'il faut réussir à atteindre et maintenir. Les différentes actions de restauration engagées, que ce soit sur les herbiers mais aussi sur la réduction des apports (travaux sur les réseaux, amélioration des stations d'épuration, désimperméabilisation) ou la réouverture à la courantologie du tunnel du Rove, permettront de maintenir et d'accélérer cette dynamique d'amélioration observée de l'écosystème du complexe lagunaire de l'étang de Berre.

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, constituée de 5 milieux aquatiques interconnectés dont trois sont des masses d'eau au titre de la DCE : le grand étang, l'étang de Vaïne et l'étang de Bolmon. Les deux autres sont l'étang de l'Olivier à Istres et le canal de navigation de Marseille au Rhône en rive sud. Le grand étang et l'étang de Vaïne, qui représentent l'essentiel des surfaces, couvrent 15 500 ha, la profondeur moyenne est de 6 m, la profondeur maximale de 9 m (Figure 2). L'étang de Berre reçoit les eaux douces de trois tributaires naturels, l'Arc, la Touloubre, la Durançole et indirectement de la Cadière via l'étang de Bolmon, et depuis 1966 par le canal usinier de la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas (Figure 1). L'étang de Bolmon a une surface de 578 ha et une profondeur de 1,50 m. Le complexe lagunaire de l'étang de Berre comprend aussi l'étang de l'Olivier situé au nord-ouest, dans le centre-ville d'Istres d'une surface de 2.25 km² et d'une profondeur maximale de 10m ainsi que le canal de navigation de Marseille au Rhône, dit canal du Rove.

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

Le suivi habituel portant sur les paramètres vivants et réalisé par la Mission de reconquête depuis 1994, a été enrichi puis progressivement modernisé par le Gipreb. S'y ajoutent aujourd'hui les résultats d'acquisitions ponctuelles, de programmes de recherche, d'expérimentations et d'études portées par des tiers. Ce suivi historiquement conduit sur le Grand étang et l'étang de Vaïne est aujourd'hui étendu aux autres milieux aquatiques du complexe lagunaire même si les paramètres et fréquence sont en cours d'harmonisation.

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

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

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

Il porte sur cinq compartiments :

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



Figure 1 : Carte de l'étang de Berre

Ce rapport présente les résultats de l'Observatoire en 2025. Ces données sont d'abord décrites afin de caractériser l'état des lieux fin 2024, puis elles sont replacées dans un contexte plus large afin d'estimer une trajectoire écologique.

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

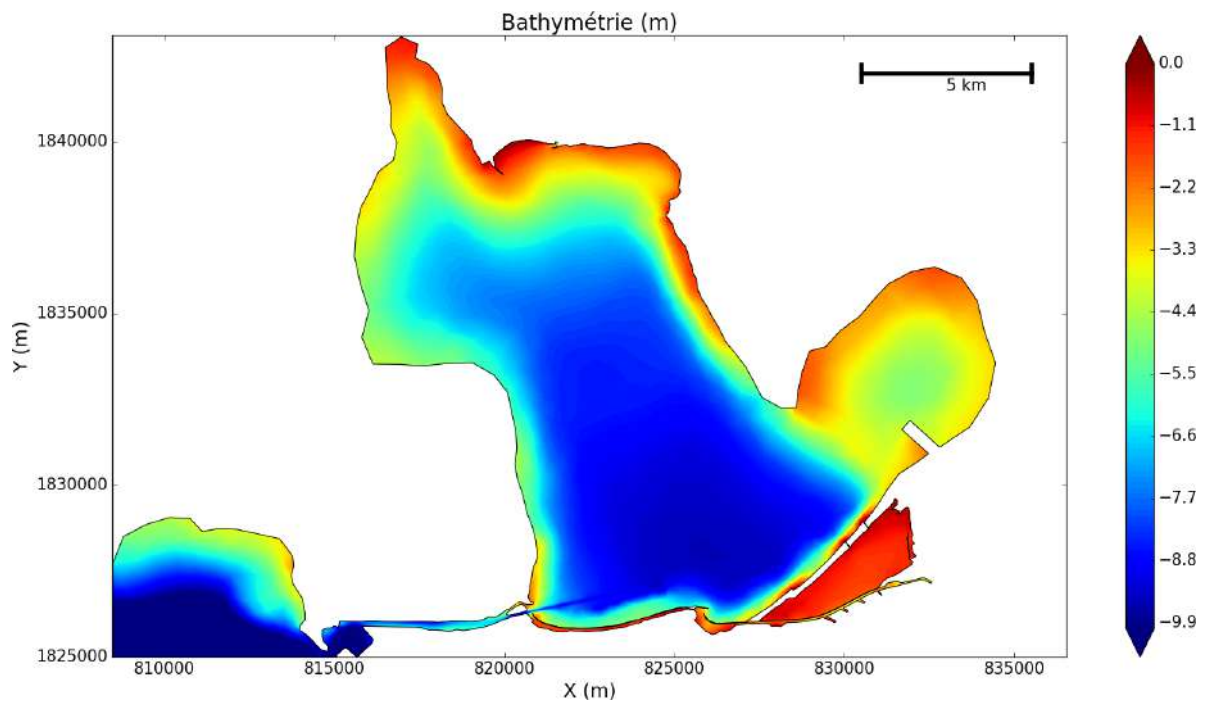


Figure 2 : Bathymétrie de l'étang de Berre
(données compilées à partir de différentes sources : SHOM, données Gipreb, LITTO3D)

1 - MÉTÉOROLOGIE ET APPORTS

1.1 Conditions météorologiques de l'année 2025

L'année 2025 est une des années les plus chaudes jamais enregistrée en France depuis le début du XXe siècle. Au niveau de la station météorologique de Marignane, l'écart sur l'année par rapport aux normes (1991-2020) est de +1.2 °C. Seuls les mois de septembre et octobre ne présentent pas une anomalie thermique positive par rapport aux normes (1991-2020).

La pluviométrie a été bien plus élevée que les années précédentes au cours de l'année 2025 (710,2 mm d'eau sur l'année soit +33 % soit par rapport aux normales 1991-2020 contre 549 mm l'année précédente) (Figure 4). La pluviométrie s'est concentrée en début d'année notamment février et mars puis à l'automne (août, septembre). **Cette pluviométrie correspond à un apport direct de 110 millions de m³, soit un apport du bassin versant direct plus important que la moyenne des dix dernières années (86 millions de m³).**

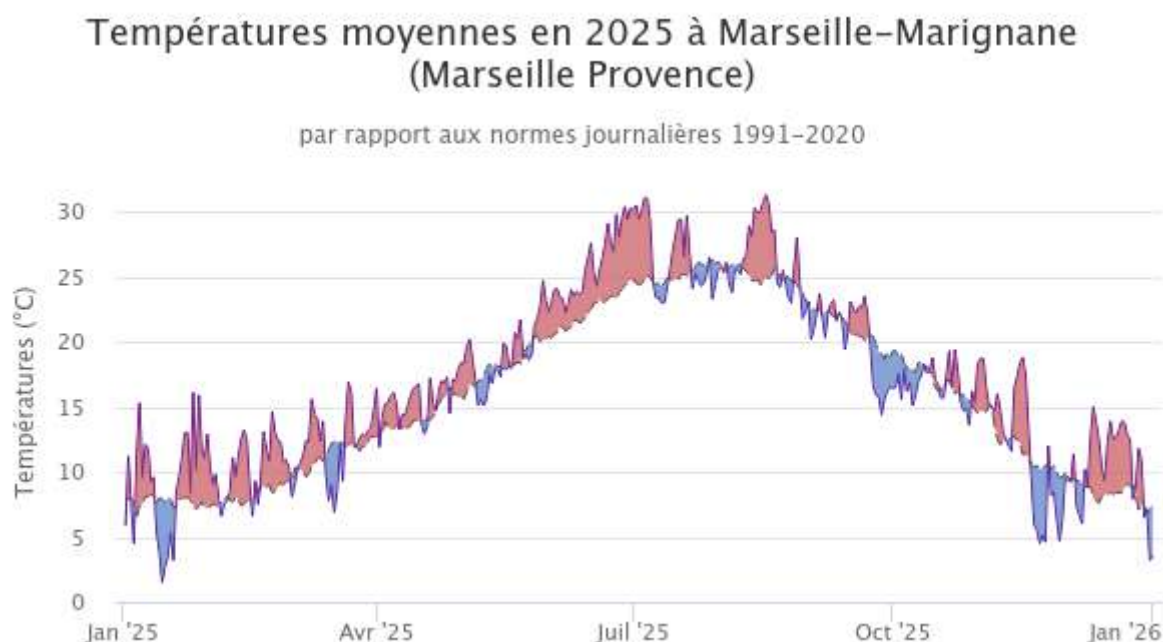


Figure 3 : Écart par rapport aux normes des températures de 2025. En rouge température supérieure aux normes (1991-2020) et en bleu inférieure aux normes (1991 - 2020) à la station de Marseille-Marignane (source : Infoclimat).

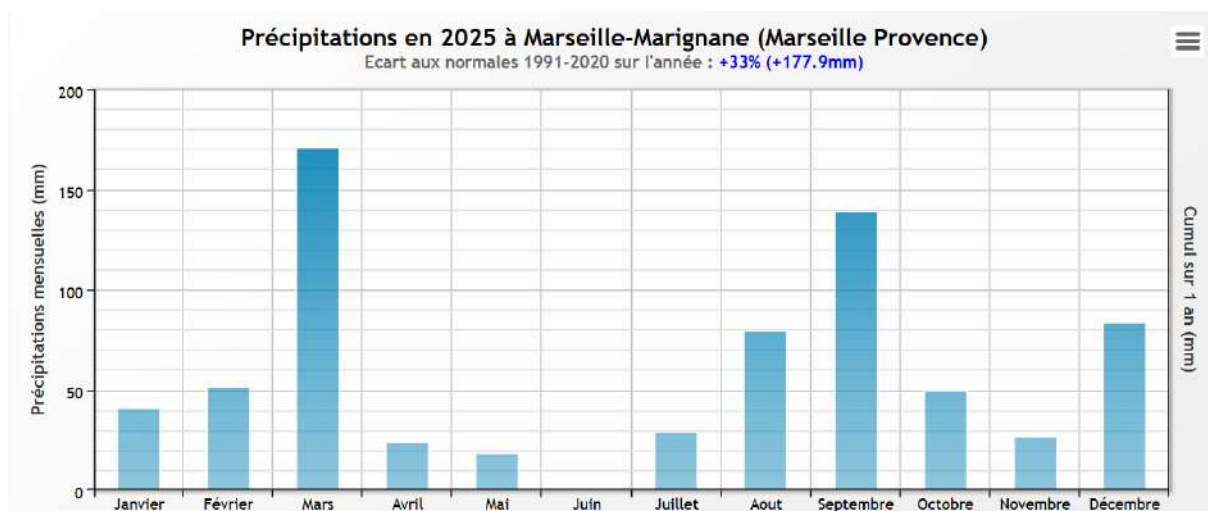


Figure 4 : Précipitations mensuelles et cumul sur la station de Marseille-Marignane en 2025 (source : Infoclimat)

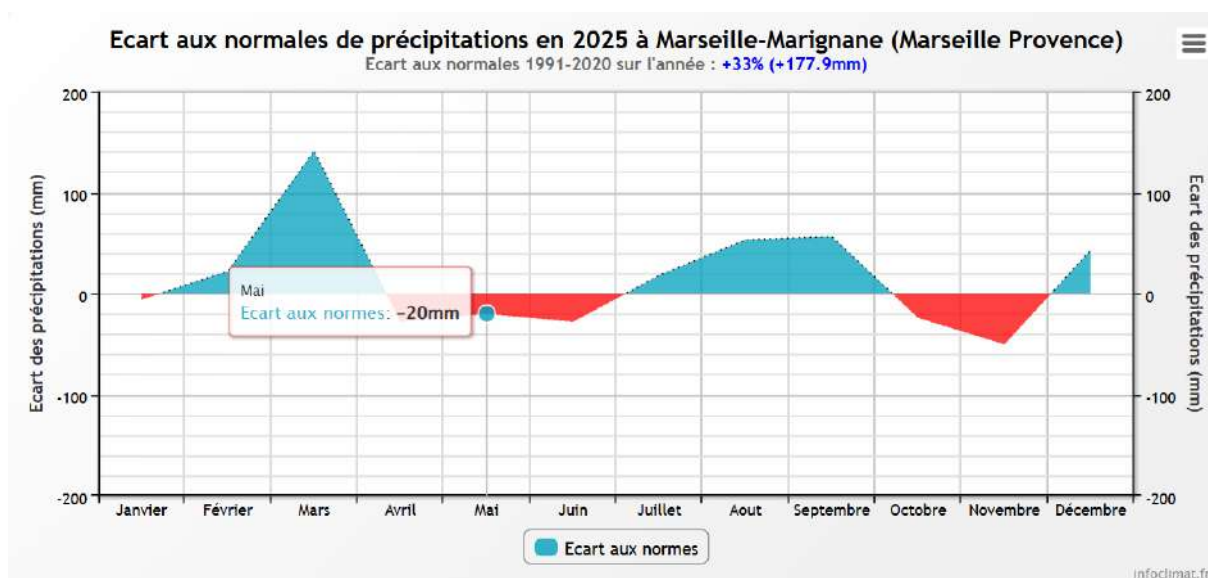


Figure 5 : Ecart mensuel aux normales des cumuls mensuels de précipitations pour l'année 2025 à la station de Marignane. La normale est calculée sur les années 1991-2020 par MétéoFrance.

1.2 Apports par la centrale de Saint-Chamas

1.2.1 Un nouveau protocole pour les rejets de la Centrale

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

Cette saisonnalité s'incarne à travers les dispositions suivantes :

- un assouplissement du quota de valeur de salinité inférieures au seuil de 20 et une levée des quotas hebdomadaires.
- des apports d'eau douce dans l'étang plus contraints, du 1^{er} avril au 15 septembre, conditionnés par la salinité et stoppés l'été sur les mois de juin, juillet, août.

Concrètement :

- Le quota de rejets annuel reste inchangé et limité à 1 200 hm³.
- La contrainte de valeurs de salinité annuelle inférieure à 20 g/l est assouplie de 25% à 30% des valeurs.
- La contrainte de valeurs de salinité annuelle inférieure à 15 g/l est inchangée à 5% des valeurs.
- Le quota hebdomadaire est levé.
- Les turbinages sont restreints à compter du 1^{er} avril et jusqu'au 15 avril à 40 hm³ contre 124 hm³ avec les anciens quotas hebdomadaires.
- Les turbinages sont interdits du 15 avril au 31 mai si la salinité est inférieure à 25 g/l et tolérés dans la limite de 10 hm³ par semaine si la salinité est supérieure à 25 g/l.
- Les turbinages sont interdits du 1^{er} juin au 30 août quelle que soit la salinité.
- Les turbinages sont restreints à compter du 1^{er} septembre et jusqu'au 15 septembre à 40 hm³ contre 124 hm³ avec les anciens quotas hebdomadaires.
- Le quota limon est inchangé à 60 000 t du 1^{er} Novembre année n au 31 octobre n+1

Le nouveau règlement d'eau a été signé en septembre 2024 et a connu une mise en œuvre effective à compter du 1^{er} juin 2024. Les parties se sont entendues pour considérer que cette date marquait le début de la phase expérimentale de 4 ans (mais pas la DREAL, le passage st un peu bancal).

1.2.2 Apports d'eau

Le calcul réglementaire des quotas imposés à EDF se fait sur la base des apports annuels à l'étang, comptabilisés du 1^{er} novembre de l'année n au 31 octobre de l'année n+1. Nous présentons ici les résultats de l'année civile 2025 (de janvier à décembre).

En 2025, sur l'année civile, les apports par la centrale hydro-électrique sont de **893 millions de m³** d'eau (Figure 6). Il s'agit d'un apport dans la moyenne depuis 2006 (952 millions de m³). La majeure partie des apports ont eu lieu entre janvier et mars (449 hm³) et en novembre-décembre (366 hm³). Entre avril et septembre, les apports par la centrale ont été particulièrement réduits dans l'esprit du nouveau protocole de rejets avec 35 hm³ sur toute cette période.

Sur la base des concentrations mesurées par Gouze *et al.* (2014), les apports en eau de l'année 2025 correspondent à un apport de 914 tonnes d'azote et 24 tonnes de phosphore à la lagune.

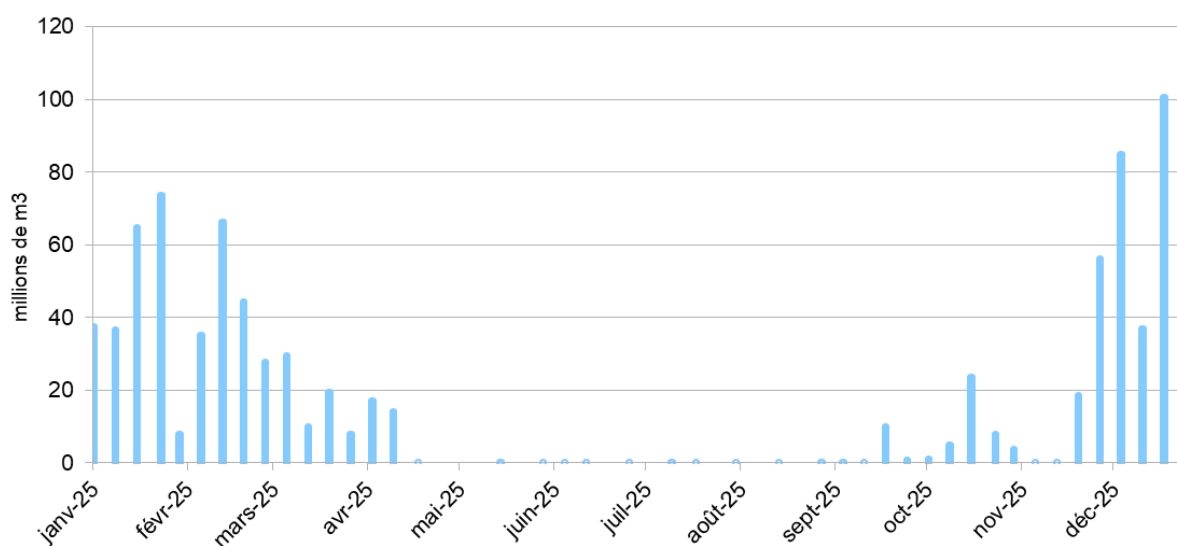


Figure 6 : Cumul hebdomadaire des apports d'eau (millions de m³) à l'étang de Berre par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas en 2025 (source : données EDF).

HYDRO). Ces apports sont équivalents à ceux de l'année précédente malgré une plus forte pluviométrie. Pour la Durançole, il n'y a pas de données de débits disponibles.

1.4 Synthèse des apports

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

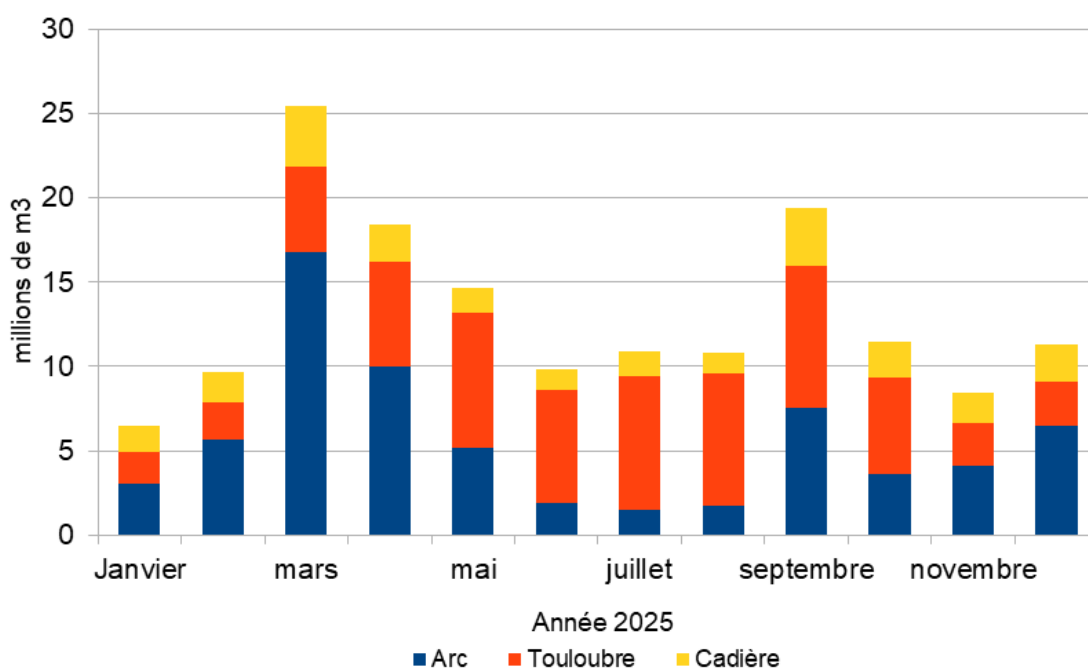


Figure 8 : Apports en eau des principaux tributaires de l'étang de Berre en 2025 (source : Banque Hydro).

Tableau 1 : Synthèse des apports en eaux en 2025 (source : EDF, Banque HYDRO).

	Centrale EDF de Saint-Chamas	Arc	Touloubre	Cadière	Impluvium direct
Apports d'eau (m³)	893.10 ⁶	67.5.10 ⁶	65,2.10 ⁶	24,2.10 ⁶	110.10 ⁶

En termes d'apports en substances eutrophisantes (Azote et Phosphore), l'année 2025 est une année avec des apports en azote total et en phosphore total dans la moyenne par rapport aux 20 dernières années (Figure 9 et Figure 10). En 2025, les apports EDF représentent 55 % des apports d'azote total, et 32 % des apports de phosphore. Ces ratios sont très proches des ratios moyens observés au cours des cinq dernières années soit respectivement 53 % et 34 % (Figure 11). Les apports totaux représentent 1665 T d'azote et 78 T de phosphore.

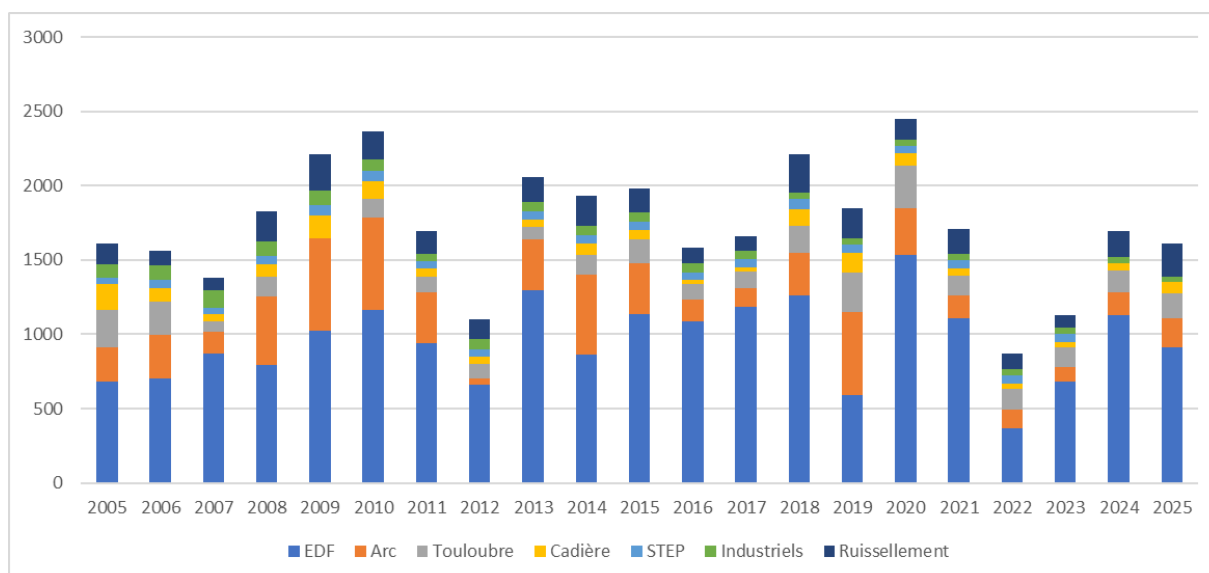


Figure 9 : Apports annuels en azote total des principaux contributeurs entre 2005 et 2025.

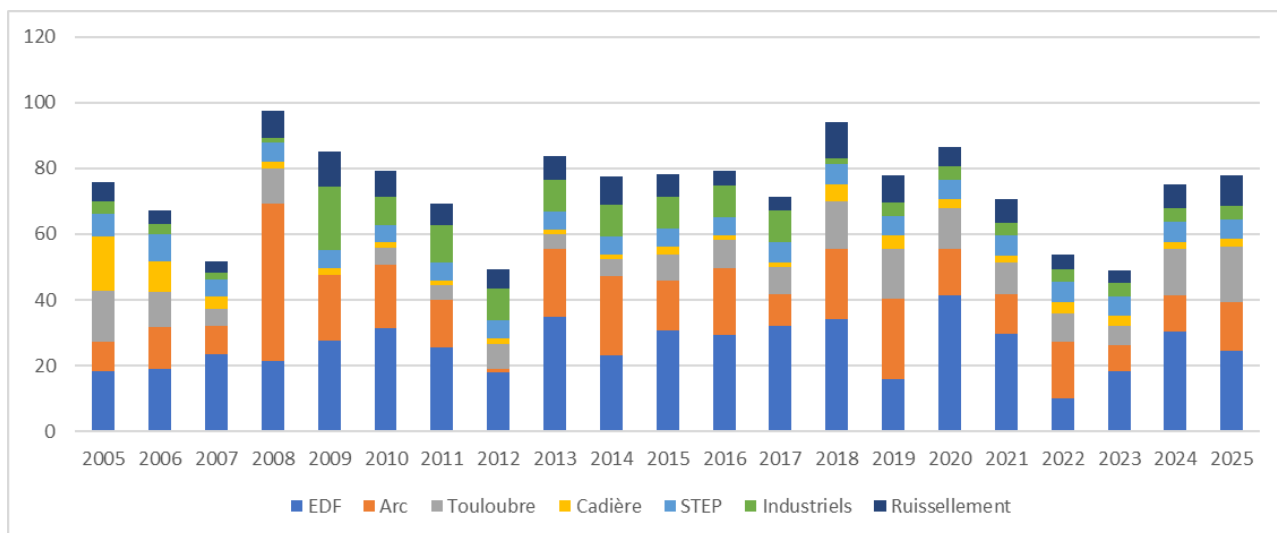
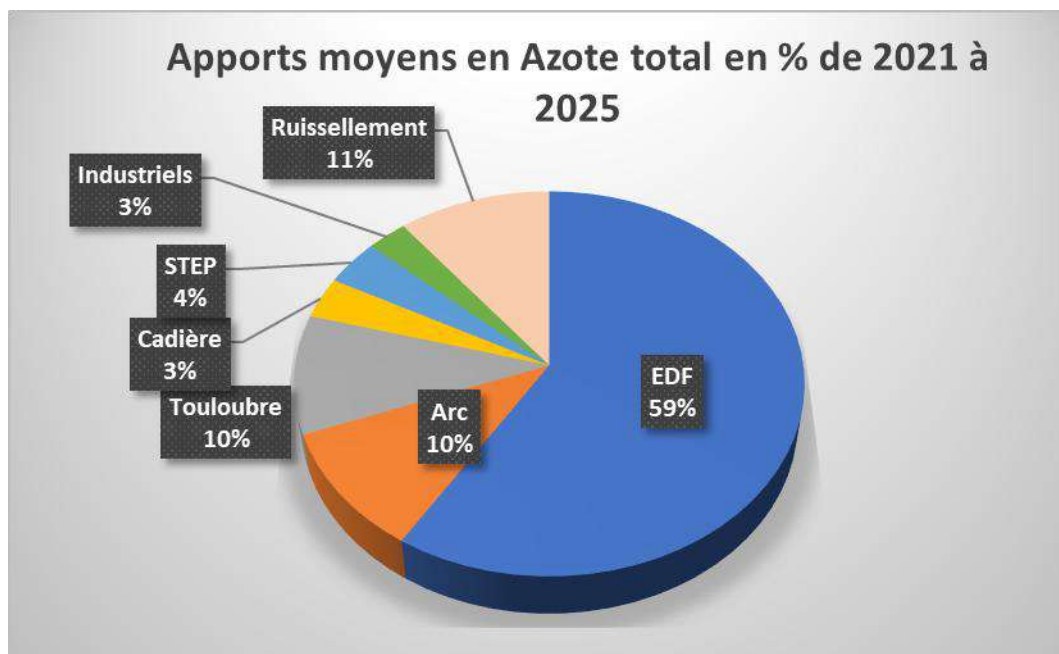


Figure 10 : Apports annuels en phosphore total des principaux contributeurs entre 2005 et 2025.



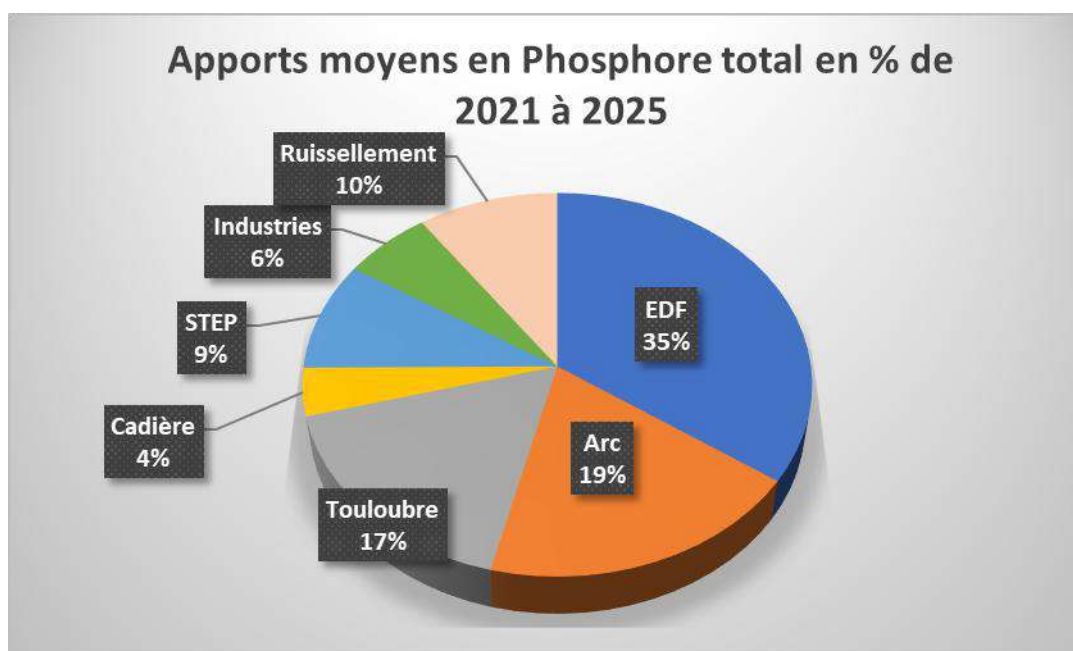


Figure 11 : Bilan moyen des principales sources d'apports en Azote total et phosphore total sur la période 2021-2025 (STEP : Stations d'épurations urbaines)

2 - COMPARTIMENT « EAU »

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

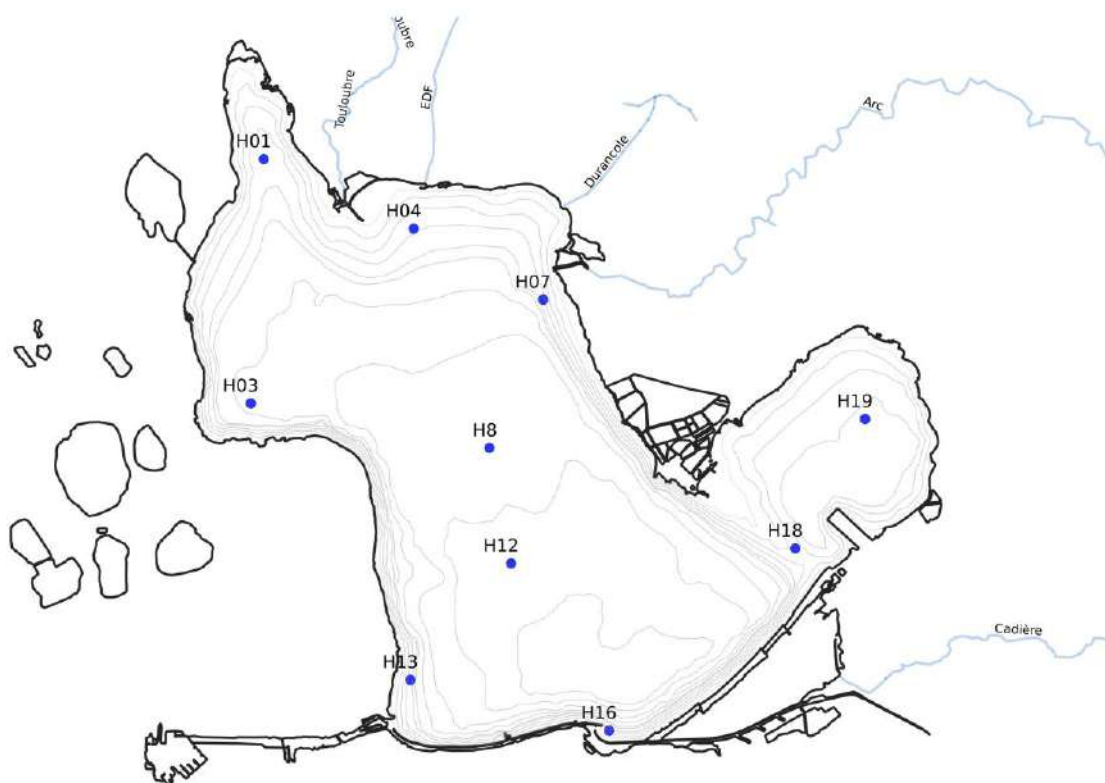


Figure 12 : Position des stations du suivi physico-chimique du Gipreb

2.1 Température et salinité

La **température moyenne** mensuelle de l'eau sur les 10 stations a varié **entre 6 °C et 29 °C** lors des mesures effectuées en 2025 (Figure 15). La température dans l'étang de Berre suit un cycle saisonnier classique mais on remarque en 2025, comme en 2024 des températures estivales moins chaudes que les cinq années précédentes. On ne remarque pas de thermocline marquée sur les profils effectués en 2025. Sur la Figure 13, qui présente ces

profils entre 2011 et 2025, la tendance est à l'augmentation des températures élevées ($>28^{\circ}\text{C}$ en rouge foncé) sont plus fréquentes ces dernières années et notamment en 2023.

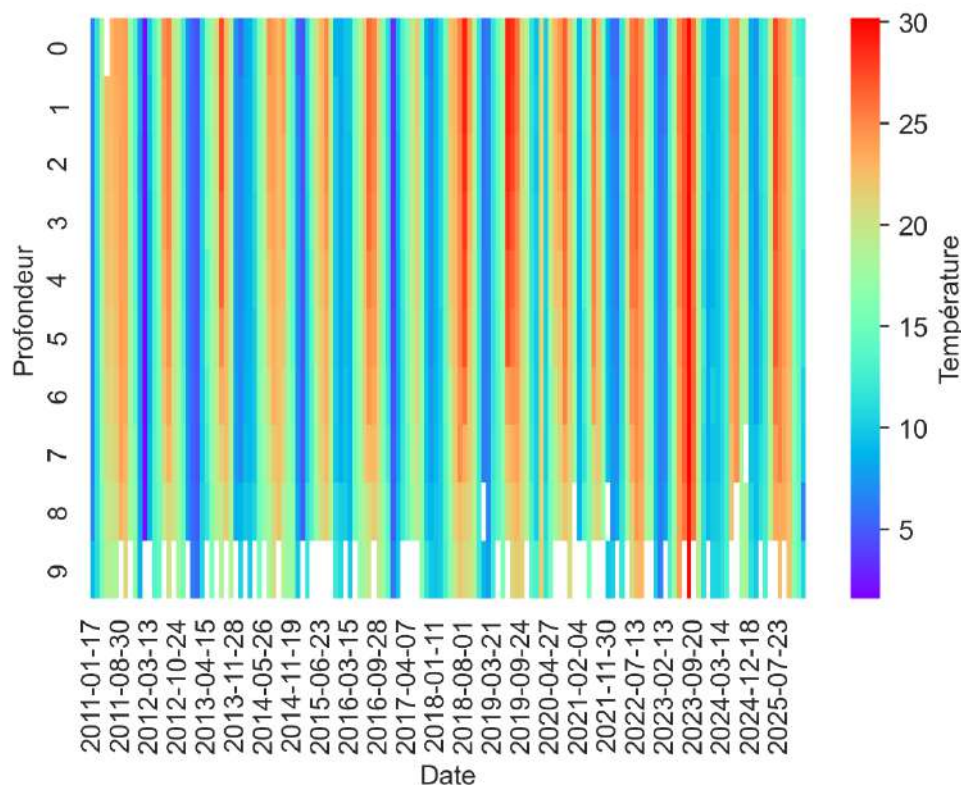


Figure 13 : Heatmap des températures moyennes par date entre la surface et la profondeur entre 2011 et 2025.

La salinité moyenne en 2025 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 prolongés de la centrale hydraulique EDF et sur une couche de surface de 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 janvier, février et mars. En période estivale, la stratification est plus faible, voire inexistante, 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 des cours d'eau du bassin versant est très ponctuel.

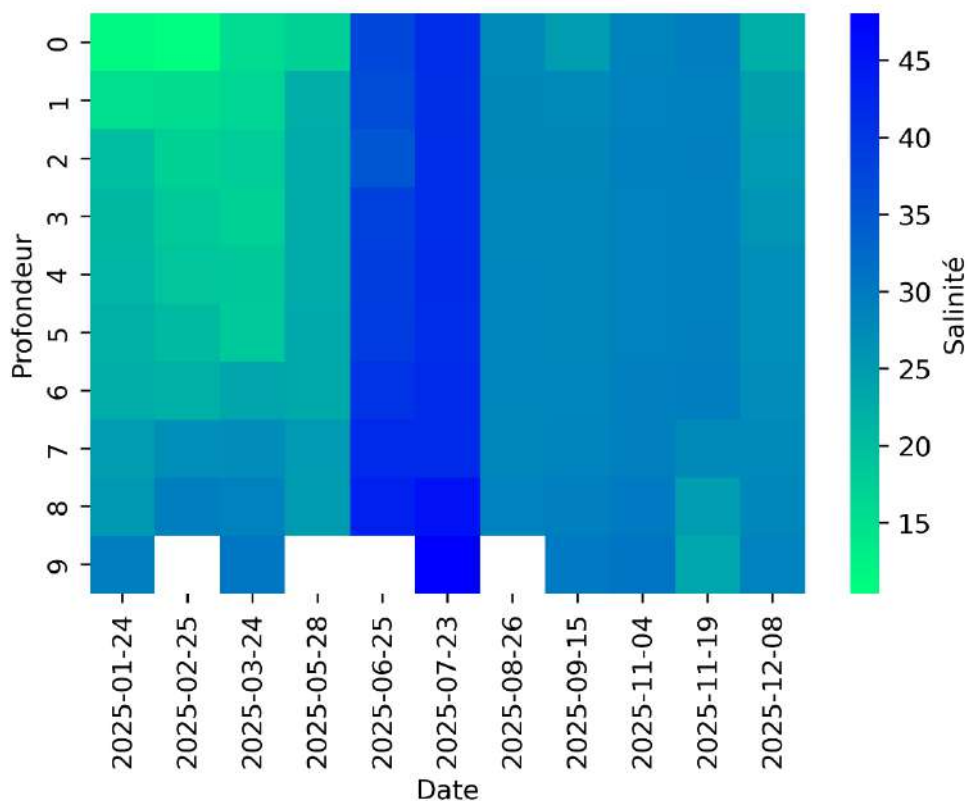


Figure 14 : Heatmap de la salinité moyenne par date en 2025.

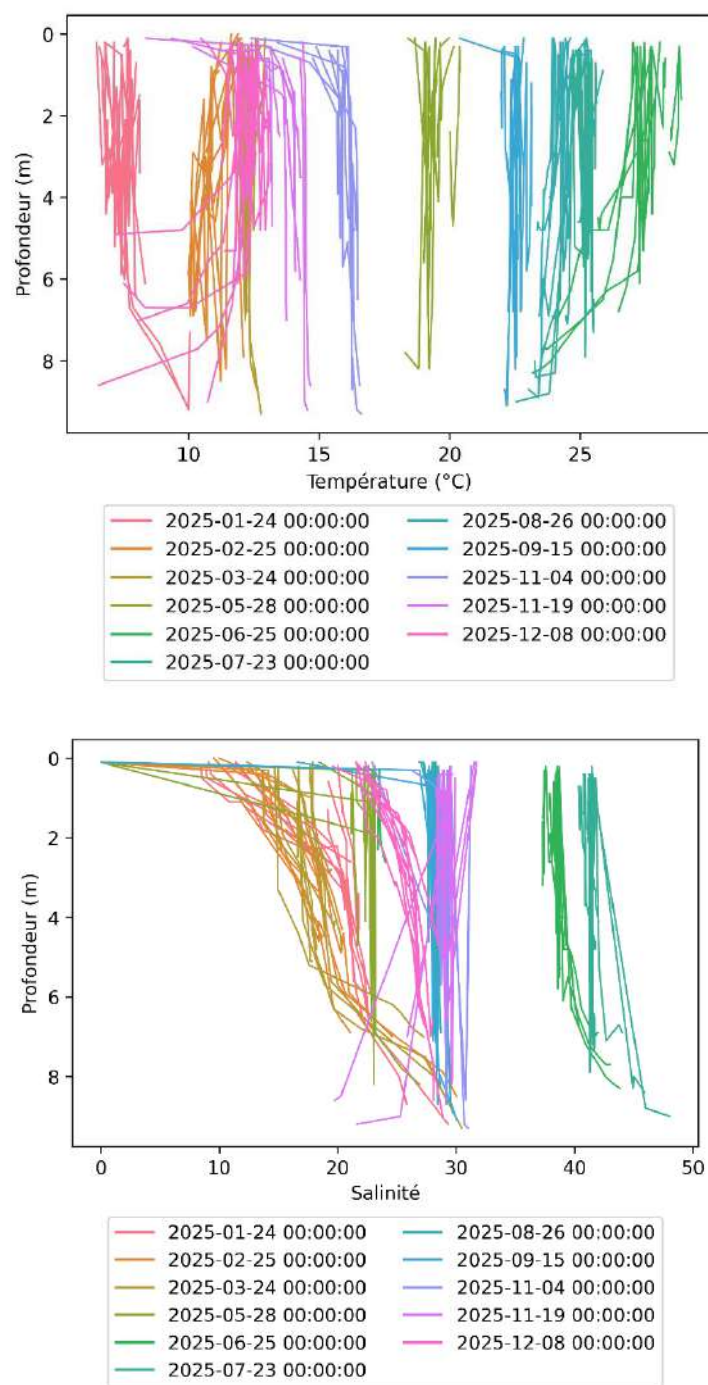


Figure 15 : Profils verticaux de la température et salinité en 2025, pour toutes les stations, à toutes les dates.

2.2 Oxygène dissous

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

En 2025, et dans la continuité des deux dernières années, les conditions d'oxygénation ont été bonnes (Figure 16). La Figure 16 montre les profils verticaux des 10 stations du suivi hydrologique réalisé par le Gipreb. Chaque profil montre les variations d'oxygène dissous pour une station à une date donnée. En condition oxygène normale, le trait devrait être vertical et aligné sur 8-10 mg.L⁻¹. Les cassures horizontales montrent des stratifications de l'oxygène dissous. Cela signifie qu'à une certaine profondeur, la concentration en oxygène est brutalement plus faible. On parle d'hypoxie lorsque la concentration en oxygène dissous est inférieure à 2 mg.L⁻¹ et d'anoxie lorsqu'elle est à 0 (<0,03 mg.L⁻¹). En 2025 ces phénomènes ont été observés uniquement dans les couches proches du fond en août et sans jamais atteindre le seuil d'anoxie. La Figure 17 présente les concentrations moyennes en oxygène dissous au cours de l'année en fonction de la profondeur. Elle permet de visualiser que les hypoxies sont situées vraiment proches du fond et également la baisse de concentration de l'oxygène dissous sur toute la colonne d'eau en période estivale liée à l'augmentation générale de la température. En effet, l'oxygène se dissout moins bien lorsque la température augmente. Ces hypoxies ne sont pas liées à de la stratification haline (voir paragraphe précédent) mais à la consommation par la macrofaune benthique proche du fond et à l'augmentation de température estivale. La faible stratification haline au cours de l'été a, au contraire, permis des épisodes de brassage plus fréquents. En effet, plus la stratification est faible (moins de 5 points d'écart de salinité entre la surface et la profondeur), moins le vent doit être fort pour mélanger la colonne d'eau. Avec une stratification faible, les conditions de vent nécessaires sont ainsi plus fréquentes et le mélange se fait plus régulièrement. Les brises thermiques estivales ont ainsi pu permettre cette meilleure oxygénation. Les mesures en bateau se faisant par temps calme et le matin, il est difficile de voir ces épisodes de mélange régulier et au contraire, nous enregistrons la situation après la nuit où la respiration des organismes n'est pas compensée par la production d'oxygène lié aux activités photosynthétiques. Les conditions d'oxygénation sont alors les plus défavorables. Ces bonnes conditions d'oxygénation ont aussi pu être vérifiées en observant la profondeur jusqu'à laquelle des moules vivantes sont présentes sur la station automatique du Gipreb située au centre de l'étang (H12 sur 9.5 m de fond). En 2025, et pour la première fois, des moules vivantes ont été vues toute l'année jusqu'au fond (à l'exception des 20 derniers centimètres). Cet indicateur est intégrateur car les moules peuvent supporter une anoxie de quelques heures mais si celle-ci dure trop longtemps, elles vont mourir. La présence continue de moules à ces profondeurs témoigne de ces bonnes conditions d'oxygénation en 2025 et que si des anoxies ou hypoxies ont eu lieu, elles ont été de courtes durées.

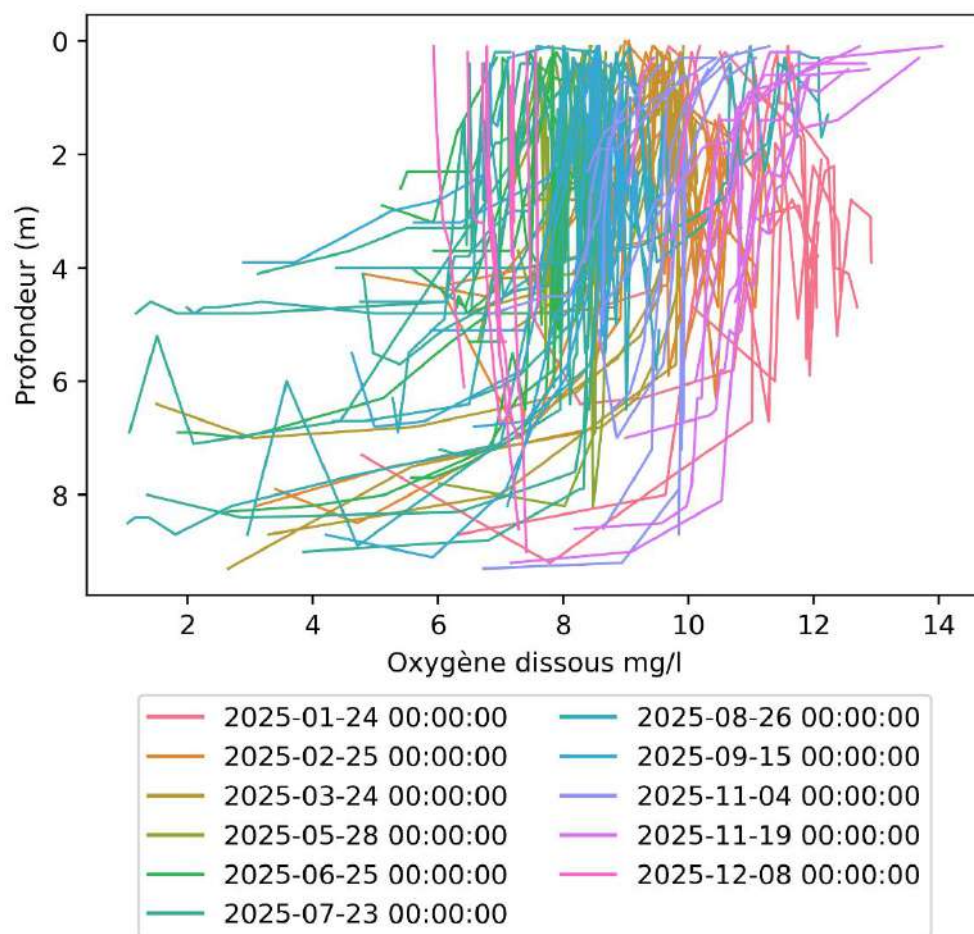


Figure 16 : Profils verticaux de l'oxygène dissous (mg.L⁻¹) en 2025 pour toutes les stations et à toutes les dates

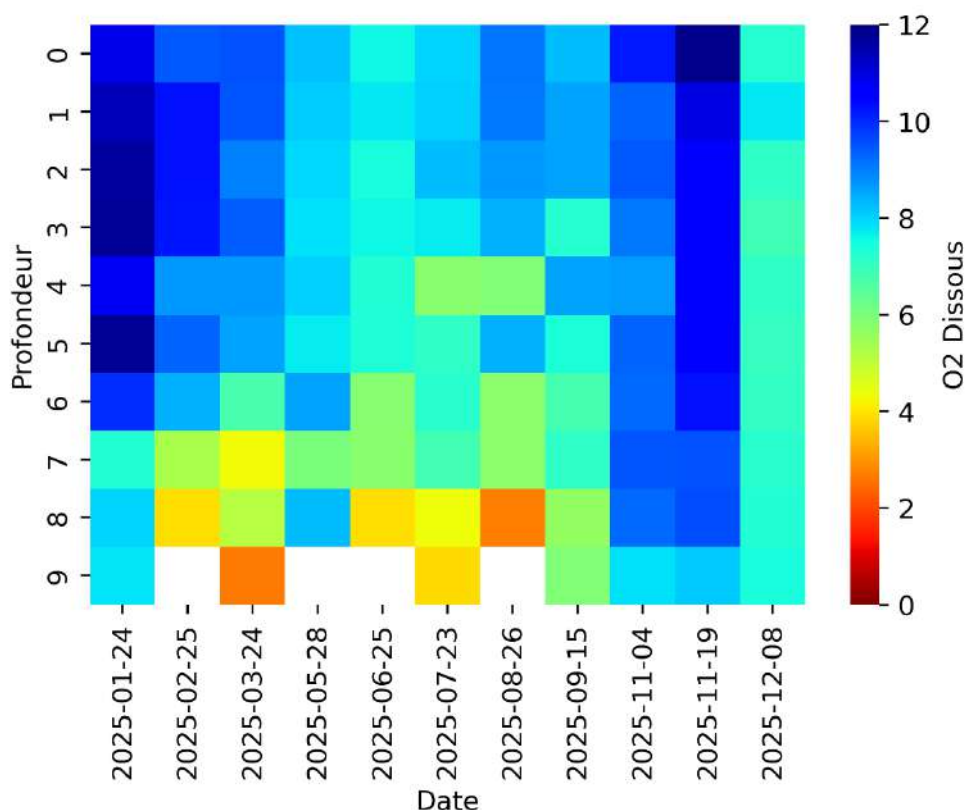


Figure 17 : Heatmap de l'oxygène dissous (mg.L^{-1}) lors des mesures à la sonde de l'année 2025.

2.3 Nutriments

2.3.1 Azote inorganique: NO_3 , NO_2 , NH_4

L'azote inorganique dissous (NO_3 , NO_2 , NH_4) prend la forme de composés directement assimilables par le phytoplancton et participe donc à l'eutrophisation des milieux.

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

On observe, en 2025, des **fluctuations saisonnières** comparables à celles observées les années précédentes (2015-2024) avec néanmoins des concentrations plus faibles en azote inorganique. Le **début de l'année est marqué par des apports forts en nutriments, qui entraîne une hausse des concentrations d'azote inorganique notamment NO_3 et NO_2 au début 2025, puis à la fin de l'année.** 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 les herbiers dans un premier temps puis le phytoplancton;. Les concentrations en nitrates et nitrites (NO_3 , NO_2) sont faibles pendant une grande partie de l'année (d'avril à septembre). Elles ré-augmentent en novembre-décembre, probablement en lien avec les apports du ruissellement et des rivières après des épisodes pluvieux plus fréquents en automne-hiver, et la reprise des turbinages. **Pour ce qui est de l'ammonium (NH_4), les concentrations sont faibles** (inférieures à $4 \mu\text{M.L}^{-1}$) toute l'année sauf en novembre 2025.

A l'échelle pluriannuelle, la tendance à la baisse des concentrations en nutriments observée jusqu'en 2017, a été brutalement interrompue à cause des valeurs observées lors de la fin de l'année 2018. **Depuis 2019, les concentrations retrouvent cette tendance à la baisse avec des concentrations faibles au regard des dernières années. Il persiste quelques pics ponctuels de fortes concentrations liées soit à des épisodes particuliers (rejet EDF, pluviométrie), soit à des stations particulières (H16 par exemple, avec l'influence du Bolmon).** Néanmoins, pendant une grande partie de l'année 2025, les concentrations en azote inorganique sont faibles et peuvent être considérées comme bonnes au regard des valeurs cibles du bon état des masses d'eau de transition défini par la DCE.

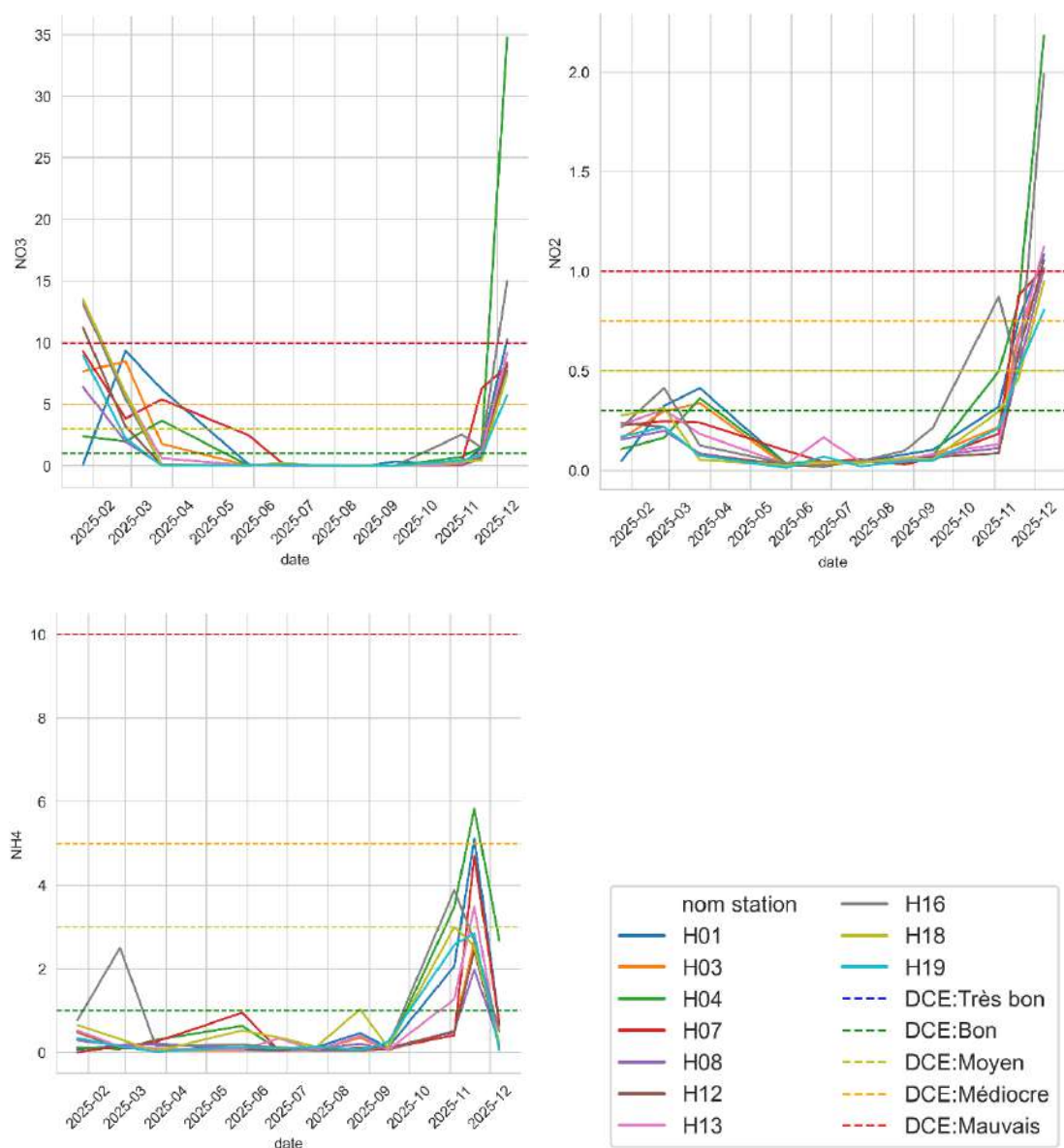
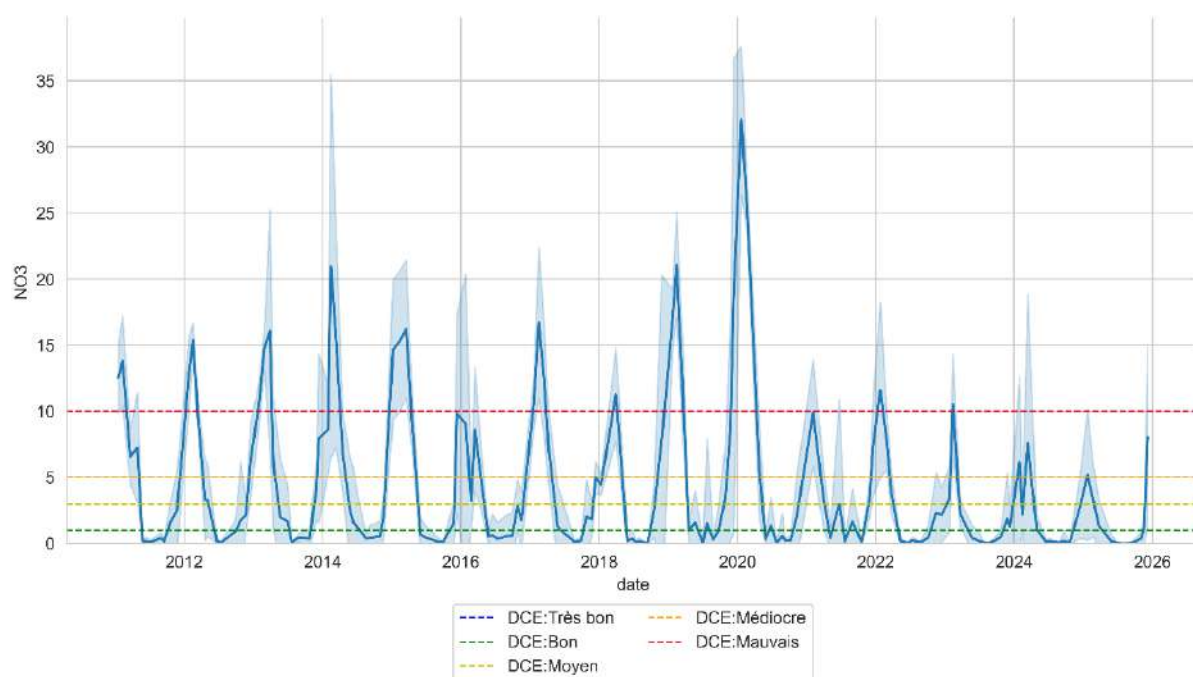
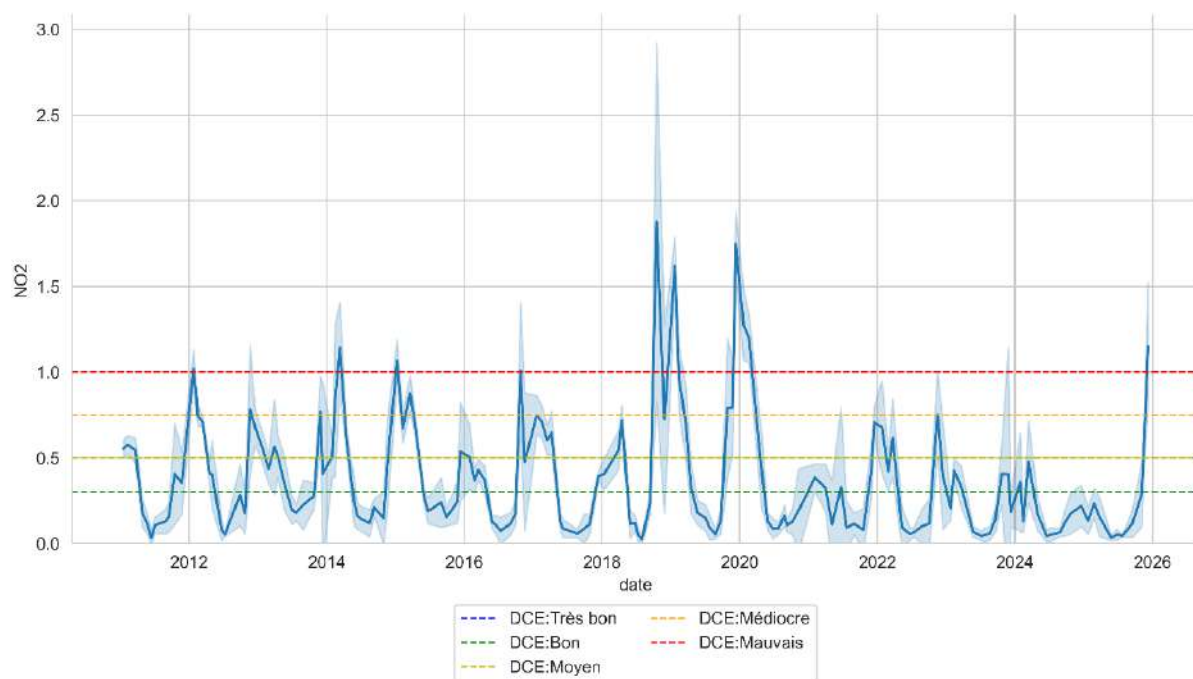


Figure 18 : Concentrations de surface en NO₃, NO₂ et NH₄ ($\mu\text{M.L}^{-1}$) en 2025 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.



**Figure 19 : Concentration moyenne en NO_3 ($\mu\text{M.L}^{-1}$) entre 2011 et 2025 sur l'étang de Berre.
Les seuils de qualité DCE sont indiqués.**



**Figure 20 : Concentration moyenne en NO_2 ($\mu\text{M.L}^{-1}$) entre 2011 et 2025 sur l'étang de Berre.
Les seuils de qualité DCE sont indiqués.**

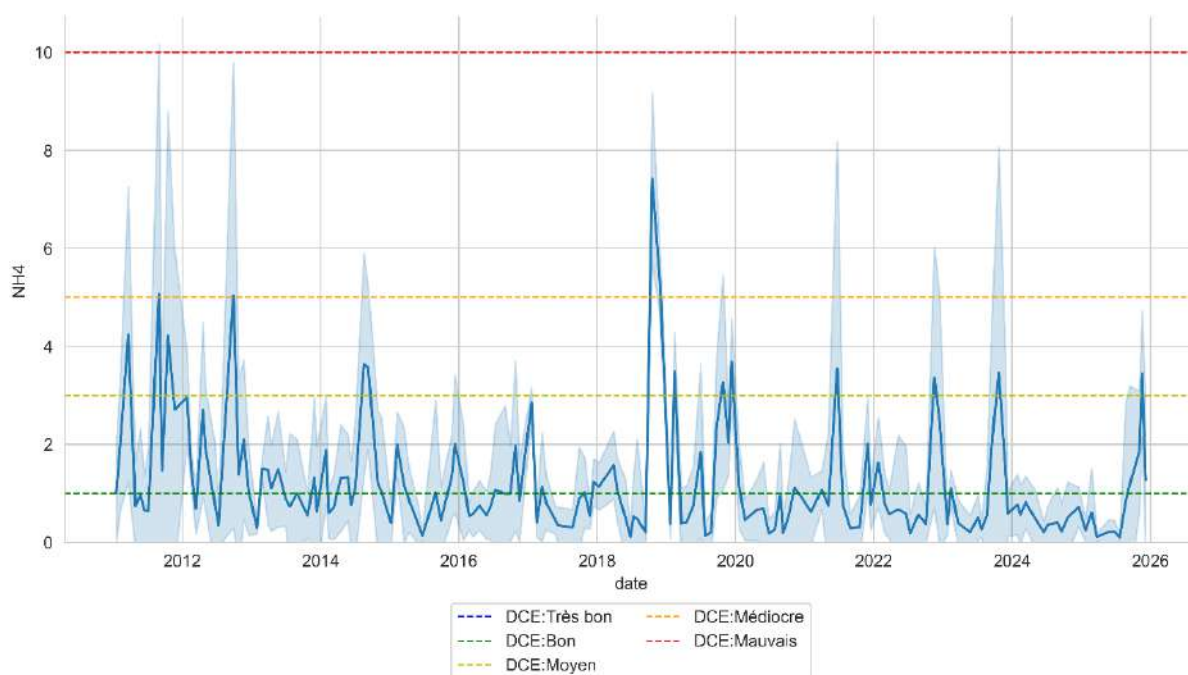


Figure 21 : Concentration moyenne en NH₄ (en µM.L⁻¹) entre 2011 et 2025 sur l'étang de Berre. Les seuils de qualité DCE sont indiqués.

2.3.2 Phosphore inorganique : PO₄

Les concentrations en phosphate inorganique (PO₄) sont relativement faibles (inférieures à 1 µM.L⁻¹) dans l'étang de Berre sur toute l'année 2025 sauf en septembre (Figure 22). On observe une augmentation modérée de ces valeurs à la fin de l'été (septembre) qui pourrait être en lien avec du relargage de phosphore contenu dans les sédiments lié à des épisodes d'anoxie. A l'échelle pluriannuelle et de manière analogue à l'azote inorganique, on retrouve en 2025 des valeurs légèrement supérieures aux dernières années. Ces valeurs restent cependant « bonnes », selon les critères DCE. Cette relative hausse pourrait s'expliquer soit par des apports plus importants en PO₄ en 2025, soit par des consommations plus faibles par le phytoplancton et peut-être un meilleur équilibre dans le ratio N/P. En effet, dans les années précédentes, les PO₄ étaient entièrement consommés car il y avait un excès de nutriments azotés dans le système. En 2025, cette élévation des PO₄ dans la colonne d'eau peut être interprétée comme un signal positif et témoigne d'un meilleur équilibre N/P en lien avec la diminution des apports azotés.

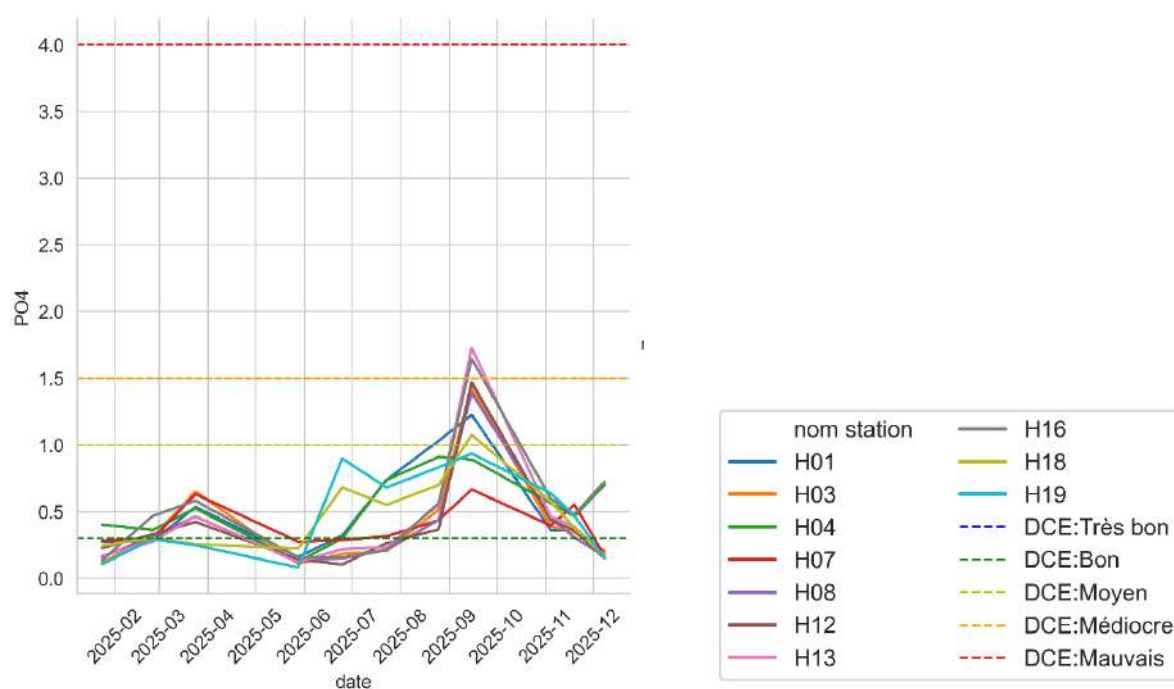


Figure 22 : Concentrations en PO4 ($\mu\text{M.L}^{-1}$) en 2024 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

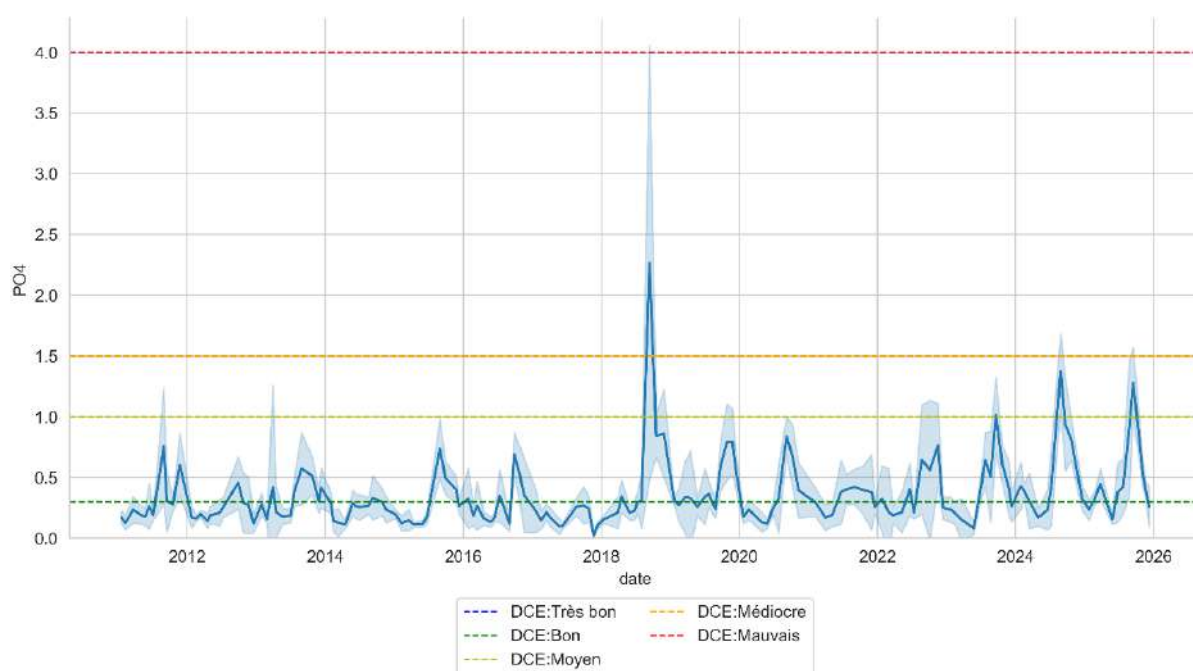


Figure 23 : Concentrations moyenne en PO4 ($\mu\text{M.L}^{-1}$) entre 2011 et 2025 sur l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

2.3.3 Azote (Nt) et Phosphore total (Pt)

Les concentrations en Azote et Phosphore total sont faibles pour l'ensemble de l'année 2025 (Figure 24 et Figure 25). On observe un pic de phosphore total en mars 2025, qui n'est pas lié à un pic de PO_4 et semble en lien avec un apport de matières en suspension ou organique en relation à la forte pluviométrie de ce mois de mars. Selon la grille de qualité DCE, ces concentrations sont bonnes voire très bonnes tout au long de l'année sauf en mars donc pour le phosphore total.

En termes de dynamique pluriannuelle, les concentrations en azote et phosphore total de l'année 2025 se retrouvent dans les ordres de grandeur des années précédentes (Figure 26).

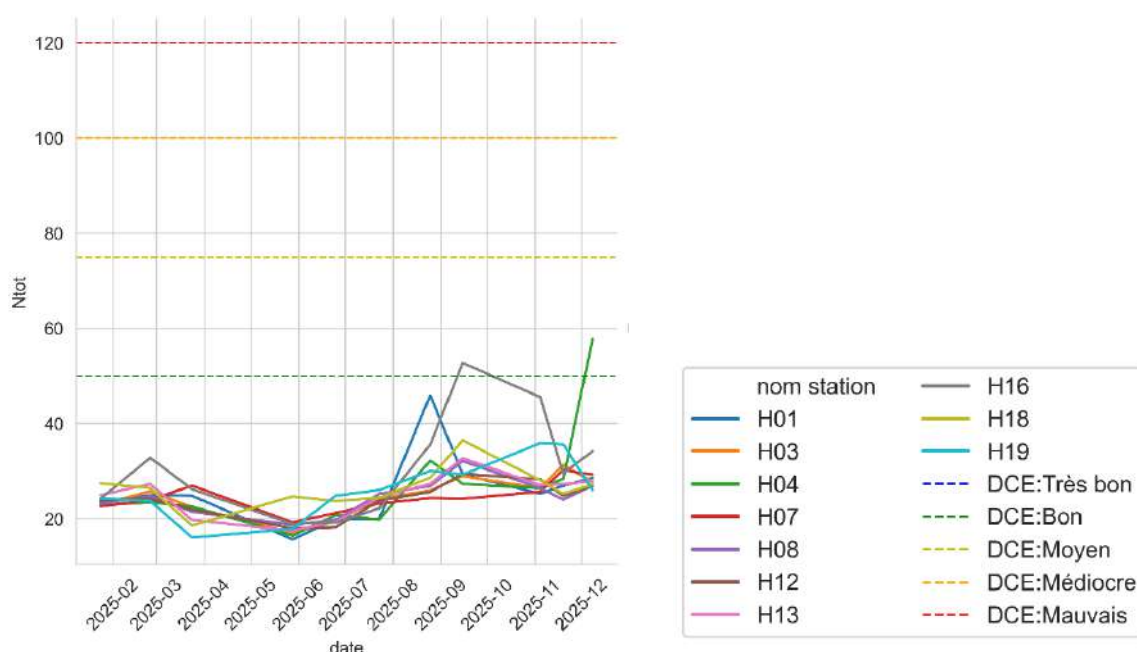
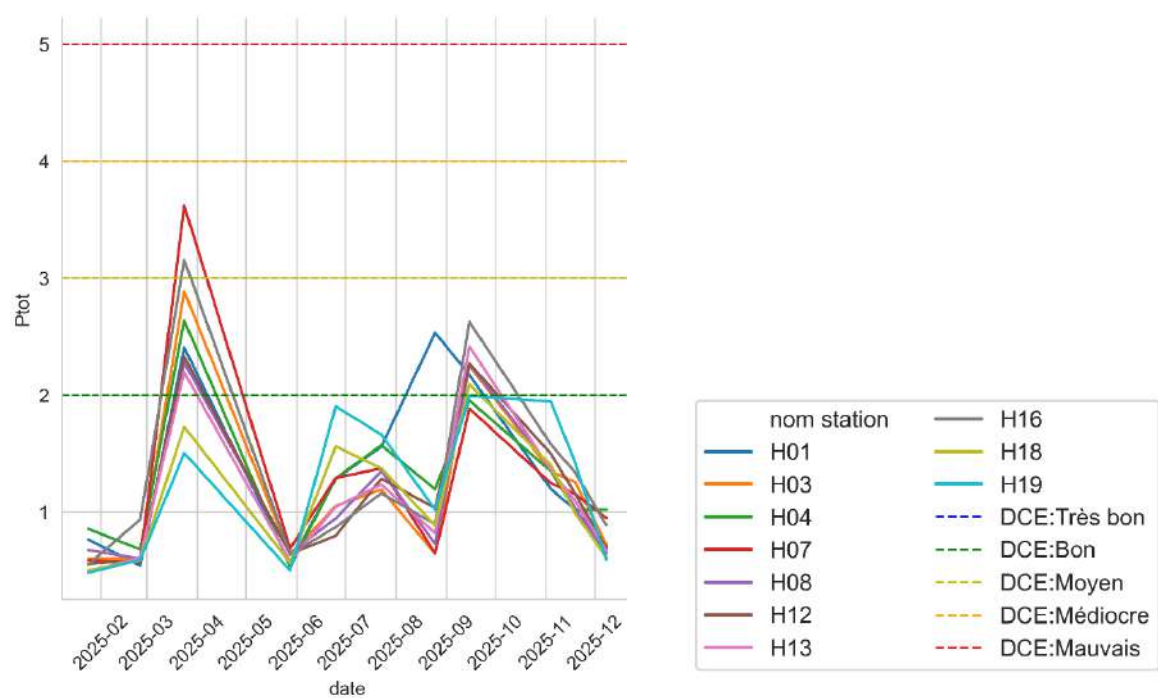
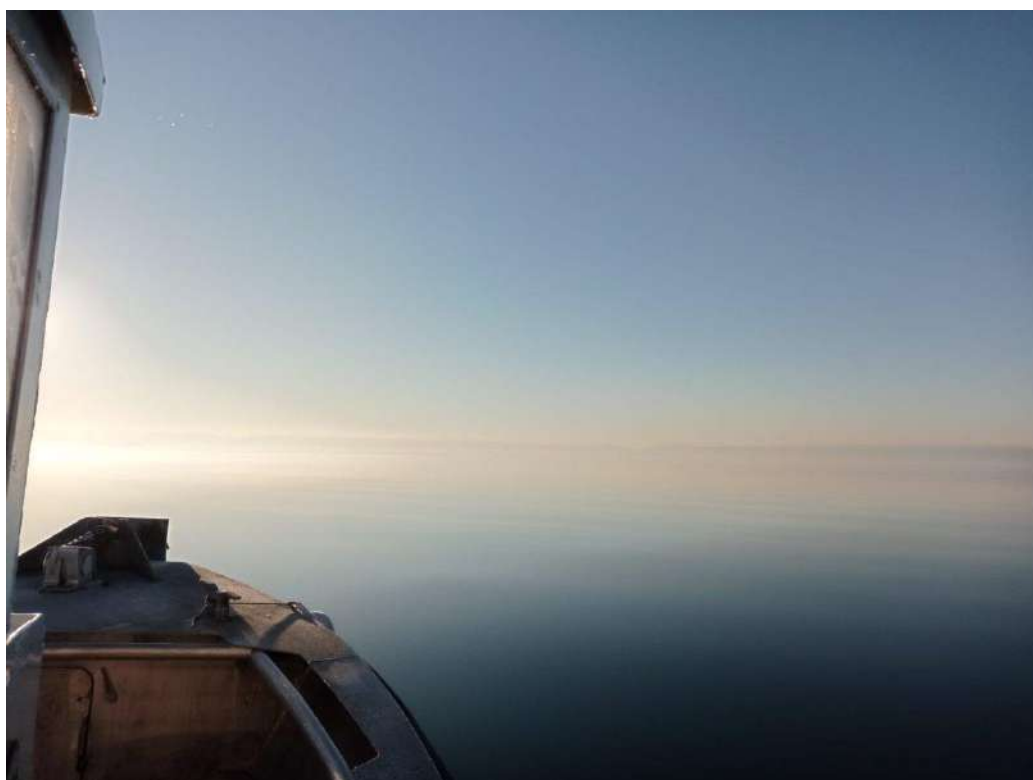


Figure 24 : Concentrations en Azote total ($\mu\text{M.L}^{-1}$) en 2025 sur l'étang de Berre.
Les seuils DCE sont indiqués.



**Figure 25 : Concentrations en Phosphore total ($\mu\text{M.L}^{-1}$) en 2025 sur l'étang de Berre.
Les seuils DCE sont indiqués.**



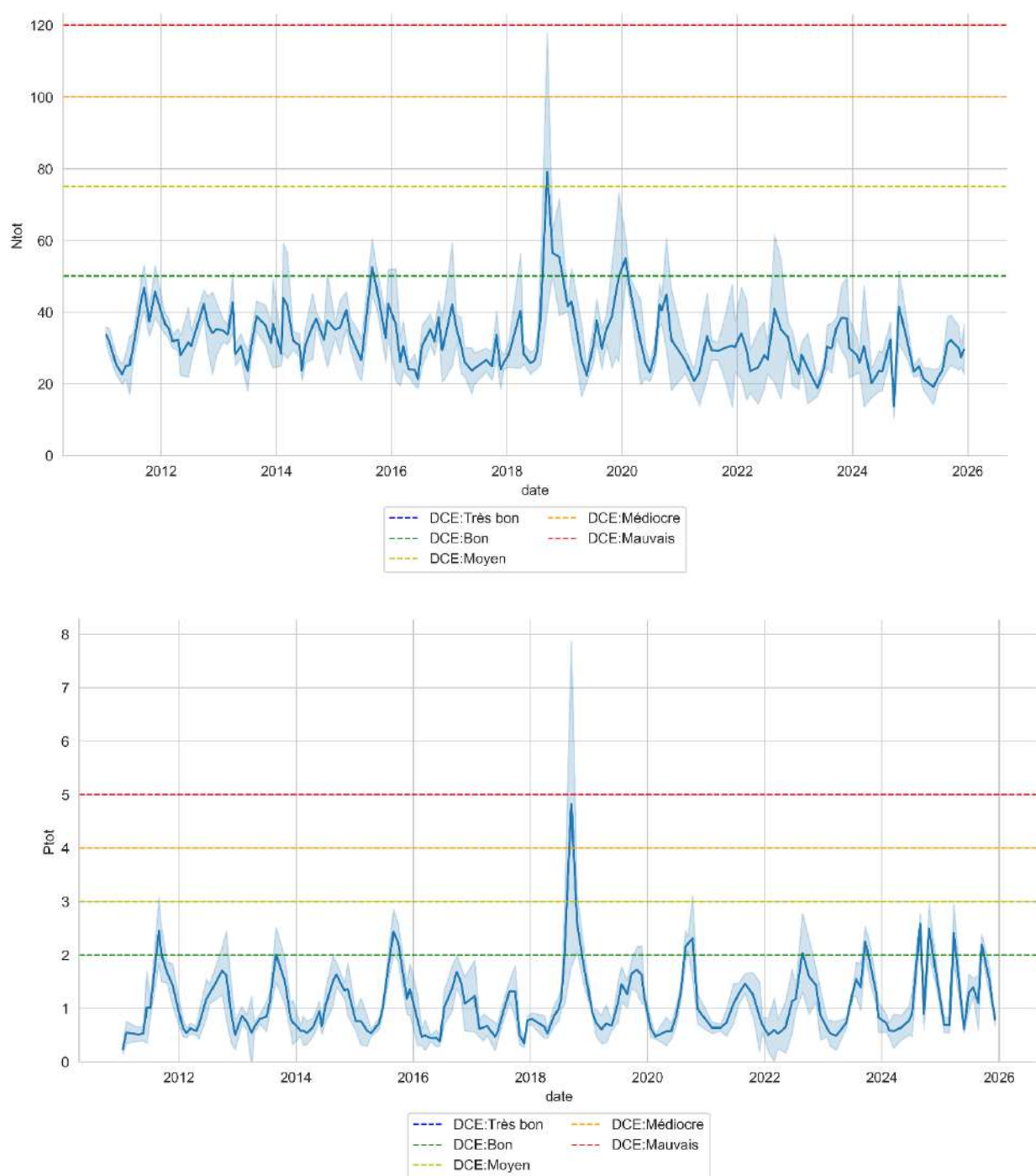


Figure 26 : Moyenne de la concentration en Azote et Phosphore total ($\mu\text{mol.L}^{-1}$) en surface et au fond dans l'étang de Berre entre 2011 et 2025. Les seuils DCE sont indiqués.

3 - MATIÈRES EN SUSPENSION ET TRANSPARENCE

3.1 Matières en suspension (MES)

Les matières en suspension dans la colonne d'eau sont l'ensemble des particules présentes dans l'eau (phytoplancton, limons, etc.) et résultent des apports de la centrale EDF, des tributaires naturels, du ruissellement, des remises en suspension et des blooms phytoplanctoniques. De fortes concentrations en MES vont impacter la transparence de l'eau et donc la disponibilité de la lumière pour les espèces photosynthétiques, notamment les zostères.

En 2025, les valeurs de MES sont dans la lignée des dix dernières années (Figure 28). On observe une forte valeur de MES à la station H01 (anse de Saint-Chamas) en septembre 2025 qui peut être liée à un épisode de remise en suspension ou à un bloom phytoplanctonique. La forte concentration en Chlorophylle *a* (voir paragraphe suivant) indique plutôt la seconde option.

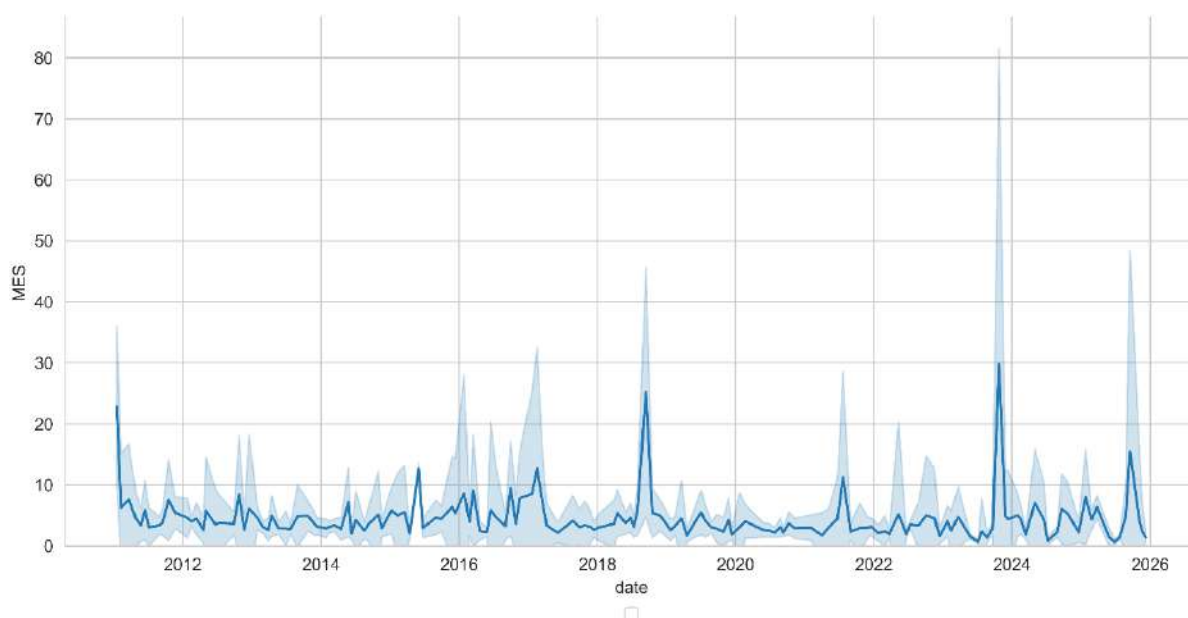


Figure 27 : Moyenne de la concentration en MES (mg.L⁻¹) moyenne dans l'étang de Berre entre 2011 et 2025.

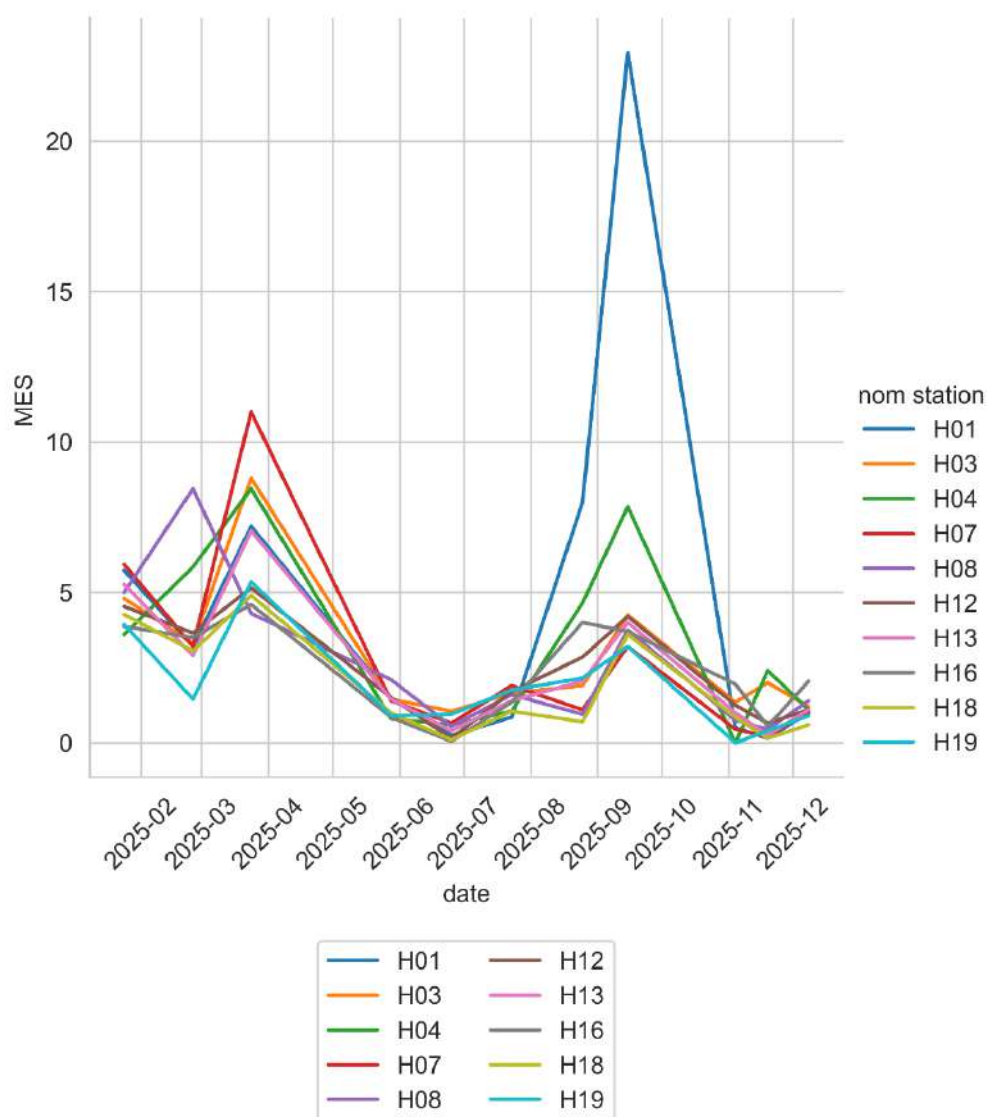


Figure 28 : Concentration en MES (mg.L⁻¹) dans l'étang de Berre en 2025.

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 2025, la profondeur moyenne de disparition du disque de Secchi est égale à 3,1 m (Figure 29). Elle est largement inférieure à celles des deux dernières années. On remarque surtout une forte variabilité, avec des transparences supérieures à 3 m pour 50 % de l'année,

parfois même des transparences de plus de 4 m, et des transparences très faibles à d'autres moments (notamment au début de l'année et à la fin de l'année au moment des blooms et des rejets importants). Ce seuil de 3 m est important car il correspond à un objectif de développement en profondeur des herbiers. Il faut donc une luminosité suffisante à cette profondeur pour permettre ce développement. Ces conditions n'ont été réunies qu'à certaines périodes de l'année en 2025, entre avril et juillet. Au début de l'année, la transparence a été dégradée sous l'effet des apports par les rivières, la pluviométrie et les rejets EDF. À partir de fin août, c'est l'émergence d'un bloom phytoplanctonique qui a dégradé cette transparence avant la reprise des turbinages EDF. Néanmoins, cette transparence favorable entre avril et mi-août correspond à la période de croissances des zostères.

D'un point de vue spatial (Figure 30), les stations présentant la meilleure transparence sont les H18 située sur le Jaï, H19 dans l'étang de Vaine à l'écart des apports d'eau douce EDF et tributaires, H13 à Martigues proche de l'entrée d'eau marine.

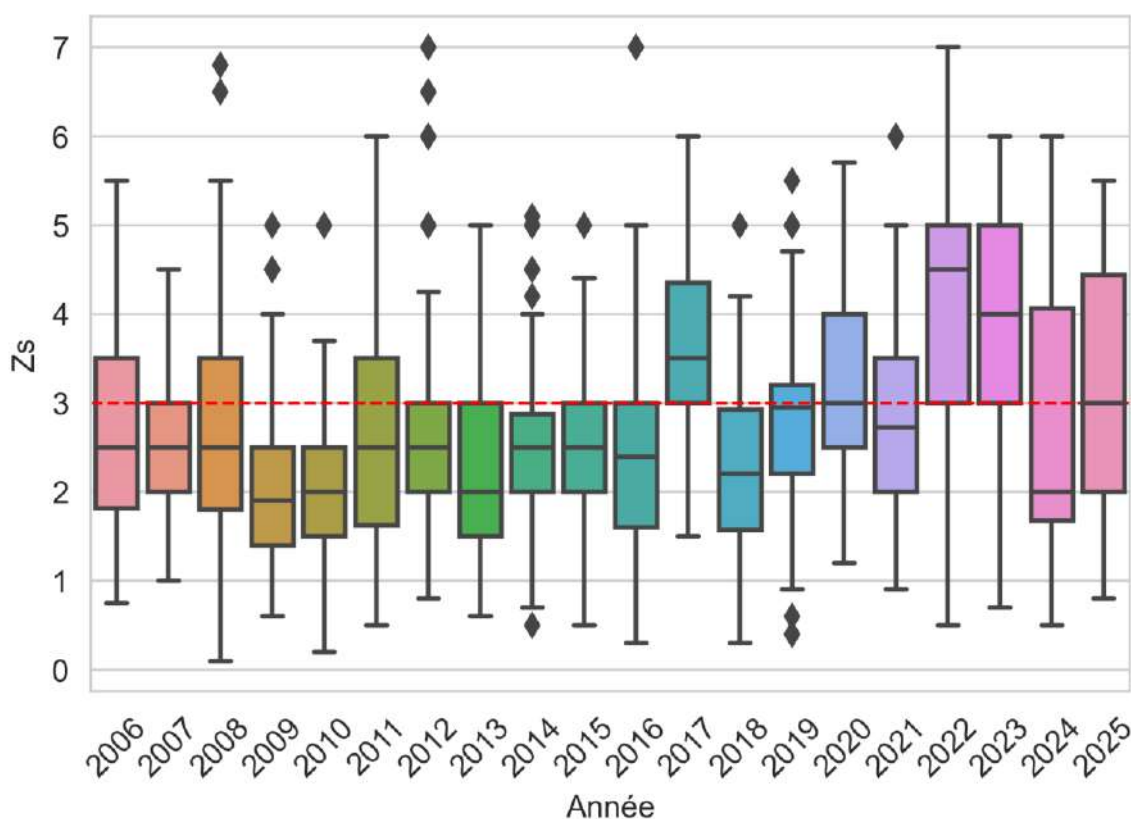


Figure 29 : Box plot annuel de la profondeur de disparition du disque de Secchi (Zs en m) de 2006 à 2025. La ligne pointillée rouge indique la profondeur de 3 m.

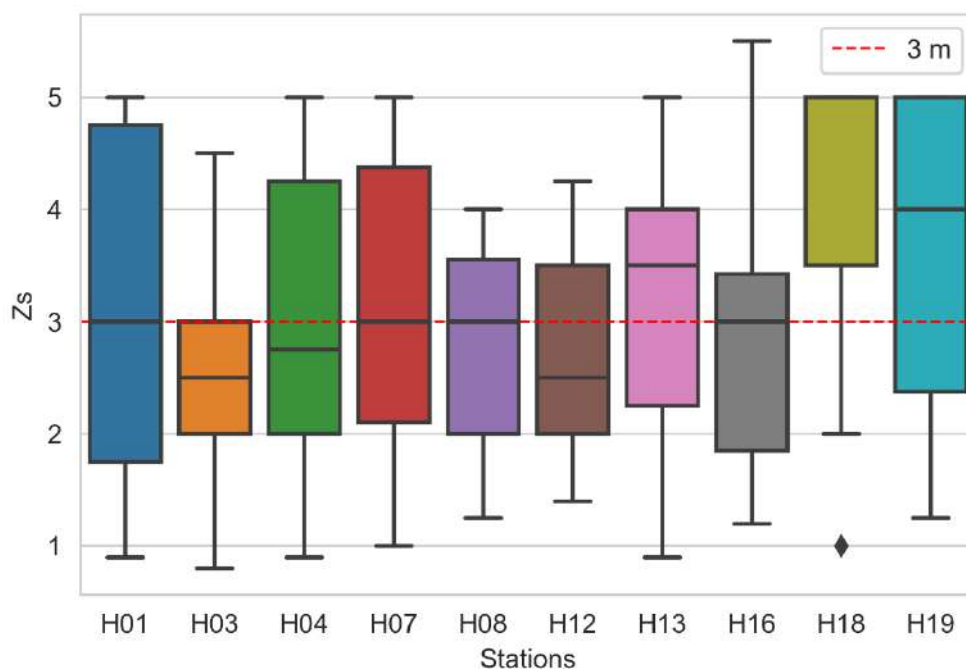


Figure 30 : Box plot de la profondeur de disparition du disque de Secchi (Z_s en m) en 2025 par station. La ligne pointillée rouge indique la profondeur de 3 m.

Depuis 2025, dans le cadre de la thèse de doctorat de Samuel Martin, le Gipreb dispose de données issues des observations satellitaires. Ces données permettent d'avoir une fréquence temporelle plus importante (tous les 2-3 jours en moyenne) et d'estimer des mesures de transparences de l'eau et de chlorophylle *a*. Les données de transparence de l'eau acquises via cette technique ont fait l'objet d'une calibration et d'une validation scientifique (Martin *et al.*, 2025). L'analyse de ces données (Figure 31) montre une nette tendance à l'amélioration de la transparence de l'eau depuis 2021 pour les mois printaniers et estivaux (avril à septembre) correspondant à la période de croissance des zostères. Une analyse statistique montre des différences significatives entre les deux périodes (2015-2021 puis 2022-2025) avec une augmentation de la transparence de l'eau de plus de 50%. La période 2022-2025 correspond à celle où les régimes de turbinage EDF ont été réduits voire interdits entre avril et août.

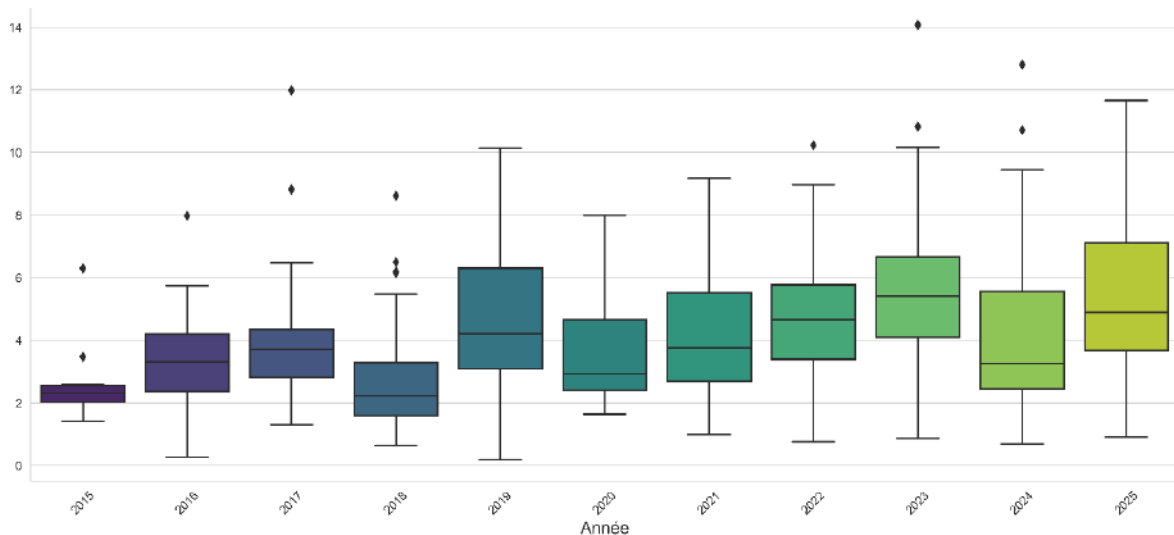


Figure 31 : Bos plot annuel de la transparence de l'eau (en m) mesurée par satellites entre 2015 et 2025 sur les stations centrales H12 et H08.

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 2025, la concentration en chlorophylle *a* reste faible à modérée une grande partie de l'année ($< 10 \mu\text{g.L}^{-1}$; Figure 32). Un bloom automnal apparaît à partir de la fin août pour atteindre un pic fin septembre et retrouver des valeurs habituelles en fin d'année. Les apports plus importants (reprise des turbinages, apport par les rivières et pluviométrie), la persistance d'une température de l'eau relativement élevée et d'un ensoleillement conséquent sont les principaux facteurs expliquant ce bloom automnal. Il y a ainsi une grande variabilité dans les valeurs mesurées avec des concentrations très faibles pendant la période printanière et estivale, et des concentrations plus importantes en automne et en hiver. La concentration en Chlorophylle *a* suit la dynamique des apports. Cette faible concentration printanière et estivale explique aussi les bonnes transparences observées pendant cette période. En termes de diversité spécifique de phytoplancton (Figure 34), les diatomées sont majoritaires et abondantes en début d'année, puis un certain équilibre entre les groupes se retrouve avec la baisse des concentrations. En septembre et octobre, les abondances de phytoplanctons sont principalement des nanoflagellés. Les espèces les plus représentées font partie du genre des *Chaetoceros*, des *Pseudo-nitzschia* pour les diatomées, et des *Prorocentrum* et *Gymnodinium* pour les dinoflagellés.

Au niveau de la dynamique pluriannuelle, les concentrations en chlorophylle *a* en 2025 restent plus faibles que 2023-2024 et plus élevées que sur la période 2019-2022 (Figure 33).

Les observations ne coïncident pas totalement avec les valeurs et le classement obtenu par les seuils DCE du fait que les calculs DCE s'appuient sur les valeurs de juin/juillet/août alors que les valeurs les plus fortes observées dans l'étang de Berre se situent en Septembre et octobre.

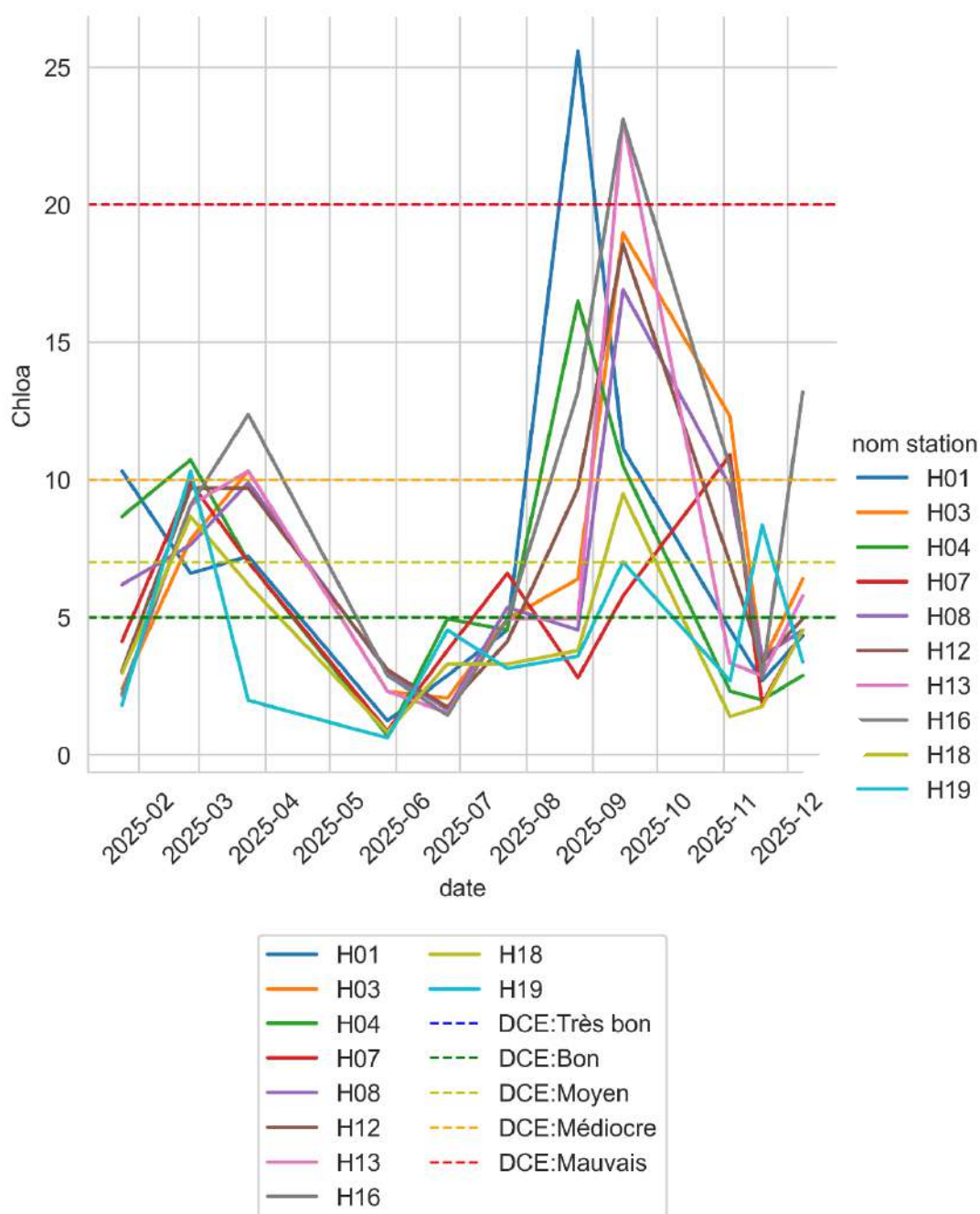


Figure 32 : Concentrations en surface en chlorophylle *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) en 2025 dans l'étang de Berre. Les seuils DCE sont indiqués.

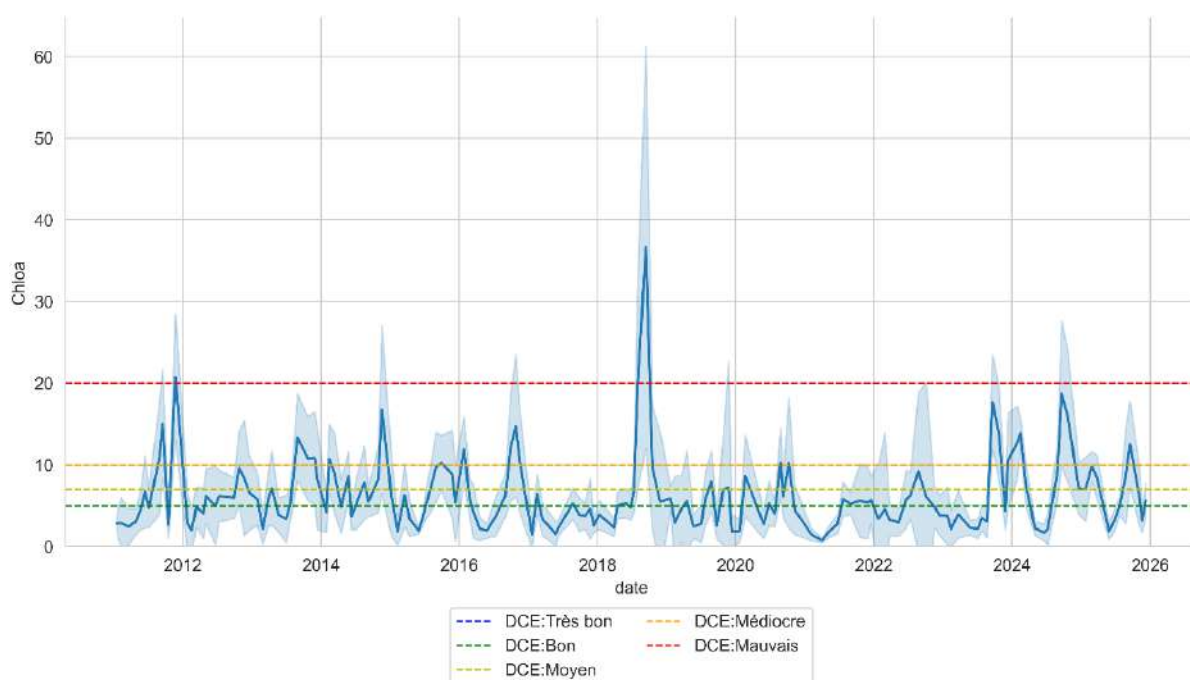


Figure 33 : Concentrations moyenne en Chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dans l'étang de Berre entre 2011 et 2025. Les seuils DCE sont indiqués.

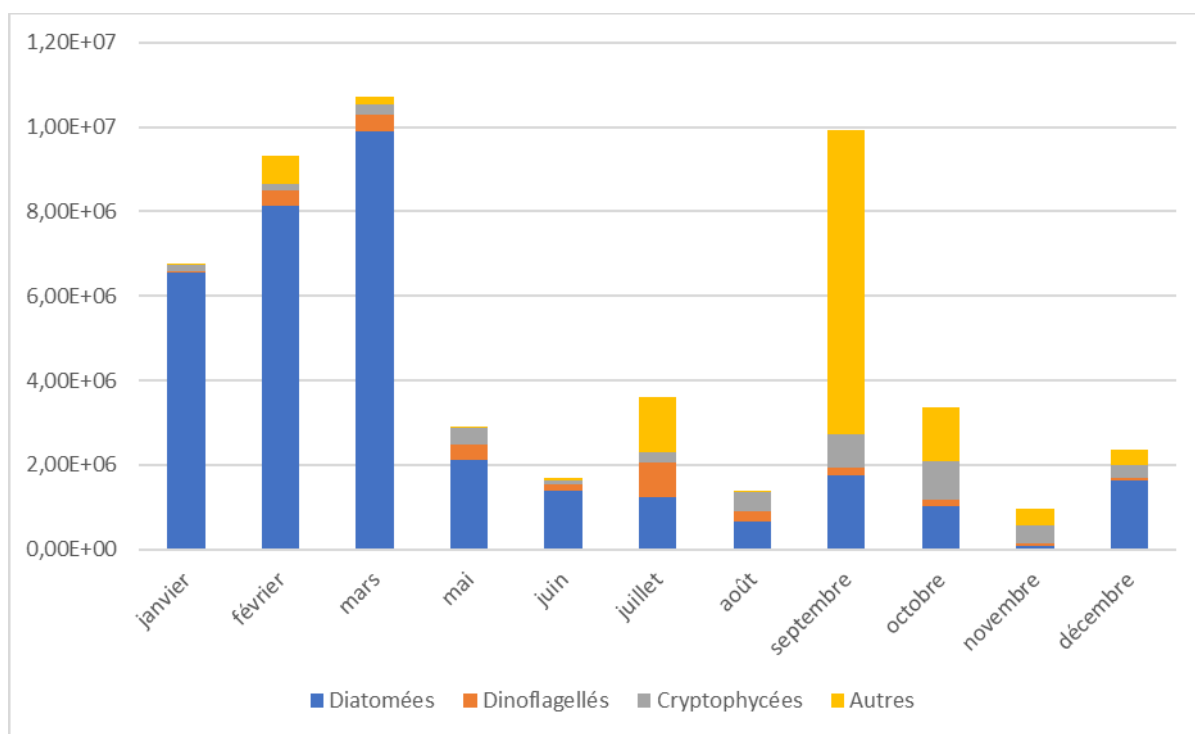


Figure 34 : Quantités de phytoplancton par groupes d'espèces à la station H08 en 2025 en nombre d'individus pour 50 mL

3.3 Synthèse

En 2025, les conditions en termes de niveau d'eutrophisation de l'eau sont bonnes mais le bloom automnal montre la sensibilité de l'écosystème. Il y a une saisonnalité marquée sur l'eutrophisation qui est fortement liée à celle sur les apports. D'octobre à mars, les valeurs de transparence sont dégradées en lien avec des concentrations plus importantes en chlorophylle *a* et MES. Pendant la période printanière et estivale (de mars/avril à fin août), la tendance s'inverse et on retrouve une eau claire, et une qualité de l'eau vis-à-vis de l'eutrophisation, optimale. À partir de fin août et jusqu'à la fin de l'année, avec le retour de la pluviométrie et la reprise des turbinages, l'eutrophisation ré-augmente, et on assiste à une dégradation des différents paramètres : augmentation des concentrations de nutriments, de chlorophylle *a* et de matières en suspension, et diminution de la transparence de l'eau. Cette dynamique est identique à celle de 2024.

Pour la dynamique de salinité, l'absence de turbinages à partir de début avril semble avoir permis de diminuer, voire d'éliminer, la stratification en période estivale. Cette faible stratification a eu pour conséquence les meilleures conditions d'oxygénation de l'eau en zone profonde avec assez peu d'anoxie.

En conclusion, en 2025, comme en 2024, le compartiment « colonne d'eau » montre une saisonnalité marquée avec une période printanière et estivale pour laquelle l'eutrophisation est minimale. L'eutrophisation augmente le reste de l'année. Cette saisonnalité de l'eutrophisation est directement liée à la dynamique des apports mais montre une tendance pluri-annuelle de baisse favorable à la restauration de l'équilibre du milieu.

4 - COMPARTIMENTS « SÉDIMENTS »

4.1 Qualité des sédiments

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

4.2 Macrofaune benthique

4.2.1 Résultats du suivi 2025

Le suivi de la macrofaune benthique de substrat meuble s'appuie sur un réseau de 13 stations (Figure 35). Depuis 2023, les stations sont suivies deux fois par an (avant l'été et après l'été) pour mieux suivre la recolonisation de ce compartiment et les effets des éventuelles anoxies estivales. Sur chacune des stations, trois réplicats de prélèvements sont effectués à l'aide d'une benne de type orange-peel (Figure 36). 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.

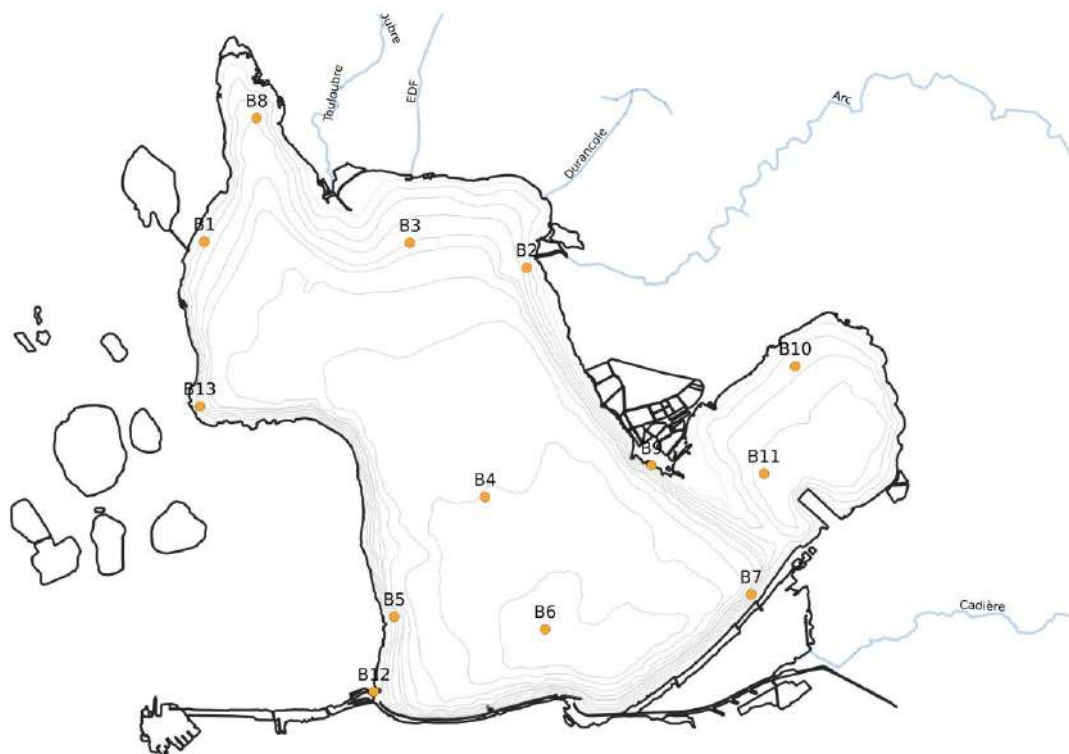


Figure 35 : Localisation des sites de prélèvements de la Macrofaune benthique dans l'étang de Berre.

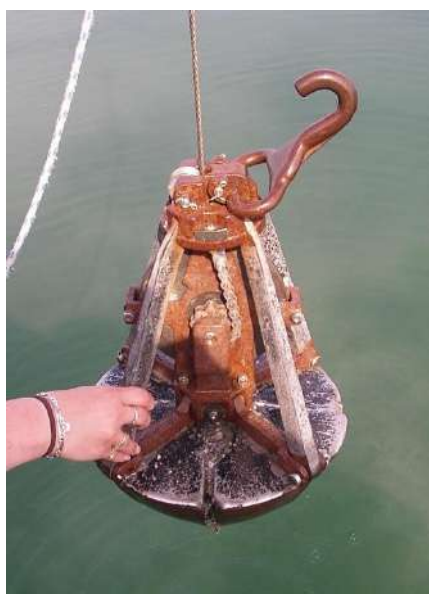


Figure 36 : Benne Orange-Peel pour le prélèvement

En 2025, les prélèvements ont eu lieu en juin. Il a été décompté 23 espèces différentes au total sur les 13 stations. Cette biodiversité est constante par rapport à l'année dernière et reste très faible en comparaison à d'autres lagunes similaires (près de 70 sur Thau par exemple).

Cette richesse spécifique est aussi variable selon la localisation géographique (Figure 37). La richesse spécifique la plus faible (3 espèces) se trouve à la station B4. Cette station B4 est la plus profonde et se situe au centre de l'étang dans des zones ponctuellement impactées par des anoxies. Dans les suivis précédents, cette station présentait régulièrement des peuplements nuls (Richesse spécifique égale à 0). Or depuis trois ans, les conditions d'oxygénation permettent l'installation de peuplements benthiques et la richesse spécifique tend à augmenter, on y observe des individus vivants toute l'année. Les richesses spécifiques les plus élevées sont aux stations B12 et B9 mais de manière générale, les stations littorales moins profondes présentent une diversité supérieure. On observe en juin 2025 une augmentation de la richesse spécifique sur plusieurs stations. Cela confirme les mesures d'oxygène dissous et l'absence de stress oxydant qui a permis le développement des peuplements. On constate néanmoins une diminution de la densité, à mettre principalement en lien avec une diminution des densités de la moule invasive *Arcuatula senhousia* entre les deux prélèvements (Figure 38). Cette espèce est la plus représentée avec 37% des individus. Son abondance avait déjà diminué en 2024 et les peuplements à se rééquilibrer.

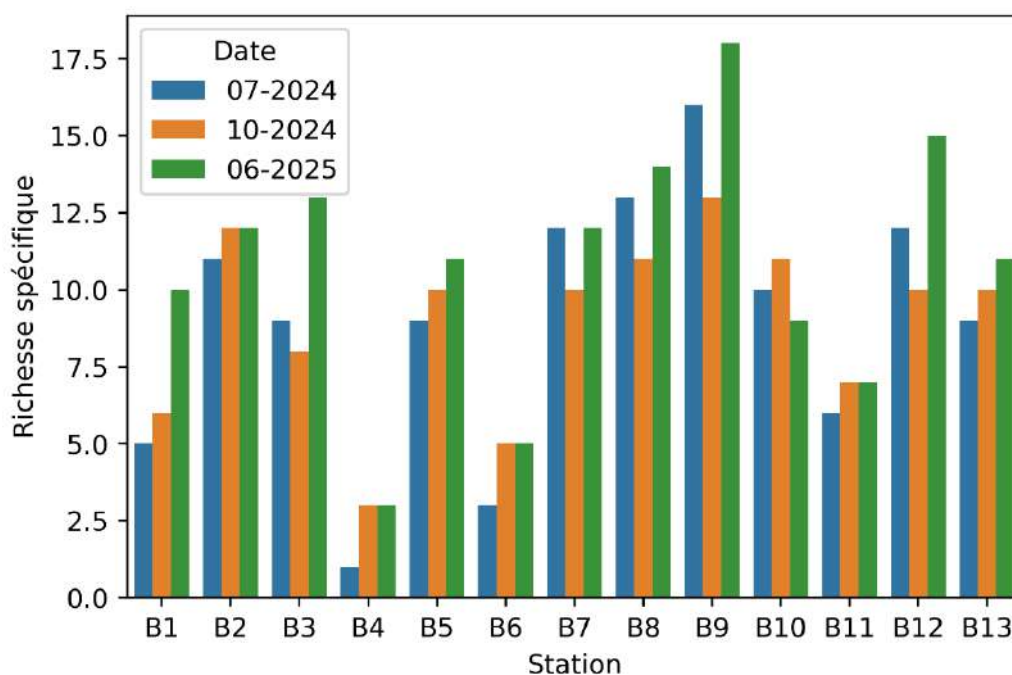


Figure 37 : Richesse spécifique en nombre d'espèces en 2024 et 2025 sur les 13 stations du suivi de l'étang de Berre.

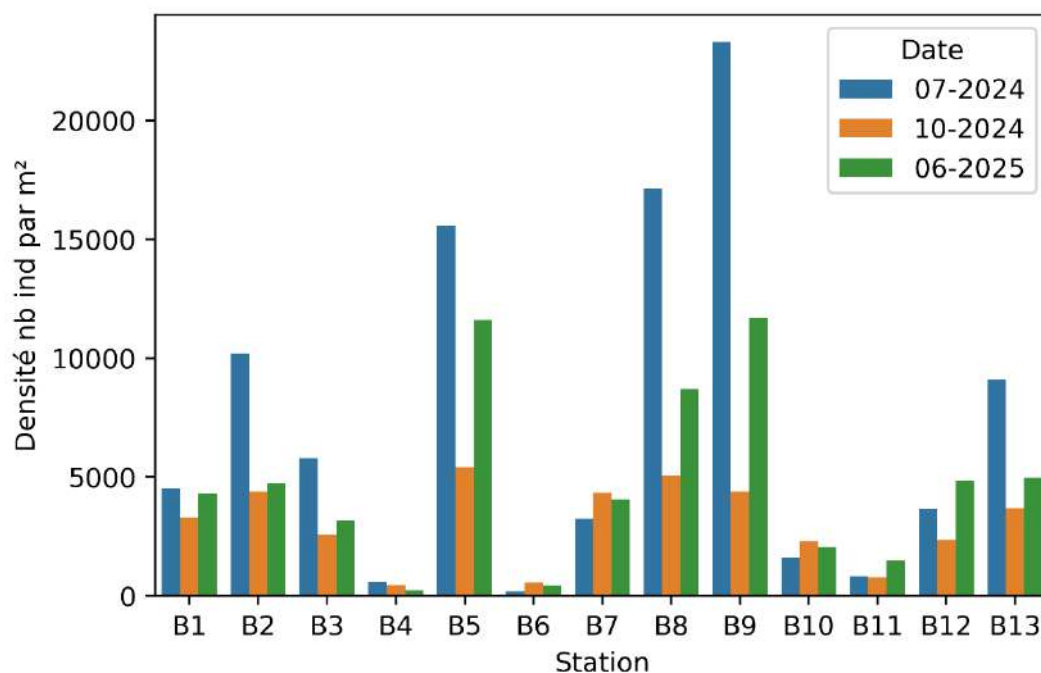


Figure 38 : Densité en nombre d'individus par m² en 2024 et 2025 sur les 13 stations du suivi de l'étang de Berre.

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

Au niveau de la dynamique pluriannuelle, les richesses spécifiques observées en 2025 se trouvent dans la continuité de celles des trois dernières années (Figure 39). La dynamique de recolonisation et de diversification de la macrofaune benthique se poursuit après la crise de 2018 avec toutefois un rythme très lent.

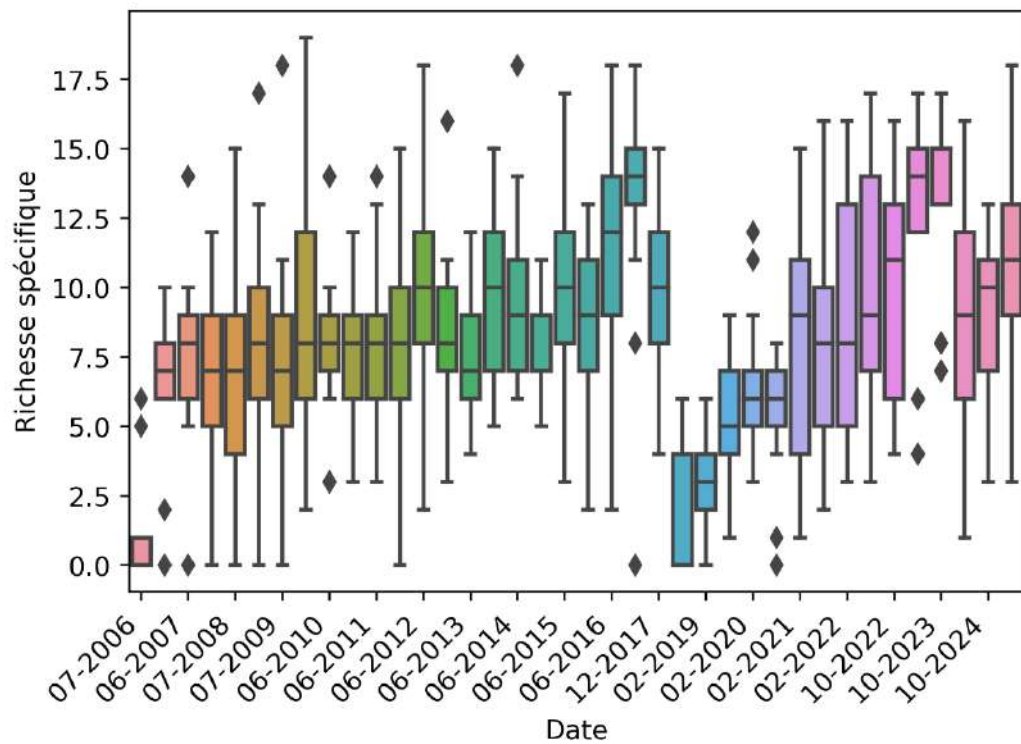


Figure 39 : Richesse spécifique en nombre d'espèces entre 2006 et 2025 pour les stations du suivi de l'étang de Berre.

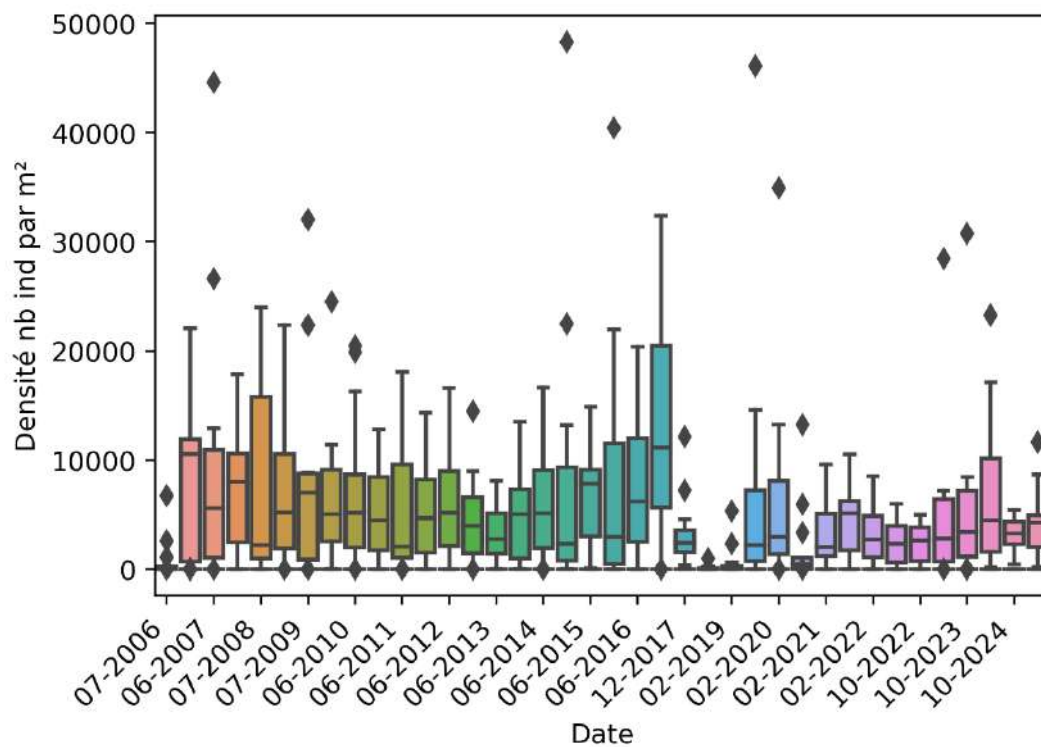


Figure 40 : Densité en nombre d'individus par m² entre 2006 et 2025 pour les stations du suivi de l'étang de Berre.

L'analyse de la macrofaune benthique, selon les critères DCE, montre que les peuplements sont classés « mauvais » à « moyen » pour l'année 2025 malgré l'amélioration de la biodiversité observée. De manière générale, les peuplements restent dominés par des espèces pionnières et caractéristiques des milieux eutrophes, ce qui engendre ces classements dégradés. Ce compartiment reste toujours dégradé. La recolonisation va nécessairement prendre du temps. Il faudra que les conditions d'oxygénation restent favorables sur de longues périodes pour favoriser le développement des peuplements présents et l'installation de nouvelles espèces.

4.3 Suivi spécifiques 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 41 et Figure 42 décrivent les Indices d'Abondance Moyenne (IAM ; Schonn et Astruch, 2025).

Les moules se développent dès les premiers mètres du rivage, juste en-dessous de la surface de l'eau, pour la majorité des stations. Sur les 19 années de suivi, le nombre de signalisations de *Mytilus galloprovincialis* reste du même ordre de grandeur sur l'ensemble des 31 transects suivis autour des étangs de Berre et de Vaine. Aucune profonde modification de la présence des moules n'est notée le long des transects de 100 m de longueur.

De manière générale, le schéma de répartition des valeurs d'abondance autour de l'étang de Berre reste globalement identique depuis le suivi de 2006. *Mytilus* est observé sur l'ensemble des transects, à l'exception des transects 27 et 28 (plage du Jaï) et pour la première fois sur le transect 17 (Salins de Berre). Les populations les plus développées (IAM supérieur à 300) sont observées autour de l'étang : à proximité de Martigues (station 31), dans l'étang de Vaine (22 et 24), à la sortie de l'Arc (14) ou dans l'anse de Saint-Chamas (9). De manière générale, la population de *Mytilus galloprovincialis* est caractérisée par des naissains à l'échelle des 2 étangs en 2025, comme en 2023 et 2024. Les stations 29, 30 et 31 sont les seules stations où un nombre important d'adultes a été observé, et sont majoritaires à l'échelle de la station

En 2025, l'indice d'abondance moyen (IAM) d'*Arcuatula senhousia* chute drastiquement passant de 122 à 76. L'IAM maximal a, cette année, été relevé sur la station 30 avec une valeur de 430, station habituellement recouverte majoritairement par la moule *M. galloprovincialis* (Figure 42). Alors qu'*A. senhousia* était totalement absente sur la majorité des

stations en 2021 (absence sur 21 stations sur 31), elle est aujourd'hui présente sur 21 des 31 stations réparties sur l'étang (2 stations au Jaï, 3 stations dans Vaïne et 2 stations à Saint-Chamas). Toutefois ce nombre de localisations baisse par rapport à 2024, où elle était présente dans 24 stations.

Une nette diminution de l'abondance de la moule *A. senhousia* est donc observée en 2025 (Figure 43). *Mytilus* est dominante sur l'ensemble de l'étang à l'exception de quelques stations principalement à l'Ouest (30, 31, 3 et 8).

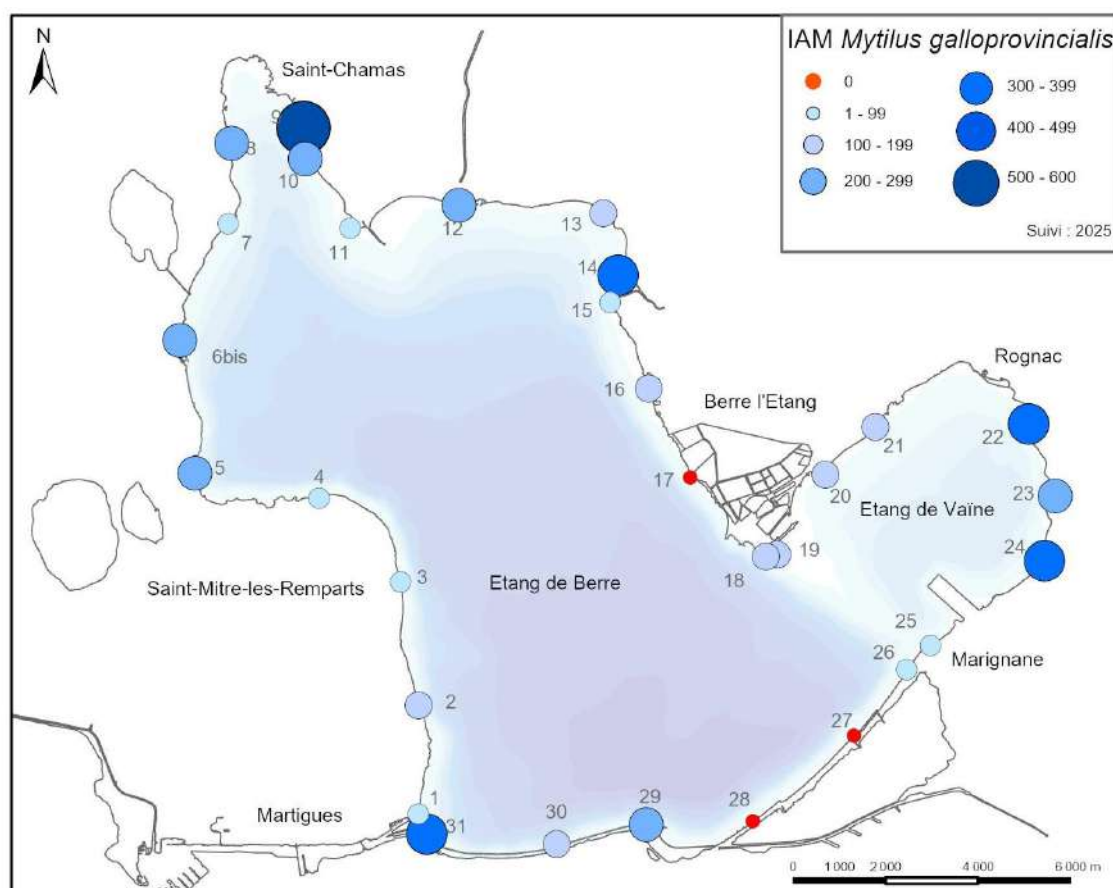


Figure 41 : Abondance (IAM) de *Mytilus galloprovincialis* en 2025 au niveau des 31 transects étudiés dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre (source : Gis Posidonie).

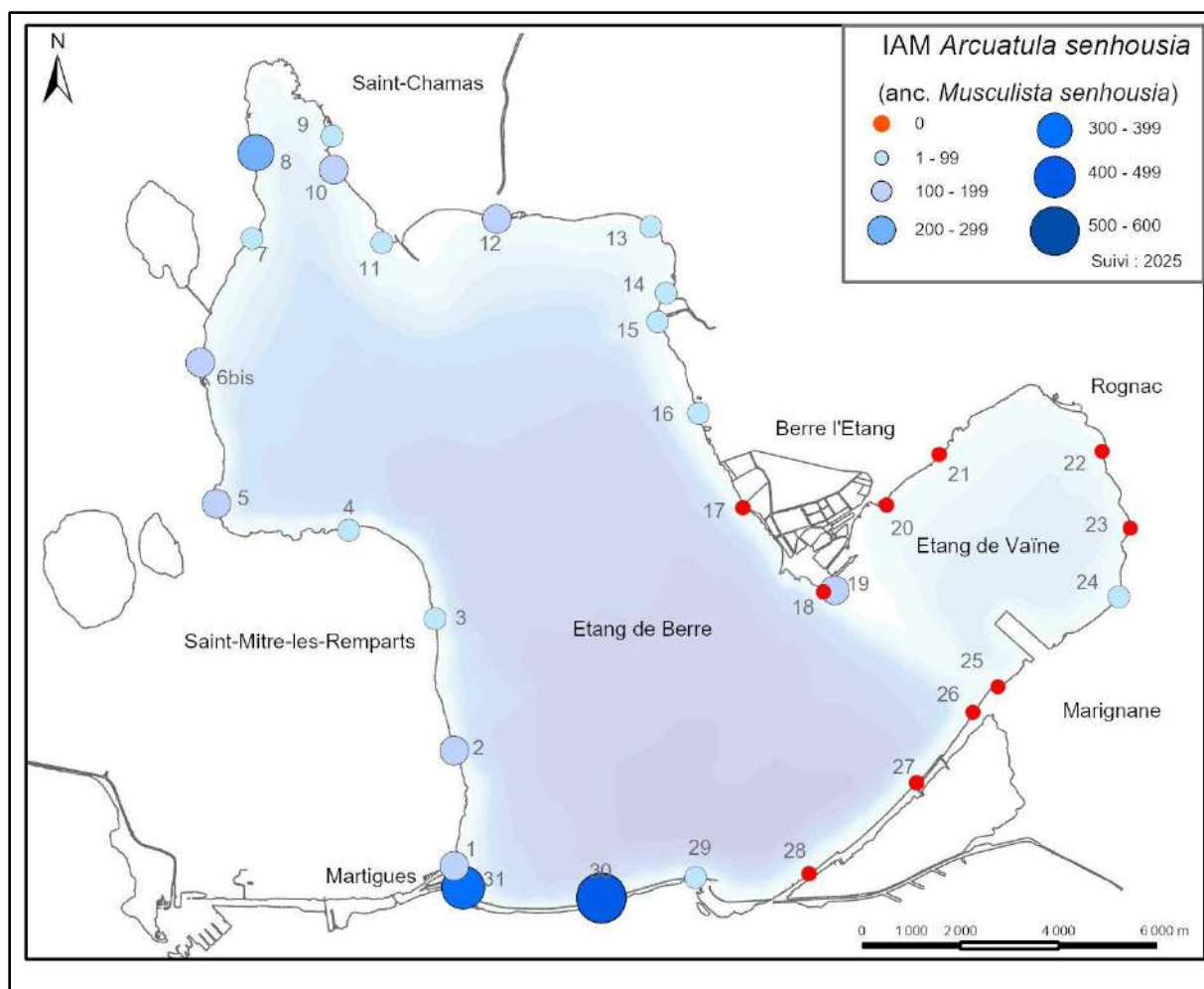


Figure 42 : Abondance (IAM) d'*Arcuatula senhousia* en 2025 au niveau des 31 transects étudiés dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre (source : Gis Posidonie).

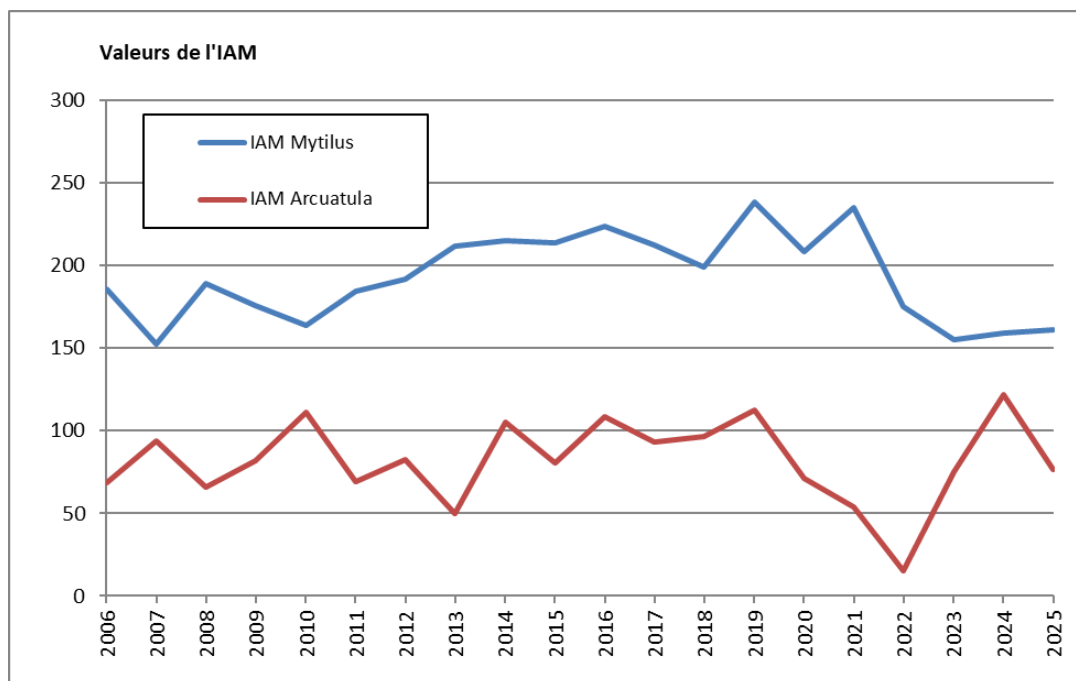


Figure 43 : Evolution des valeurs d'abondance (IAM) de *Mytilus galloprovincialis* et *Arcuatula senhousia* entre 2006 et 2025 au niveau des 31 stations étudiées, dans le cadre de la caractérisation des moulières naturelles à l'échelle de l'étang de Berre (source : Gis Posidonie)

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 alors de 552 millions d'individus $\pm$ 75 représentant une biomasse de 2 904 tonnes $\pm$ 433 sur la bordure côtière entre 0 et 5 m de profondeur.

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

En 2022, le Gipreb a renouvelé l'étude globale du peuplement des palourdes sur l'ensemble de l'étang, comme celle réalisée en 2019. Cette étude porte sur 235 stations réparties aléatoirement entre 0 et 5 m sur l'ensemble de l'étang. Sur chaque station, 3 quadrats de 0.25 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 Vaine ou l'anse de Saint-Chamas. A contrario, deux secteurs représentent 89 % de la biomasse, la côte Est (de l'Arc à la pointe de Berre) et le Jaï. Au total, le stock global est estimé à près de 8 000 tonnes. Sur la partie accessible à la pêche à pied (entre 0 et 2 m), le stock est estimé à 2 000 tonnes de palourdes. Le stock est ainsi en progression, suites aux différentes mesures de gestion mises en place depuis la crise de 2018, et il retrouve des valeurs identiques voire supérieures, d'avant la crise

En 2025, comme en 2023 et 2024, un suivi a été réalisé sur le secteur du Jaï (Figure 44). Les résultats retrouvent leurs valeurs de 2023 après la baisse observée en 2024 sur le secteur profond. Ce stock profond est important car il permet d'assurer le renouvellement du stock moins profond (et soumis à la pêche) par diffusion de larves mais aussi d'adultes amenés par les vagues sur la partie littorale. Surtout, les résultats 2025 montrent un peuplement très dynamique avec beaucoup de juvéniles (individus de moins de 20 mm). Cette forte abondance de juvéniles témoignent de la vitalité du peuplement de palourdes de l'étang. La stagnation du peuplement sur ce secteur et cette vitalité montrent que la pression actuelle de pêche est compatible avec une gestion durable de la ressource. En 2026, un suivi du peuplement sera réalisé sur l'ensemble de l'étang de Berre et permettra de généraliser ou pas ces observations.

Les évolutions de la biomasse de palourdes sont présentées régulièrement en comité de pilotage de la pêche à pied sur l'étang de Berre, dont le Gipreb est l'animateur. Ce comité est composé du Comité régional des pêches maritimes et des élevages marins de Provence-Alpes-Côte d'Azur (CRPMEM-PACA), la Prud'homie des patrons pêcheurs de Martigues, la Direction interrégionale de la mer Méditerranée (DIRM-Med), la Direction départementale des territoires et de la mer des Bouches-du-Rhône (DDTM 13), de l'institut méditerranéen d'océanographie, et du Gipreb Syndicat Mixte. Sur la base des résultats du suivi et du modèle de gestion, les modalités de pêche (quotas, nombre de licences, périodes et jours de pêche)

sont adaptées pour permettre une exploitation durable de la ressource. La réglementation en vigueur est systématiquement mise à jour sur le site du Gipreb (www.etangdeberre.org).

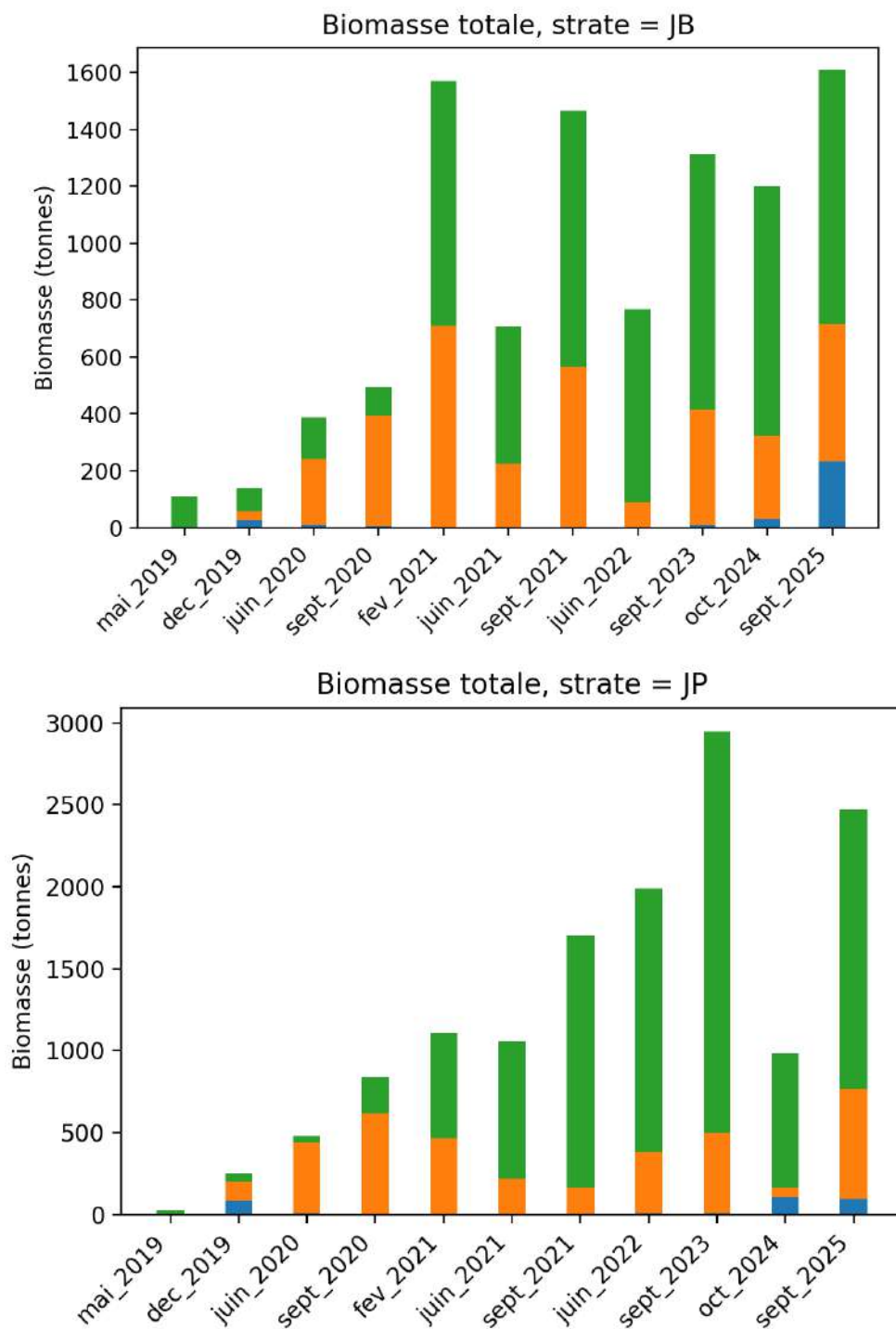


Figure 44. Estimation de la biomasse de palourdes sur le secteur du Jaï au bord (0-2m ; JB) et en profondeur (2-5m ; JP) en fonction des périodes de prélèvements et des différentes classes de taille : les juvéniles en bleu sont les individus mesurant moins de 17 mm, les adultes entre 17 et 30 mm sont représentés en orange, la fraction exploitable en vert représente les palourdes de taille supérieures à 30 mm.

4.5 Suivi du crabe bleu

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

L'espèce est signalée depuis 1960 dans l'étang de Berre, mais les captures restaient exceptionnelles jusqu'à l'automne 2023. En 2024, les crabes bleus ont été capturés par les pêcheurs professionnels et loisirs à partir du mois juillet, avec de fortes quantités entre août et novembre. Des crabes bleus ont été remontés jusqu'au mois de janvier 2025 par certains professionnels. Les 39 actions de pêches de régulation entre mai et octobre avaient permis de capturer 4 453 crabes bleus, principalement localisés dans l'étang de Vaine et d'observer une population dominée par les individus mâles.

En 2025, plusieurs actions de suivi et de régulation de l'espèce ont pu être mises en place. En premier lieu, un suivi opportuniste des débarquements auprès des pêcheurs professionnels a été effectué tout au long de l'année dans les différents ports de l'étang. Des actions de pêches de régulation ont été réalisées en collaboration avec des pêcheurs professionnels entre octobre et novembre. Enfin, plusieurs études ont été lancées en 2025 et sont encore en cours jusqu'en 2026. Ces études portent sur :

- la place du crabe bleu dans le réseau trophique de l'étang de Berre en se basant l'analyse des contenus stomacaux et des isotopes stables ;
- le suivi des larves de crabes bleus via des collecteurs passifs ;
- le suivi spatial des crabes bleus par télémétrie acoustique ;
- et enfin le développement d'un outil de détection quantitative du crabe bleu basé sur l'ADN environnemental.

Les suivis des débarquements montrent une variation saisonnière forte, avec une forte intensité des captures au printemps 2025. De mars à fin juin, les pêcheurs débarquaient des crabes bleus quotidiennement et jusqu'à 40 crabes bleus par marées. Des femelles grainées ont été pêchées à la fin du mois d'avril jusqu'en juin dans l'étang de Vaine et au sud de l'étang de Berre, proche de la connexion à la mer (fig. 45). En comparaison avec le printemps 2024 durant lequel très peu de crabes bleus ont été capturés, ce printemps 2025 pouvait faire croire à une présence du crabe bleu sur l'été et l'automne plus forte qu'en 2024. Pourtant, dès le

mois de juillet, une hétérogénéité spatiale et temporelle de la répartition des crabes bleus a été observée. Au nord de l'étang, des crabes bleus mâles et matures ont été capturés quotidiennement (entre 20 à 40 crabes par marée). Sur le reste de l'étang, la fréquence des captures a diminué, mais pas le volume de captures par marée (plusieurs jours sans captures puis une marée avec jusqu'à 20 crabes capturés). Enfin, des femelles grainées ont à nouveau été observées sur la 2^e quinzaine du mois d'août localisées principalement vers le canal de Caronte.



Figure 45. Photos des captures de crabes bleus en une marées. À gauche, 22 individus capturés le 17 avril 2025 sur 2 filets à anguille dans l'étang de Vaïne. À droite, une femelle ovigère capturée le 29 avril 2025 dans l'étang de Vaïne.

A partir du mois d'octobre jusqu'en novembre, 31 actions de pêches de régulation en collaboration avec des pêcheurs professionnels ont été réalisées. Une action de pêche est toujours identique aux actions menées en 2024 : le professionnel doit poser 10 filets à anguilles répartis dans l'étang pendant minimum 24 heures. Grâce à ces actions de pêches, 76 crabes bleus mâles et 24 femelles ont été capturés. En comparaison avec la campagne 2024, le nombre de crabes bleus capturés a fortement baissé (4453 captures sur 39 actions contre 100 captures sur 31 actions en 2025). Également, la moyenne des CPUE (captures par unité d'effort) du 1^{er} octobre au 15 octobre 2024 est de 1,96 indiv/filet, alors que la moyenne des CPUE sur les 15 premiers jours d'octobre 2025 est de 0,41 indiv/filet. La figure 46 montre le cumul des filets posés au cours de la période de suivi, avec le cumul du nombre de crabes

mâles et femelles capturés dans les filets. A partir de novembre 2025, le nombre de crabes bleus (aussi bien mâles que femelles) n'augmente plus. Les actions de régulation ont donc été stoppées mi-novembre. Aucune capture de crabes bleus n'a été signalées après.

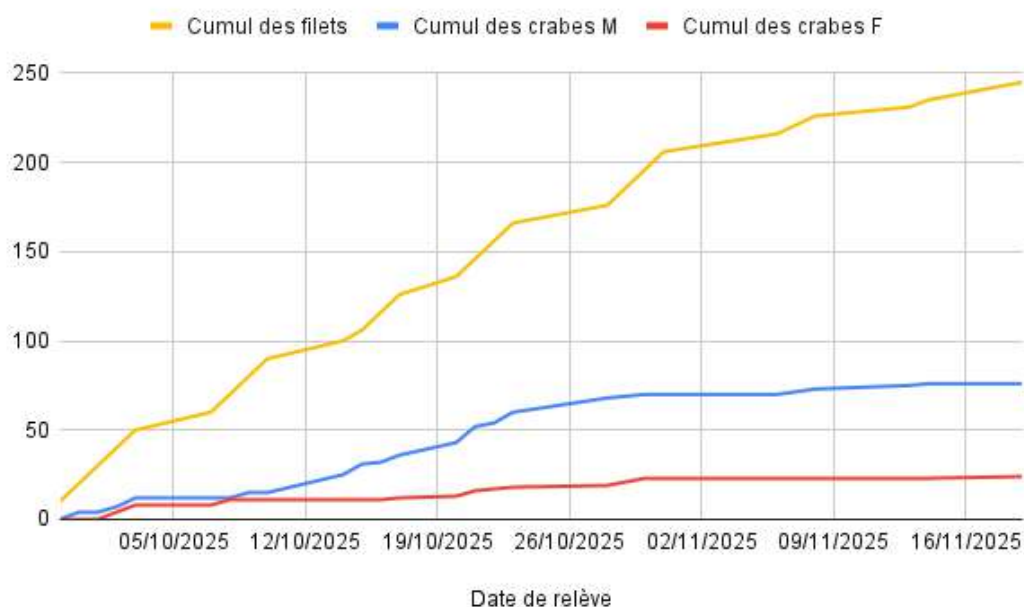


Figure 46. Courbe des cumuls au cours du temps du nombre de filets posés pour les actions de pêches de régulation du crabe bleu, du nombre de crabes bleus mâles capturés et du nombre de femelles capturées.

Pour conclure, la présence des crabes bleus dans l'étang de Berre en 2025 était nettement moins forte qu'en 2024, faisant également diminuer le sentiment de pression ressenti par les pêcheurs professionnels vis-à-vis du crabe bleu. Cependant, le crabe bleu est une espèce non indigène marine au fort potentiel invasif, dont l'impact sur la biodiversité du complexe lagunaire de Berre reste encore peu connu, même si le stock de palourde ne semble pour le moment pas impacté. Les études démarrées en 2025 devront permettre d'apporter des éclairages sur cet aspect. Les suivis et les actions de régulations sont poursuivies en 2026, avec la prise en compte des éléments apportés par le suivi en 2025 : la pression de pêche sera renforcée de mai à juin, et en août pour capturer le maximum de femelles ovigères.

4.6 Autres signalements

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



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

En 2025, le nudibranche *Doris verrucosa* a été observé dans l'étang de Vaïne, tout comme ses pontes, mais moins abondamment qu'en 2023 (Figure 46). C'est une espèce qui vit habituellement dans les lagunes méditerranéennes et atlantiques (Arcachon, Thau), qui peut être trouvée sur différents substrats et dans les herbiers de zostères. Elle se nourrit de porifères. Elle peut traduire une nouvelle fois l'augmentation des salinités estivales observées depuis les années de sécheresse 2022 et 2023 puis prolongées par le protocole d'accord entre EDF et le Gipreb.



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

4.7 Synthèse

Les espèces de la macrofaune benthique de substrat meuble présentes dans l'étang de Berre appartiennent majoritairement à la **biocénose Lagunaire eurytherme euryhaline (LEE)**, avec des espèces caractéristiques des milieux riches en matière organique. Cet assemblage est essentiellement présent sur la bordure côtière et s'appauvrit vers le large, avec l'augmentation de la profondeur. Le peuplement global de la macrofaune benthique de l'étang de Berre en 2025, se caractérise par une **richesse spécifique toujours faible**. Toutefois, les conditions oxiques favorable depuis 2022 ont permis une légère diversification, et même les points les plus profonds suivent cette tendance. **Si on applique l'indice M-AMBI utilisé dans le cadre de la DCE, les peuplements de l'étang de Berre sont classés de « mauvais » à « moyen » en 2025.**

Les peuplements de moules de Méditerranée (*Mytilus galloprovincialis*) se stabilisent et on observe en 2025 une diminution des peuplements de la moule invasive (*Arcuatula senhousia*). Sur la bordure côtière, les peuplements de palourdes sont toujours abondants et dynamiques, ce qui témoigne de la bonne gestion actuelle du stock. On note le retour des oursins et des hippocampes dans le chenal de Caronte (côté Berre). Les grandes nacres qui étaient présentes avant 2018, n'ont pas été réobservées.

La situation dégradée de ce compartiment le rend particulièrement vulnérable aux espèces invasives. En effet, les peuplements n'étant pas structurés, beaucoup de niches écologiques sont libres et disponibles pour des espèces potentiellement invasives. Cela a été le cas sur la bordure côtière, avec l'explosion des palourdes japonaises ou de la moule *Arcuatula senhousia* même si cette dernière diminue en 2025. 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, mélange d'espèces introduites et indigènes.



Figure 47 : plongeur scientifique faisant des relevés

5 - COMPARTIMENTS « MACROPHYTES »

5.1 Suivi des macrophytes

Le suivi des macrophytes s'appuie sur 31 transects littoraux de 100 m de long (Figure 48). Il est réalisé en plongée sous-marine annuellement au mois de juin (période de plus forte végétation). Un indice d'abondance moyen (IAM) est calculé pour chacune des espèces de macrophytes présentes (Schonn et Astruch, 2025).



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

Après la forte régression des herbiers de zostères (*Zostera noltii*) 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 2025, les observations de *Z. noltei* sont en hausse et le nombre de signalisations est même le plus haut depuis le début du suivi, avec une présence sur 17 transects. L'abondance est légèrement plus faible que celle observée en 2023. Les stations qui présentent le plus d'abondance sont au niveau de la Pointe de Berre et dans l'est de l'étang de Vaïne. Un herbier quasi continu est maintenant présent sur la station 18 (Pointe de Berre) 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. À 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). A noter qu'une partie des zostères observées dans l'anse du Batidou (transect 19) sont issues de l'opération de transplantation en cours menée par le Gipreb depuis le printemps 2024.

L'abondance des chlorobiontes (algues vertes) reste dans des valeurs proches de celle des trois dernières années. On observe cette année des IAM moyens plutôt équilibrés entre les Ulves, les Cladophores, les Chaetomorphes et *Bryopsis hypsenoides*, avec des variations d'assemblages à des niveaux locaux. Les ulves sont tout de même observées sur toutes les stations mais leur abondance reste stable. L'observation de *B. hypsenoides* peut être un nouveau signe de l'augmentation des salinités estivales de la lagune de Berre et l'affirmation de son caractère marin sur cette période. On observe aussi du *Codium fragile* (espèce introduite) proche du canal de Caronte.

Les rhodobiontes (algues rouges) sont bien représentées en 2025 et même en augmentation, avec une diversité d'espèces ou de genres importants. En 2025, les Ceramieae sont de nouveau abondants, après une baisse en 2024. L'abondance des Gracilaires est stable et à un niveau élevé. Depuis 2023, les espèces exotiques *Dasya sessilis* et *Yoenda hakodatensis* semblent s'installer et sont bien présentes localement dans l'étang de Berre et de Vaïne. En 2025, les gracilaires présentent une abondance importante similaire à celle de 2024. Elles sont observées sur quasiment toutes les stations (28 sur 31). Ce groupe reste majoritairement abondant dans la partie nord de l'étang de Berre et dans l'étang de Vaïne. En 2016, une nouvelle espèce invasive a fait son apparition dans l'étang de Berre, *Agarophyton vermiculophyllum* (anc. *Gracilariopsis vermiculophylla*). En 2025, cette espèce a été observée sur 26 stations (plus grande fréquence d'occurrence depuis son apparition). Les Callithamniae, groupe le plus abondant de l'étang en 2021, ont nettement diminué. Les abondances restent faibles dans la majorité de l'étang, et ils n'ont été observées que dans 9 stations contre 27 en 2024. Les Ceramieae sont des rhodobiontes, communs en milieu lagunaire et représentés par plusieurs taxons comme *Ceramium* spp. et *Centroceras gasparrinii*. Leur abondance a

augmenté en 2025 mais sans retrouver les maxima de 2023. Les abondances les plus importantes sont dans l'étang de Vaïne. *Gymnogongrus griffithsiae* est une rhodobionte des lagunes marinisées, son abondance est restée stable. Elle est présente sur 12 stations.



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

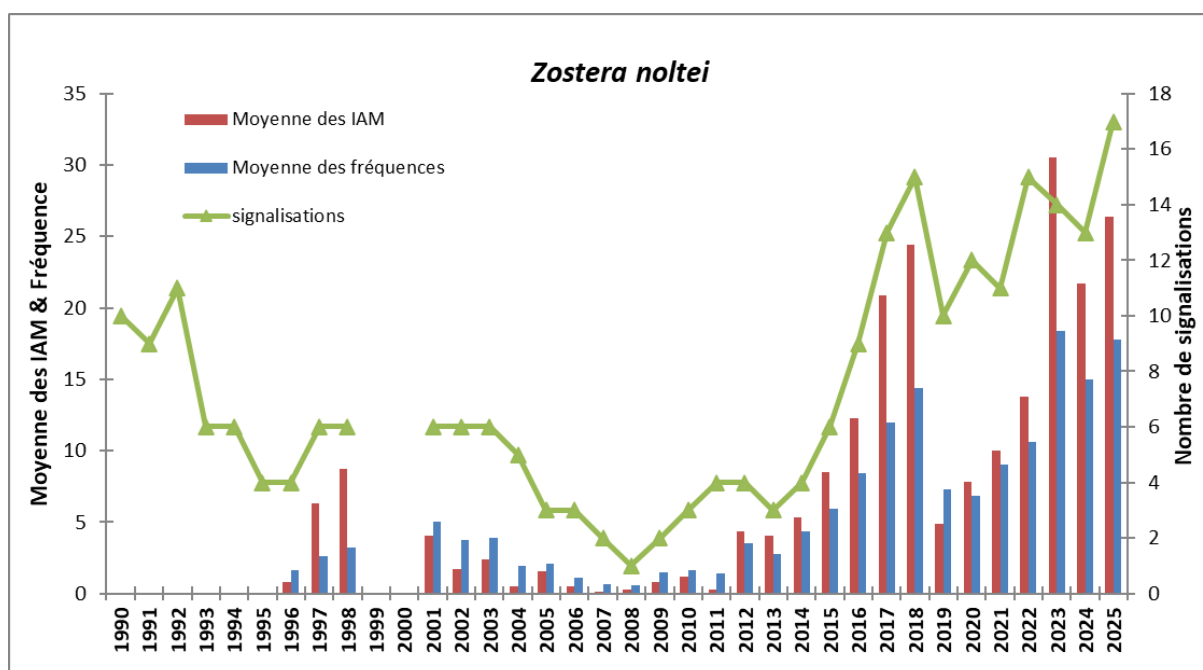


Figure 50 : Evolution de 1990 à 2025 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2022 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Zostera noltei*. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. Le transect 6 a été déplacé pour devenir le transect 6bis en 2021 (source : Gis Posidonie).

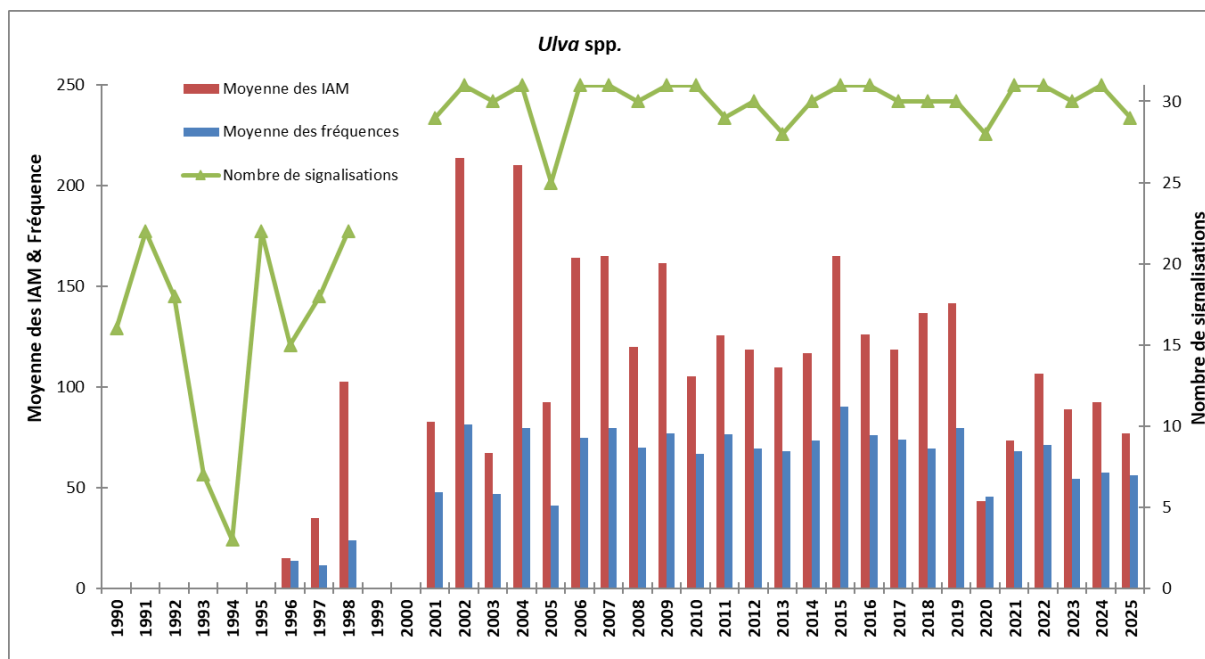


Figure 51 : Evolution de 1990 à 2025 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2022 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Ulva* spp.
NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. Le transect 6 a été déplacé pour devenir le transect 6bis en 2021 (source : Gis Posidonie).

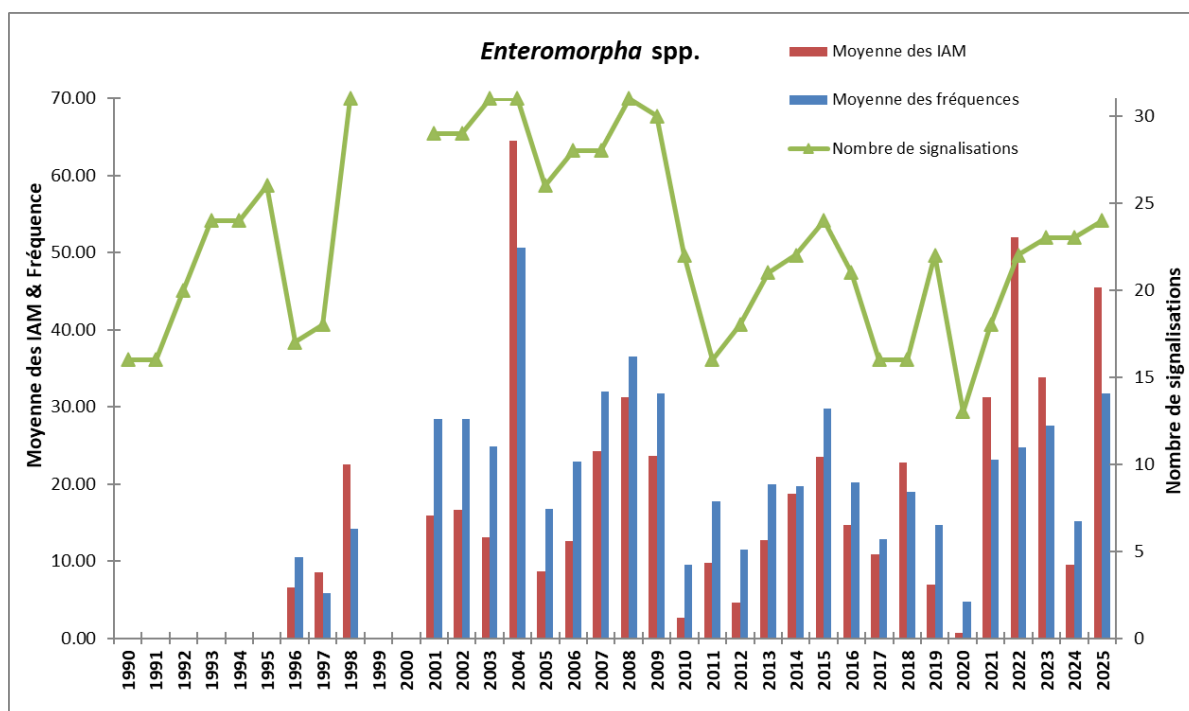


Figure 52 : Evolution de 1990 à 2025 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et, de 1996 à 2022, de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Enteromorpha* spp.
NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. Le transect 6 a été déplacé pour devenir le transect 6bis en 2021. (source : Gis Posidonie)

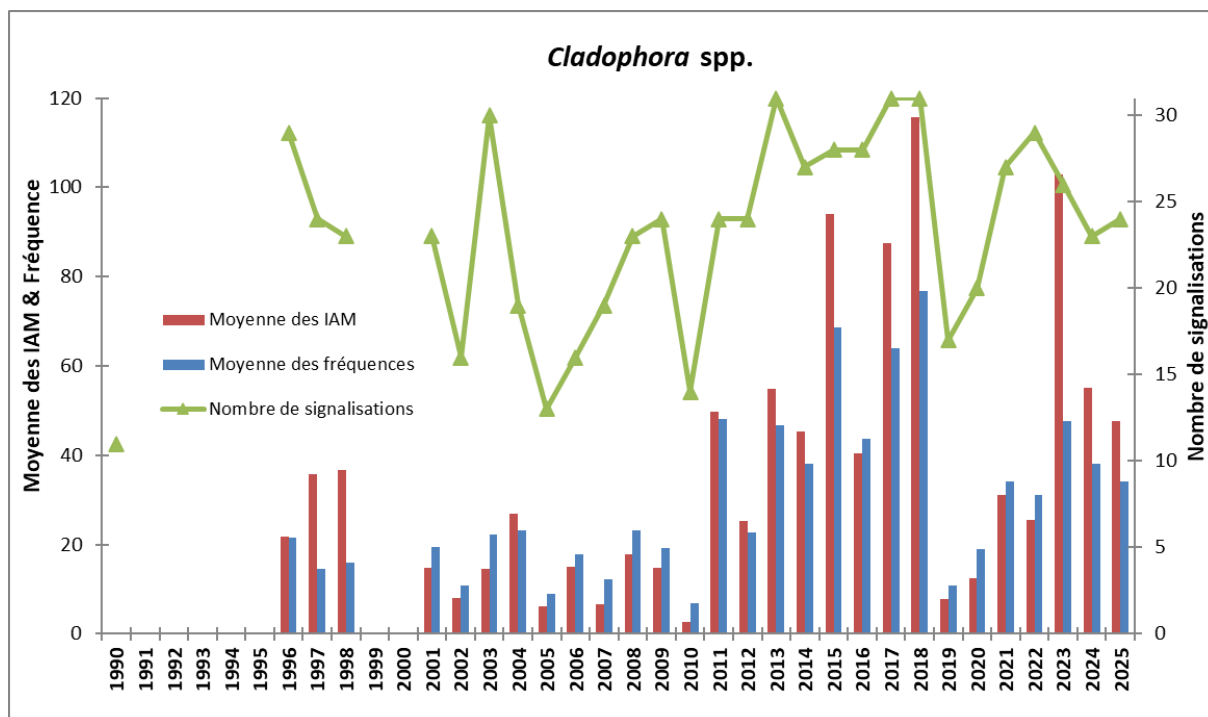


Figure 53 : Evolution de 1990 à 2025 du nombre de signalisations (stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2022 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Cladophora* spp. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. Le transect 6 a été déplacé pour devenir le transect 6bis en 2021. (source : Gis Posidonie)

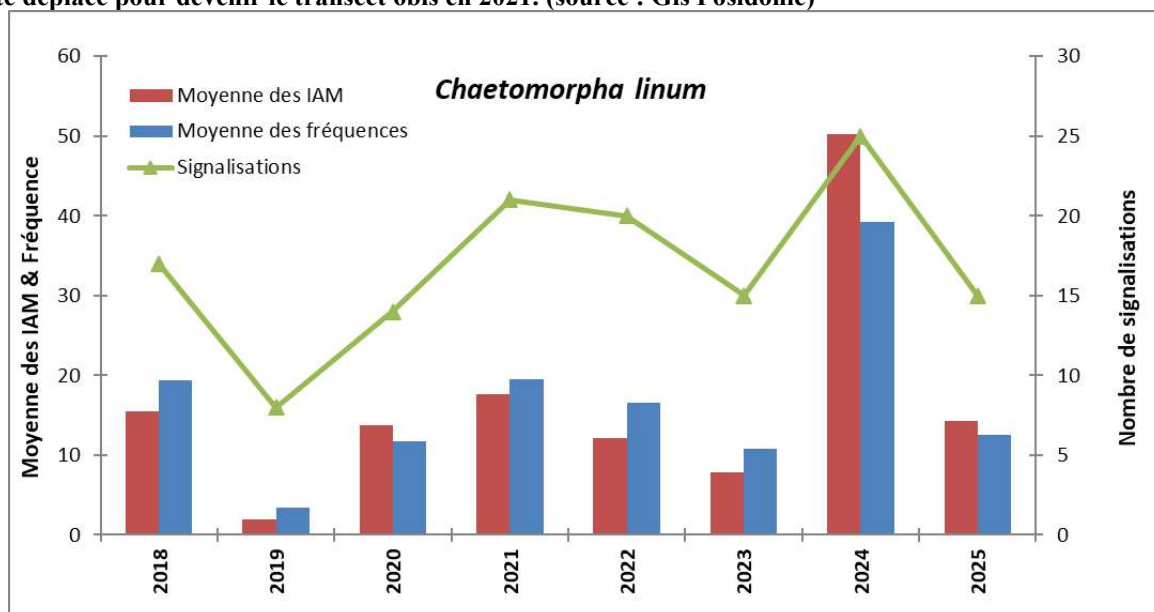


Figure 54 : Evolution de 2018 à 2025 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Chaetomorpha linum*. (Source Gis Posidonie)

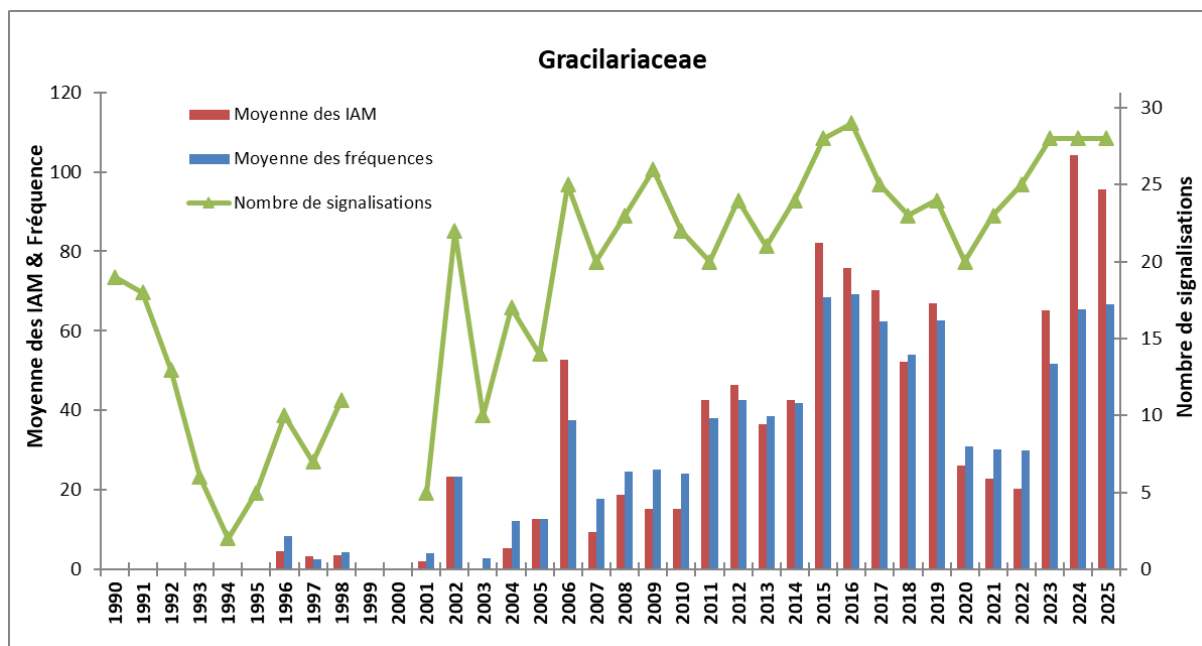


Figure 55 : Evolution de 1990 à 2025 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2022 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour les *Gracilariaceae*. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. Le transect 6 a été déplacé pour devenir le transect 6bis en 2021. (source : Gis Posidonie)

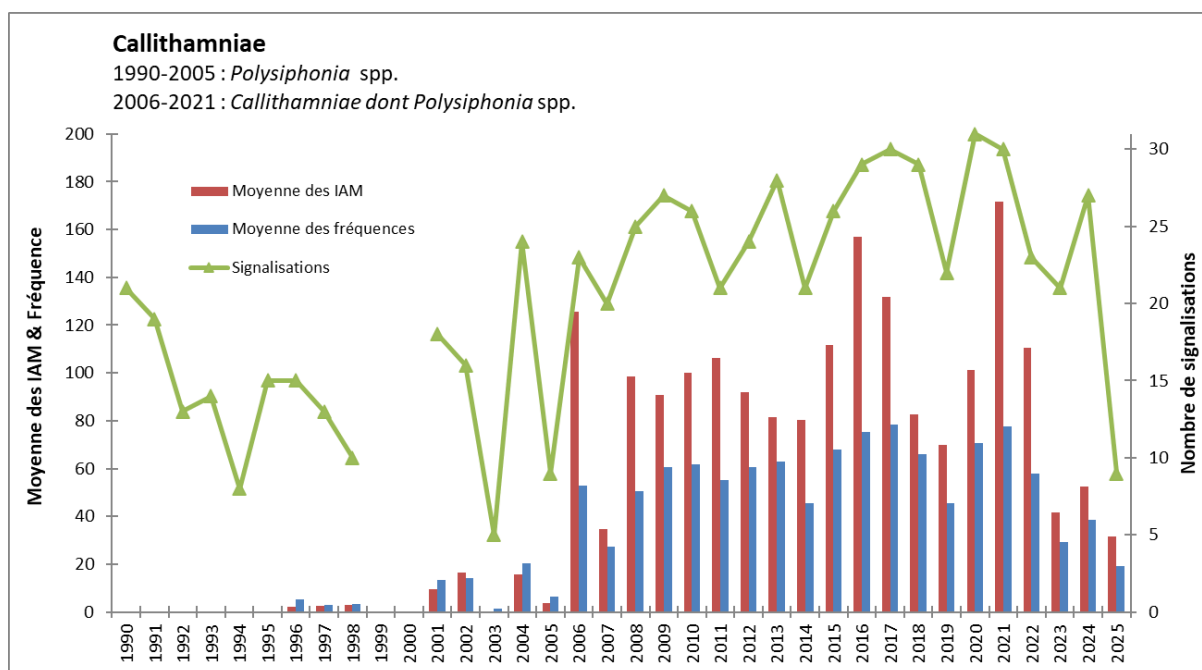


Figure 56 : Evolution de 1990 à 2025 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), et de 1996 à 2022 de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM des *Callithamninae*. NB : le transect 7 n'a pas été suivi en 2012. Les transects 9 et 18 n'ont pas été suivis en 2011. Le transect 6 a été déplacé pour devenir le transect 6bis en 2021. (source : Gis Posidonie)

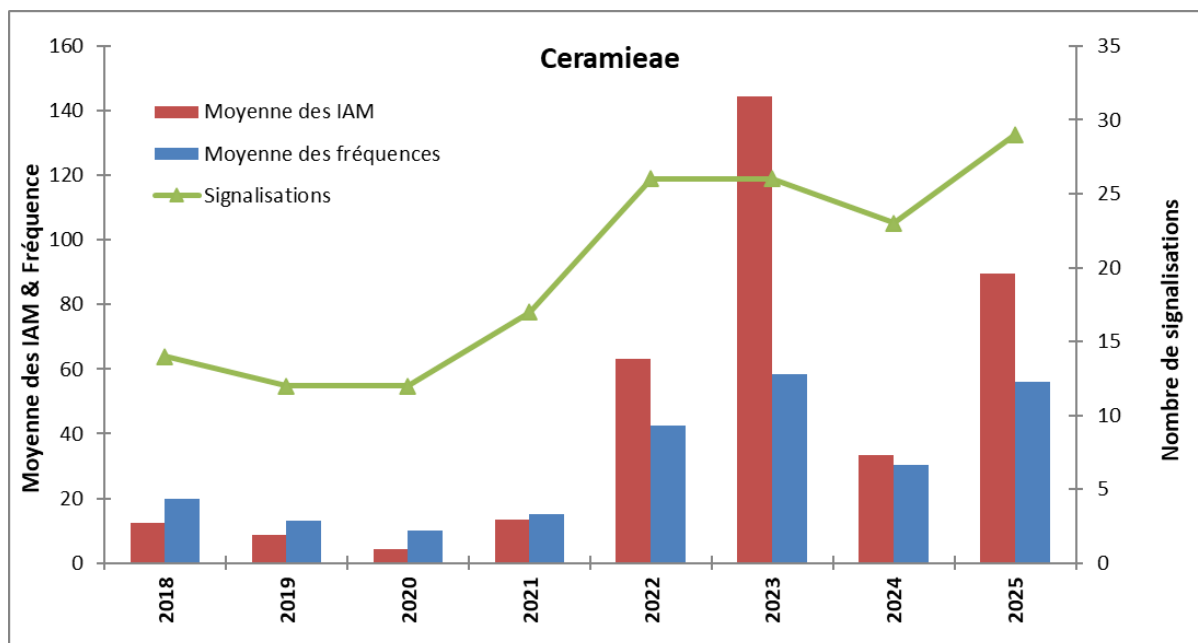


Figure 57 : Evolution de 2018 à 2025 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Ceramieae*. (source : Gis Posidonie)

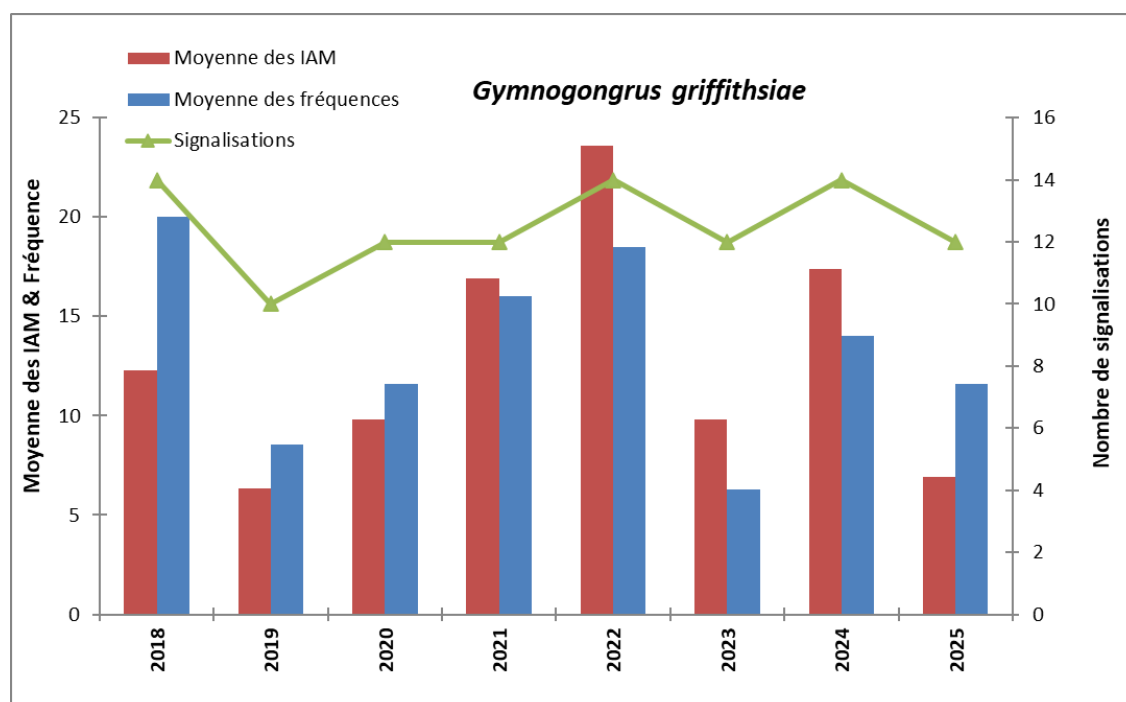


Figure 58 : Evolution de 2018 à 2025 du nombre de signalisations (=stations/transects où l'espèce est présente), de la moyenne des fréquences et de la moyenne des IAM pour *Gymnogongrus griffithsia*. (source : Gis Posidonie)

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

- *Dasya sessilis* : première observation dans l'étang de Berre en 2023, c'est une espèce introduite, originaire du Japon et arrivée en Méditerranée probablement pendant les années 1970 dans la lagune de Thau (Figure 59). L'abondance progresse encore en 2025 et elle est observée sur la côte est et dans tout l'étang de Vaine.



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

- *Melanothamnus harveyi* (= *Neosiphonia harveyi*) : déjà signalée dans la zone en 2017. Elle est relativement abondante à certains endroits, plus en profondeur dans l'étang.
- *Grateloupia turuturu* : première observation dans l'étang de Berre en 2023, elle a de nouveau été observée en 2025 de manière ponctuelle aux stations 16 et 17. C'est une espèce introduite, originaire du Japon et de Corée, et arrivée en Méditerranée probablement pendant les années 1960 dans la lagune de Thau, lors de transferts d'huîtres japonaises (Verlaque, 2001).
- *Grateloupia filicina* : c'est une espèce indigène déjà décrite par Riouall (1973) dans l'étang de Berre, et souvent associée à *Gymnogongrus griffithsiae*. Elle n'a pas été observée en 2024 ni en 2025, contrairement à 2023.
- *Yendoa hakodatensis* (anciennement *Lomentaria hakodatensis*) : c'est également une espèce introduite originaire d'Asie (Japon, Corée du Sud) et arrivée en Méditerranée

dans les années 60 dans la lagune de Thau (Verlaque, 2001). Elle est présente sur 14 stations dans l'étang en 2025, malgré son caractère nouveau. La dynamique semble assez proche de celle de *Dasya sessilis*, avec des observations globalement localisées dans le nord-est de l'étang de Berre et dans Vaine. Son abondance est en légère baisse par rapport à 2024.

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 nurserie et d'abri pour de nombreuses espèces aquatiques, de poissons notamment. Les herbiers constituent ainsi des « hotspots » de biodiversité.

À l'échelle d'une lagune, leur présence est donc primordiale pour un fonctionnement équilibré. Leur présence en quantité dans un milieu témoigne d'une bonne qualité écologique (faible niveau d'eutrophisation).

Dans l'étang de Berre, on trouve deux espèces de zostères : la zostère naine (*Zostera noltei* ; Figure 60) et la zostère marine (*Zostera marina*). La zostère naine possède des feuilles fines (1,5 mm de largeur), jusqu'à 1 m de haut et peut supporter des dessalures plus importantes. La zostère marine supporte moins les eaux douces, possède des feuilles plus larges et plus hautes. Les deux espèces se reproduisent de manière sexuée (production de fleurs et graines) mais la principale voie de développement est la reproduction asexuée par bouturage.



Figure 60 : Herbiers de zostères naines près de l'embouchure de l'Arc.

5.2.2 Cartographie des herbiers

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

Cette cartographie a permis de mettre en évidence une progression des herbiers de zostères dans l'étang de Berre. Ils colonisaient alors 17,9 ha contre 4,4 ha en 2014. Cette progression s'est faite majoritairement à partir des herbiers existants (Pointe de Berre, Arc, bassin de délimonage et étang de Vaïne) par coalescence des tâches existantes, colonisation latérale mais aussi développement en profondeur. Les herbiers sont constitués de zostère naine. Ponctuellement, des taches (quelques mètres carrés) 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 avaient également fait leur apparition sur cette même bordure littorale et dans une moindre mesure, sur la côte ouest (Ranquet, Figuerolles).

En 2025, 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 6 juin 2025 et a permis de réaliser une cartographie complète des herbiers (Figure 46). L'évolution des surfaces depuis 2017 (surface totale et surface d'herbiers principaux), est présentée dans le Tableau 2. Cependant, il est important de rappeler que les valeurs estimées depuis 2018 sont basées sur une image satellite dont la résolution (50 cm - 2 m) est moins importante que les orthophotographies aériennes de 2017 (20 cm). En particulier, il est plus difficile de cartographier les intermattes (trous au sein des herbiers) avec des résolutions moins fines. En 2025, la cartographie a pu être réalisée sur tout l'étang de Berre. Pour compléter la cartographie, des vérités-terrains ont été réalisées par l'intermédiaire d'observations sous-marines.

En 2025, on observe une dynamique de colonisation des herbiers active sur l'ensemble des secteurs. **La surface totale d'herbier est ainsi estimée à 75 ha.** Les valeurs sont donc les plus importantes depuis les années 70 et la mise en place de la centrale hydroélectrique. La dynamique de progression se fait sur l'ensemble de l'étang (Tableau 2). Si la progression est très faible sur le secteur de la pointe de Berre, elle est particulièrement importante dans l'étang de Vaïne ou dans le bassin de délimonage. La progression se fait à partir des taches présentes qui vont s'accroître grâce à des rhizomes à croissance horizontale. De nouvelles petites taches font aussi leur apparition sur ces secteurs. De proche en proche, ces taches peuvent se rejoindre (coalescence) pour former des taches plus grandes puis éventuellement des herbiers. Dans certains secteurs comme l'étang de Vaïne, l'anse du Ranquet, la pointe de Berre ou le bassin de délimonage, on peut parler d'herbiers au sens fonctionnel du terme. Dans d'autres secteurs comme sur Bouquet ou Figuerolles, ce sont plus des successions de taches éparses. En effet, ces taches disparates, éparses, ne peuvent assurer le rôle écologique d'un véritable herbier. Un herbier, du fait de sa surface continue, produit de l'oxygène en quantité, limite l'érosion du sédiment, constitue un abri pour les juvéniles de poissons (rôle de nurserie) et est un pôle de biodiversité. De manière globale, les herbiers présents dans l'étang sont très fragmentés.

Tableau 2 :

Comparaison des surfaces d'herbiers de zostères entre 2017 et 2025, sur différents secteurs de l'étang de Berre.

Secteur	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
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	47 961 m ²	47 132 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	13 764 m ²	27 124 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	141 897 m ²	197 438 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	129 931 m ²	158 210 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	226 969 m ²	257 672 m ²
Surface totale	17,93 ha	Non disponibl e	7,2 ha	8,2 ha	14,7 ha	25,2 ha	42,6 ha	59,2 ha	75 ha



Figure 61 : Cartographie des herbiers de zostères à la Pointe de Berre en 2025 (photo : image Pleiades 2025, CNES)

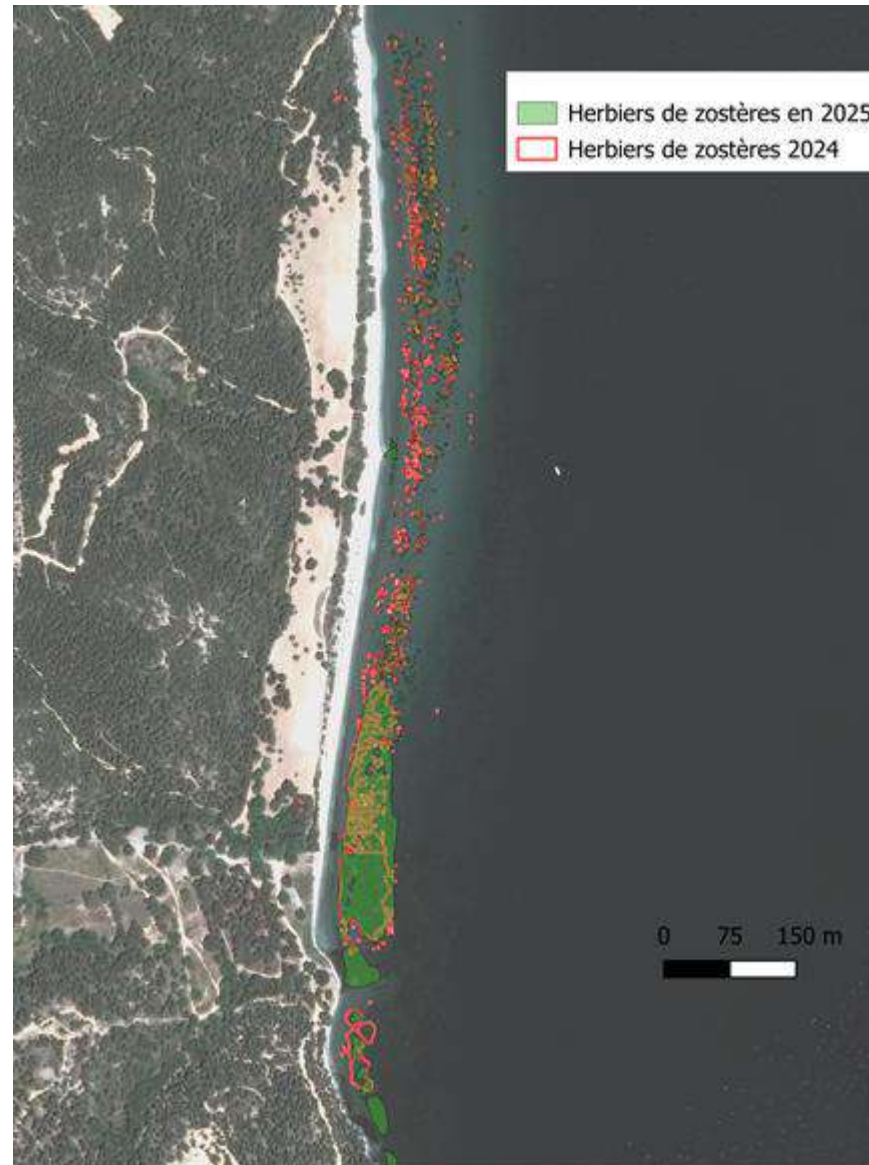


Figure 62 : Cartographie des herbiers de zostères à Figuerolles en 2025 (photo : image Pleiades 2025, CNES)

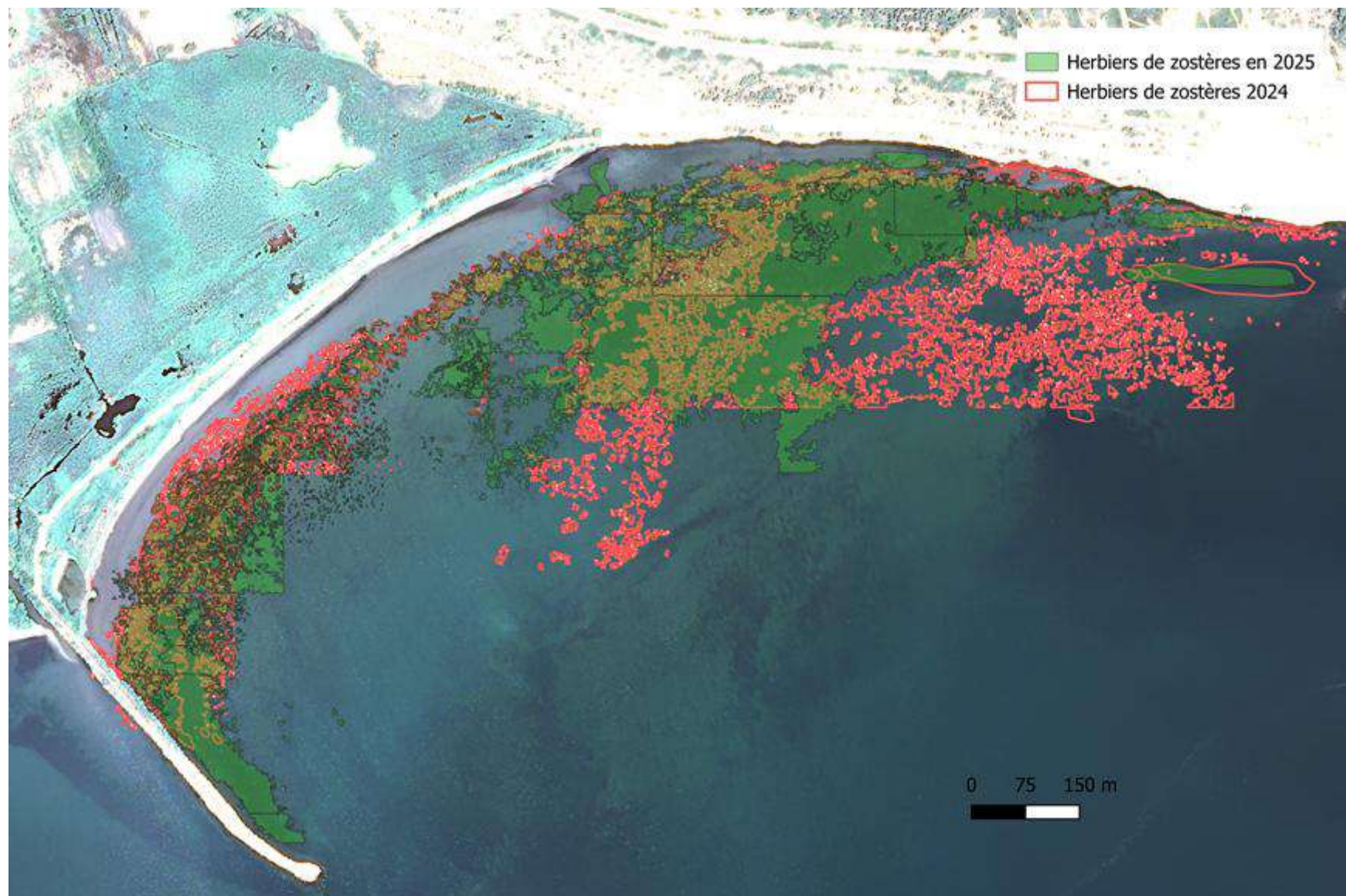


Figure 63 : Cartographie des herbiers de zostères dans le bassin de délimonage en 2025 (photo : image Pleiades 2025, CNES)

5.2.3 Actions de restauration des herbiers

Comme en 2024, le Gipreb a réalisé en 2025 une opération de transplantation de *Zostera noltei*, en lien avec des partenaires scientifiques internationaux. Les transplantations ont été effectuées à partir de mottes de zostères de 10 cm de diamètre prélevées dans le bassin de délimonage. La surface prélevée était de 30 m², soit environ 3600 mottes. Les mottes ont été transplantées dans le bassin de Batidou à la pointe de Berre-l'Étang, sur une plage à l'est de la pointe de Berre- l'Étang (Boss Beach), au Canet, à la Digue à Saint-Chamas. La majorité des transplants ont pu survivre et se développer sur les sites visés pour le renforcement des herbiers de *Zostera noltei*, et ont même fortement étendu leur surface, sauf sur le site de la Digue où une malaïgue localisée a provoqué une mortalité totale. Nous attendons un an avant de réaliser des suivis surfaciques sur l'ensemble des sites. Néanmoins sur le site de Batidou, pour lesquels environ 8 m² de transplants avaient été plantés en 2024, 5 000 m² de fonctionnalités écosystémiques d'herbiers ont été restaurés.

De plus, la colonisation immédiate des transplants par des espèces inféodées aux herbiers et des espèces pêchées, montre l'effet écosystémique déjà joué par les transplants. Cependant, il est primordial de noter que le recul actuel (18 mois) n'est absolument pas suffisant pour conclure de manière définitive sur la réussite de cette opération test. Des inconnues restent présentes : l'effet de la saison hivernale sur la survie des transplants, le gain en surface des herbiers transplantés par rapport à la croissance des herbiers naturels, et la part des services écosystémiques rendus par les herbiers transplantés par rapport aux herbiers naturels. Ces résultats préliminaires restent cependant très encourageants. Ce projet va se poursuivre en 2026 avec une diversification des espèces (*Zostera marina* et *Cymodocea nodosa*), et sur de nouveaux secteurs.

En complément des actions de transplantation réalisées par le Gipreb, le projet Zorro, porté par l'association « 8 Vies pour la planète », est basé sur de la récolte et du semis de graines de *Zostera*. Ce projet, axé sur la restauration de *Zostera marina*, a permis l'émergence de taches sur différents secteurs.

5.3 Synthèse

Les espèces de macrophytes ont réagi différemment aux conditions du milieu selon les espèces considérées. Les résultats du suivi de 2025 montrent une nouvelle composition de l'assemblage des macrophytes. Elles sont présentes en grande quantité sur les fonds de l'étang de Berre et de Vaïne au travers des *Callithamniae* et des Enteromorphes et des *Ceramium*. La zostère *Zostera noltei* progresse constamment depuis 2019 mais son aire d'occupation reste faible au regard des objectifs fixés par le Gipreb et la DCE respectivement de 2000 et 1500 ha.

On constate toujours la **forte présence des algues opportunistes nitrophiles**, telles que les ulves, les chaetomorphes ou encore les entéromorphes, ce qui témoigne d'un **écosystème toujours eutrophisé**. Cependant, en 2025 et comme depuis 2024, on note une forte présence des gracilaires. Des espèces à affinités marines sont régulièrement observées et leur abondance semble augmenter pour certaines.

Les zostères, qui avaient montré une forte régression à la suite de la crise écologique de 2018, sont en progression. Leur surface atteint dorénavant 75 ha. Soit 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. Les transplantations de zostères naines sont également un succès et peuvent favoriser, à terme, la dissémination spatiale de cette espèce. Néanmoins, ce résultat en progression, est loin de l'objectif de colonisation pour atteindre le bon état dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau soit 1 500 ha environ. Les projets de restauration en cours vont permettre d'accélérer cette dynamique en favorisant une colonisation spatiale.



© Steven Weinberg

6 – ÉTANG DE BOLMON

6.1 Présentation et protocole

L'étang de Bolmon situé au sud de l'étang de Berre, est une lagune oligo-mésotrophe (salinité comprise entre 7 et 18) d'une superficie de 578 ha et d'une profondeur moyenne de 1,5 mètre et d'un volume de 8.3 millions de m³. Cette lagune communiquait, par le passé, avec l'étang de Berre au travers de trois bourdigues. Une seule est fonctionnelle en 2025. Côté canal du Rove, il existe deux fenêtres de communication. Son « isolement » hydraulique a été progressif et de par sa position attributaire de la Cadière, le milieu aquatique s'est progressivement eutrophisé et dégradé. La Cadière, avec son apport 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 aquatique sont en cours (ex : 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 stations (macrofaune), le suivi est effectué depuis 2020 sur 3 stations pour les deux compartiments (Figure 64). L'effort d'échantillonnage a été réduit à trois stations en

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



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

6.2 Résultats du suivi 2025

Les données physico-chimiques tendent à être homogènes sur les 3 points du suivi. Des dynamiques et variabilités saisonnières sont observables sur les différents paramètres. La température de l'eau a varié entre 4°C (janvier 2025) et 31°C (août 2025). La salinité est restée assez basse, en-dessous de 11 toute l'année 2025. En 2023, elle avait pu atteindre 18 en fin d'été. En 2025, les apports d'eau douce plus importants par la Cadière ont limité les variations de salinité. Pour ce qui est de l'oxygène dissous, sur les trois points de suivi, l'oxygénation a été bonne, toujours supérieure à 6 mg.L⁻¹. Le seuil de risque hypoxique correspondant à 2 mg.L⁻¹, n'a pas été atteint (Figure 65).

La macrofaune benthique observée lors de cette année et depuis 2020, se limite à la présence de larves de chironomes et de quelques vers nereis ponctuellement. 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.

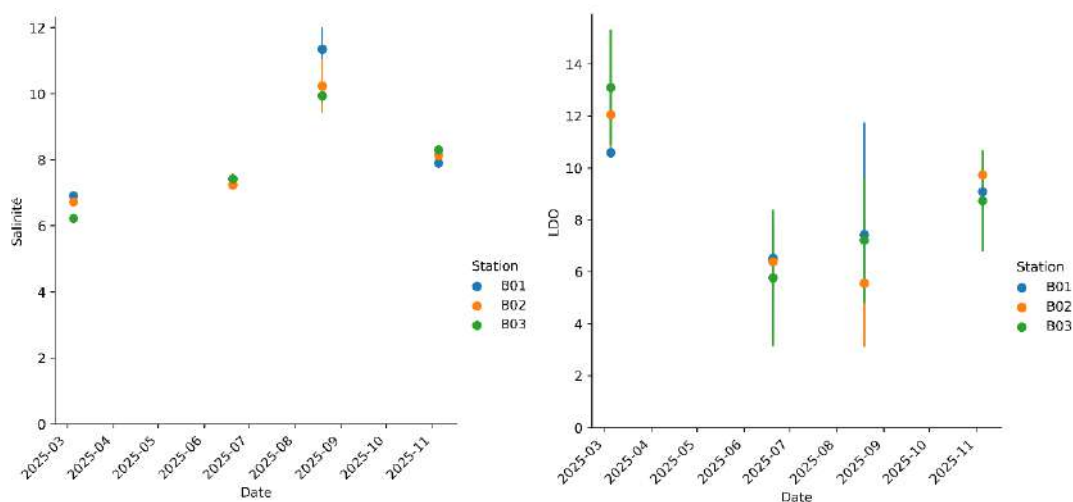


Figure 65 : Salinité et concentration en oxygène dissous (mg.L⁻¹) sur les trois stations du suivi de l'étang de Bolmon en 2025.

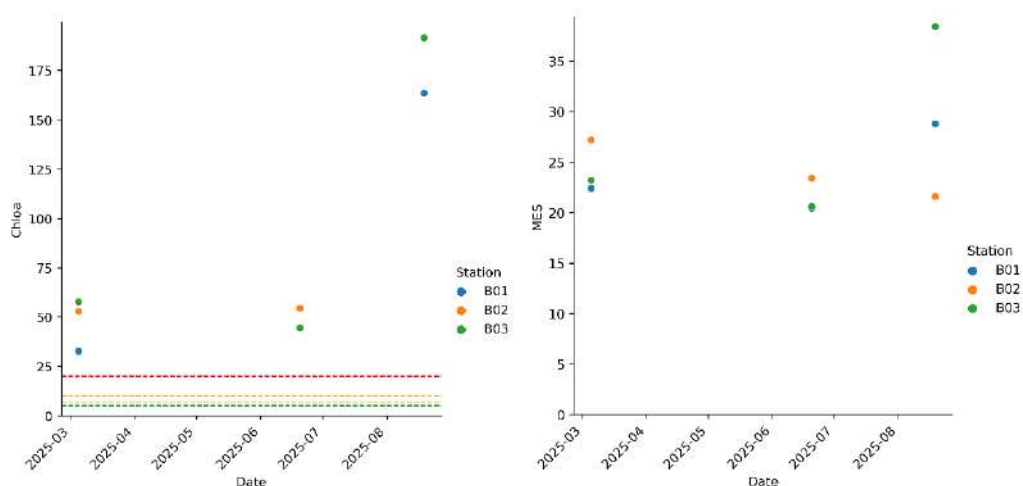


Figure 66 : Concentration en chlorophylle *a* (mg.L⁻¹) et concentration en matières en suspension (mg.L⁻¹) sur les trois stations du suivi de l'étang de Bolmon en 2025.

En 2022, dans le cadre de la DCE (2021), l'étang de Bolmon a été classé en état « mauvais » sur tous les paramètres sauf la chimie de l'eau (§ 8.2). Les données acquises au cours de l'année 2024 vont dans le même sens. Les valeurs de chlorophylle *a* sont très élevées (>20 mg.L⁻¹) et supérieures au seuil de bonne qualité de la DCE. Pour rappel, elles sont exceptionnellement supérieures à 10 dans l'étang de Berre. Les matières en suspension sont aussi très élevées (Figure 66) en lien avec la facile remise en suspension et la forte production

primaire. Cette forte production primaire se traduit aussi par des valeurs moindres de transparence de l'eau (disque de Secchi) avec moins de 50 cm observé toute l'année.

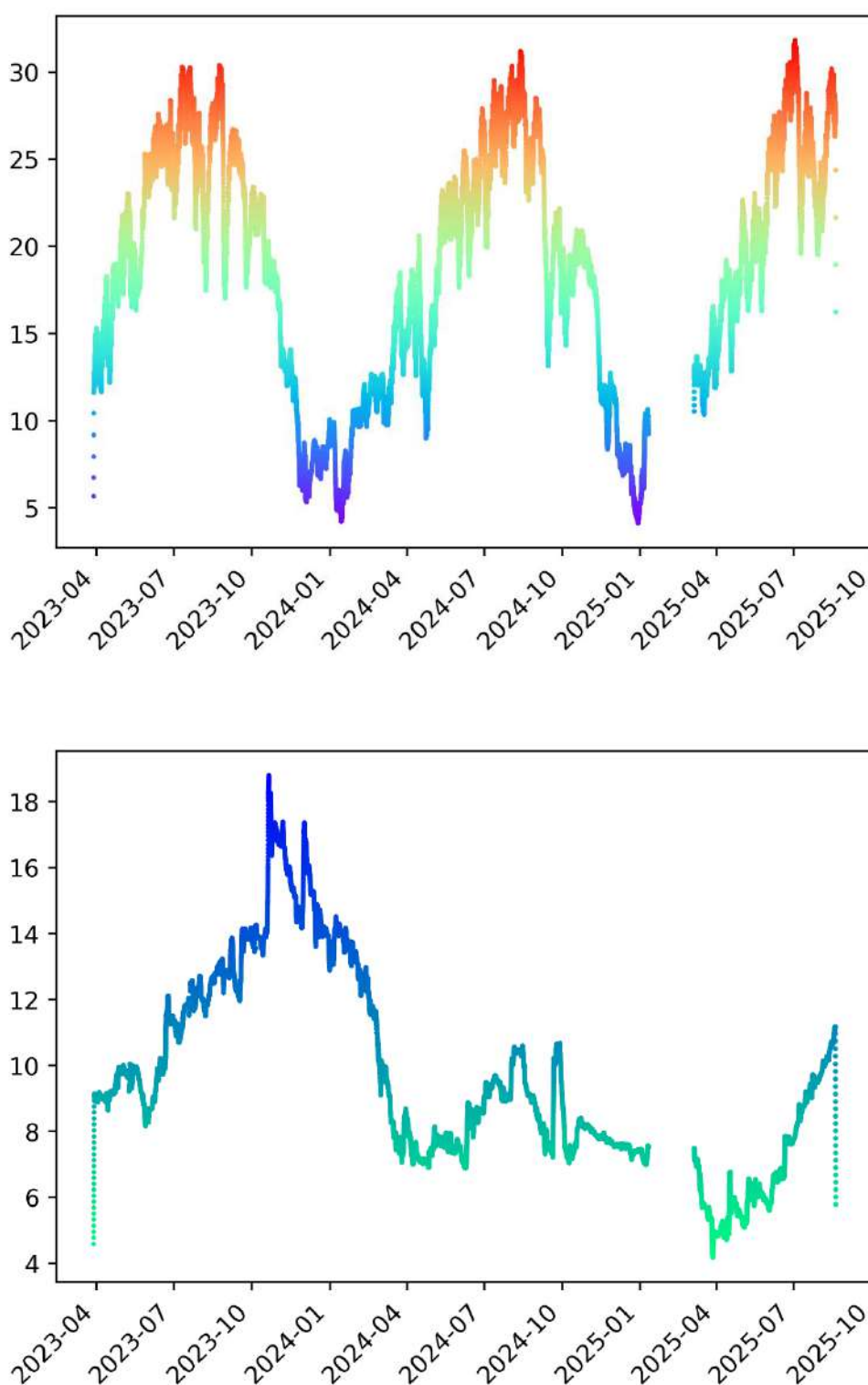


Figure 67 : Graphique de température (en haut en °C) et de salinité (en bas) dans l'étang de Bolmon entre avril 2023 et octobre 2025

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

La Figure 68 montre les mesures de chlorophylle *a* et de transparence de l'eau dans l'étang de Bolmon estimées à partir des observations satellitaires. Elles montrent une forte variabilité de la chlorophylle *a* et de la transparence dans le temps mais surtout les fortes concentrations que peut atteindre la chlorophylle *a* avec des valeurs $>200 \text{ mg.L}^{-1}$. Cela influence fortement la transparence de l'eau qui est en moyenne toujours en dessous de 50 cm avec quelques pics ponctuels au-delà de 1m. On note aussi sur ces figures la bonne correspondance entre les observations satellitaires et les mesures *in situ*.

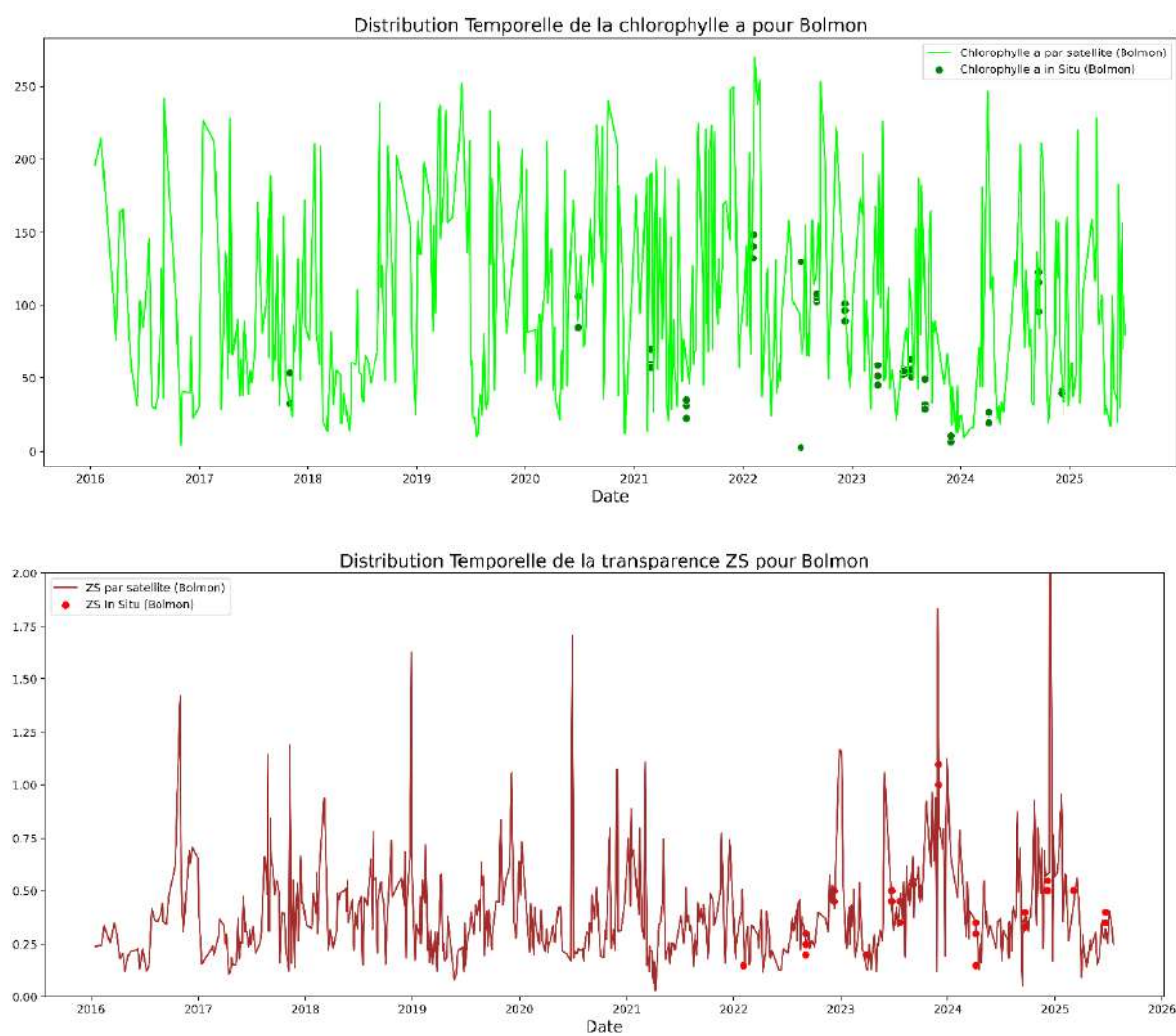


Figure 68 : concentrations en chlorophylle a et transparence de l'eau estimées à partir des observations satellites entre 2016 et 2025 sur l'étang de Bolmon (point central). Les points indiquent les valeurs mesurées *in situ*.

7 Canal du Rove

Le canal du Rove ne fait pas l'objet d'un suivi à part entière pour le moment, mais des mesures et prélèvements sont faites régulièrement dans le cadre des suivis de l'incidence des rejets des stations d'épuration de Marignane et Châteauneuf-les-Martigues.

La salinité de surface dans le canal est généralement proche de celle de l'étang de Berre, soit entre 18 et 25, mais localement, à proximité des rejets des Stations, elle peut être plus douce (entre 5 et 6). Au fond la salinité est plus élevée souvent aux alentours de 25. Par contre le fond du canal présente des hypoxies voire des anoxies régulières. Ces diminutions de la concentration d'oxygène sont graduelles, avec les concentrations les plus élevées vers la sortie de la Mède et les anoxies les plus marquées vers la sortie du Tunnel à Marignane. Le confinement de ces eaux et leur faible renouvellement combiné aux apports liés aux STEP favorise ces anoxies. Ces anoxies limitent fortement la vie benthique, et on retrouve que quelques espèces vers les zones les moins profondes.

A partir de 2026 des prélèvements réguliers d'eau seront réalisés pour suivre plus précisément cette masse d'eau au même titre que les autres masses d'eaux du complexe lagunaire de l'étang de Berre.

8 - AUTRES PROJETS SCIENTIFIQUES

8.1 Projets de recherche et thèses en cours

8.1.1 Thèse de Louison Huchet

L'état écologique des lagunes méditerranéennes cristallise d'importantes tensions socio-économiques et environnementales. Malgré les mesures réglementaires et les actions de gestion engagées depuis les années 2000, leur dégradation persiste, en partie en raison du rôle déterminant que pourrait jouer le compartiment sédimentaire. Dans ce contexte, Louison Huchet, doctorant de l'université de Nîmes, a mené entre septembre 2022 et février 2026 une thèse de doctorat au sein du laboratoire CHROME sous la direction de Sylvain Rigaud et Isabelle Techer, soutenue en février 2026. Son projet de thèse visait à mieux comprendre l'impact des changements des conditions physicochimiques dans la colonne d'eau (salinité, oxygène, niveau d'eutrophisation) sur le relargage de polluants stockés dans les sédiments, et à évaluer le rôle de ces relargages dans le maintien de l'état de dégradation de la qualité des eaux de ces lagunes.

Ces travaux ont été 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), deux petites lagunes contrastées différentes par leurs caractéristiques géomorphologiques, leurs habitats benthiques et leurs trajectoires écologiques, mais présentant toutes deux un mauvais état écologique. Fondée sur une approche combinant expérimentations et modélisation, cette thèse visait à caractériser le rôle du compartiment sédimentaire dans le maintien de ces états dégradés. L'étude analyse les interactions entre les facteurs environnementaux, la dynamique physico-chimique de la colonne d'eau et les cycles biogéochimiques qui régulent les échanges à l'interface eau-sédiment, en considérant à la fois les conditions actuelles et les évolutions attendues sous l'effet des forçages climatique et anthropique.

Les résultats des données hautes fréquences montrent que la colonne d'eau dans les deux lagunes est structurée par des cycles saisonniers marqués de température et d'oxygène (Figure 1), la première étant étroitement liée à la température de l'air, tandis que la seconde relève d'un contrôle multifactoriel non linéaire dominé par la température et l'activité biologique. Les stress thermiques estivaux sont comparables entre les deux lagunes, tandis

que les épisodes de désoxygénation sont nettement plus fréquents dans le Bolmon. À proximité du fond, le Prévost est quant à lui dominé par des alternances nycthémérales d'anoxie et d'hyperoxie liées à l'activité des macrophytes.

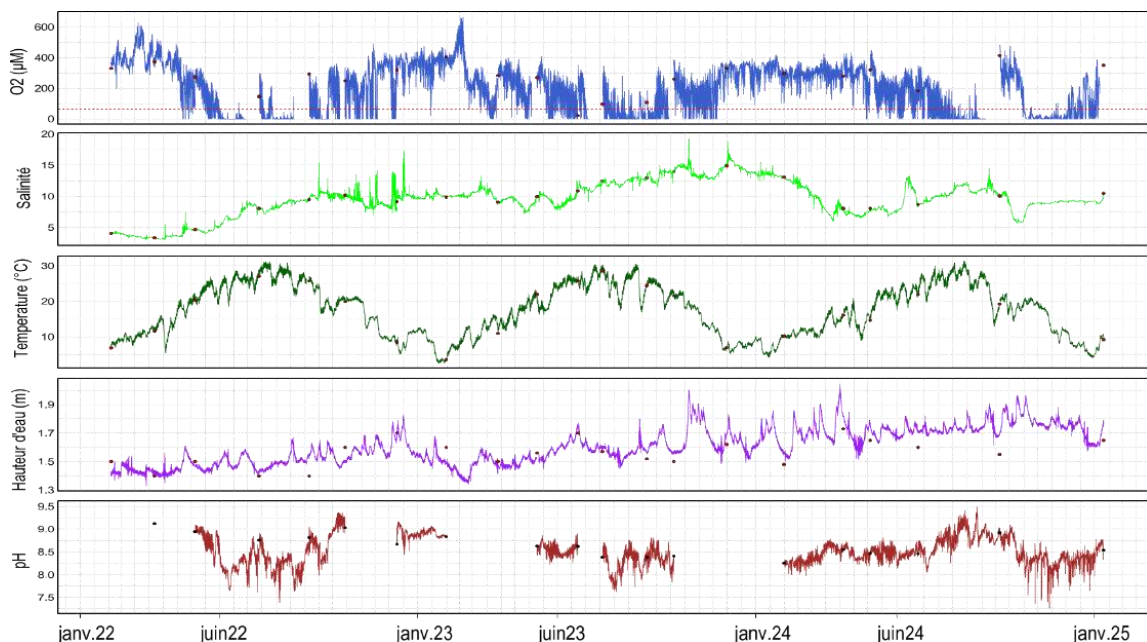


Figure 69 : Chronique temporelle haute fréquence (15 minutes) des conditions physico-chimiques dans l'étang du Bolmon entre février 2022 et janvier 2025. (Données L. Huchet)

À l'horizon 2100, une augmentation de la température de l'eau similaire est attendu dans les deux sites (jusqu'à +2,9°C), mais accompagnée d'une baisse marquée de l'oxygène dans le Bolmon (jusqu'à -26 µM), renforçant l'intensité et la précocité de l'occurrence des stress thermique et oxique à l'échelle annuelle (Figure 2). Ces changements sont plus marqués que ceux attendus en Méditerranée ouverte, mettant en évidence une vulnérabilité accrue des lagunes côtières peu profondes au réchauffement climatique. Ces résultats soulignent la nécessité d'adapter la gestion de ces écosystèmes pour limiter les effets du changement climatique et préserver leur équilibre écologique. Ces résultats sont en cours de soumission pour publication.

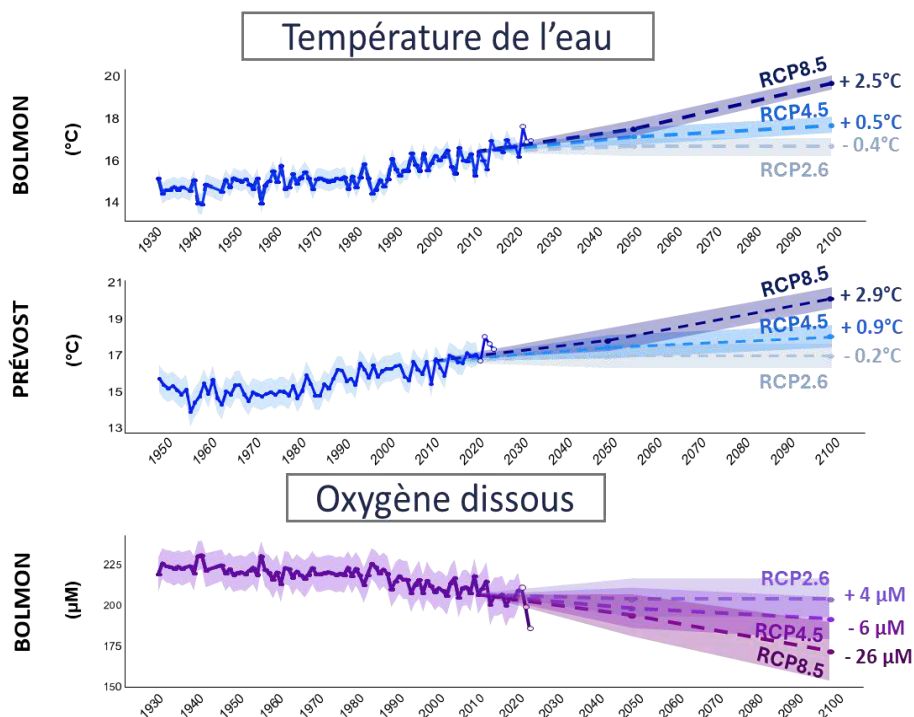


Figure 70 : Évolution historique et projections futures de la température de l'eau et de l'oxygène dissous dans la lagune de Bolmon (1930–2100), ainsi que de la température de l'eau dans la lagune du Prévost (1949–2100), incluant les observations mesurées sur la période 2021–2024 et les simulations issues des scénarios climatiques RCP2.6, RCP4.5 et RCP8.5.

En parallèle, le compartiment sédimentaire présente un enrichissement hérité en nutriments et en éléments traces métalliques et métalloïdes (ETMM), révélant leur potentiel à contribuer à la dégradation du système lagunaire. Dans ce compartiment, la zonation des processus biogéochimiques, les profils de contaminants et leur mobilité se révèlent fortement sensibles aux variations des conditions environnementales (Figure 3).

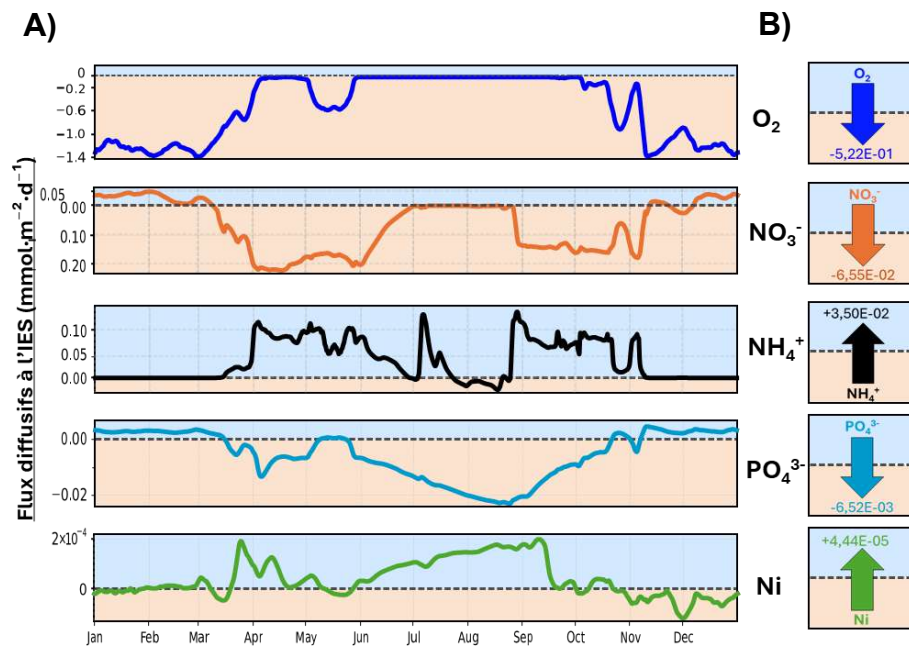


Figure 71 : Chroniques horaires simulées sur une année (A) et bilan annuel des flux benthiques (B) d' O_2 , NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} et Ni à l'interface eau-sédiment dans la lagune de Bolmon, en relation avec les conditions d'oxygène et de température au fond.

Le bilan indique que les sédiments fonctionnent globalement comme des puits, avec un enfouissement plus efficace dans le Bolmon, tandis que le Prévost présente un recyclage superficiel prédominant. La modélisation confirme un rôle significatif du sédiment de l'étang du Bolmon dans le système lagunaire à l'échelle annuelle et montre que les scénarios de réchauffement (S1) ou de salinisation (S2) renforcent l'enfouissement des nutriments mais accentuent la mobilisation du nickel, tandis que l'oligotrophisation (S3) et l'oxygénation (S4) inversent ces tendances pour les nutriments et accentue le relargage de nickel (Figure 4).

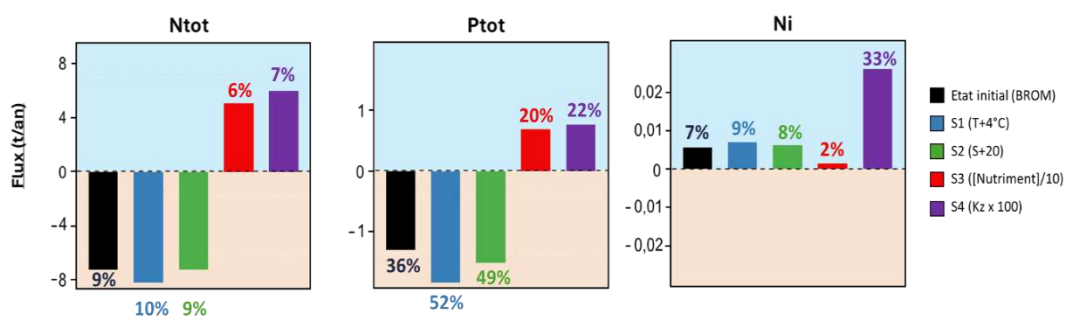


Figure 72 : Proportion et direction des flux annuels ($\text{t} \cdot \text{an}^{-1}$) à l'interface eau-sédiment (SWI) pour NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} et Ni sous différents scénarios, comparées aux apports de l'affluent dans l'étang de Bolmon.

Le compartiment sédimentaire apparaît ainsi comme un élément structurant du maintien de l'état écologique dégradé des lagunes méditerranéennes, soulignant la nécessité d'intégrer pleinement les processus benthiques dans les stratégies de gestion à long terme.

8.1.2 Thèse de Samuel Martin

Les travaux de thèse de Samuel Martin, intitulée « Développement de produits satellitaires calibrés et validés pour le suivi opérationnel de lagunes côtières optiquement complexes », ont été menés en lien étroit avec les besoins de suivi environnemental des lagunes méditerranéennes, et en particulier de l'étang de Berre. Ils s'inscrivent dans la continuité des suivis réalisés par l'Observatoire du milieu du GIPREB, avec pour objectif principal d'évaluer dans quelle mesure les observations satellitaires peuvent compléter les mesures in situ pour mieux caractériser l'évolution écologique de la lagune.

Les réseaux de suivi de terrain restent indispensables pour documenter précisément l'état physico-chimique et biologique de l'étang. Ils permettent notamment de mesurer des paramètres non accessibles directement par satellite, comme les nutriments, l'oxygène dissous ou certaines composantes biologiques. En revanche, leur couverture spatiale et temporelle reste limitée face à la forte variabilité de l'étang de Berre. Les images satellitaires offrent donc un complément particulièrement utile, car elles permettent d'observer régulièrement l'ensemble du plan d'eau et de suivre la distribution spatiale de paramètres tels que la chlorophylle-a, les matières en suspension ou la transparence de l'eau.

Dans ce cadre, la thèse a permis de développer et de valider une chaîne de traitement dédiée aux lagunes côtières, appelée S2_LAG, fondée sur l'exploitation des données Sentinel-2 MSI. Cette chaîne permet de produire plusieurs paramètres de qualité de l'eau essentiels au suivi des milieux lagunaires : la concentration en chlorophylle-a, la concentration en matières en suspension et la transparence de l'eau, estimée à partir de la profondeur de Secchi (Zs).

L'intérêt de cette approche réside dans son adaptation aux contraintes spécifiques des lagunes côtières, pour lesquelles les traitements satellitaires génériques restent souvent limités. Ces milieux présentent en effet plusieurs difficultés méthodologiques : proximité immédiate des terres, effets d'environnement, faible profondeur, contamination possible du signal par le fond, ainsi qu'une forte variabilité bio-optique. Les développements méthodologiques associés, notamment la correction atmosphérique, la détection des eaux optiquement peu profondes et la calibration des algorithmes bio-optiques, sont détaillés dans le manuscrit de thèse (Martin, 2026) ainsi que dans Martin et al. (2025).

Le schéma général de la chaîne de traitement S2_LAG est présenté en figure 1. Les performances des produits S2_LAG ont également été comparées à celles de produits génériques issus de Sentinel-3 OLCI, à savoir S3_OC5 et S3_NN. Cette évaluation, réalisée par comparaison aux mesures in situ, est présentée en figure 2.

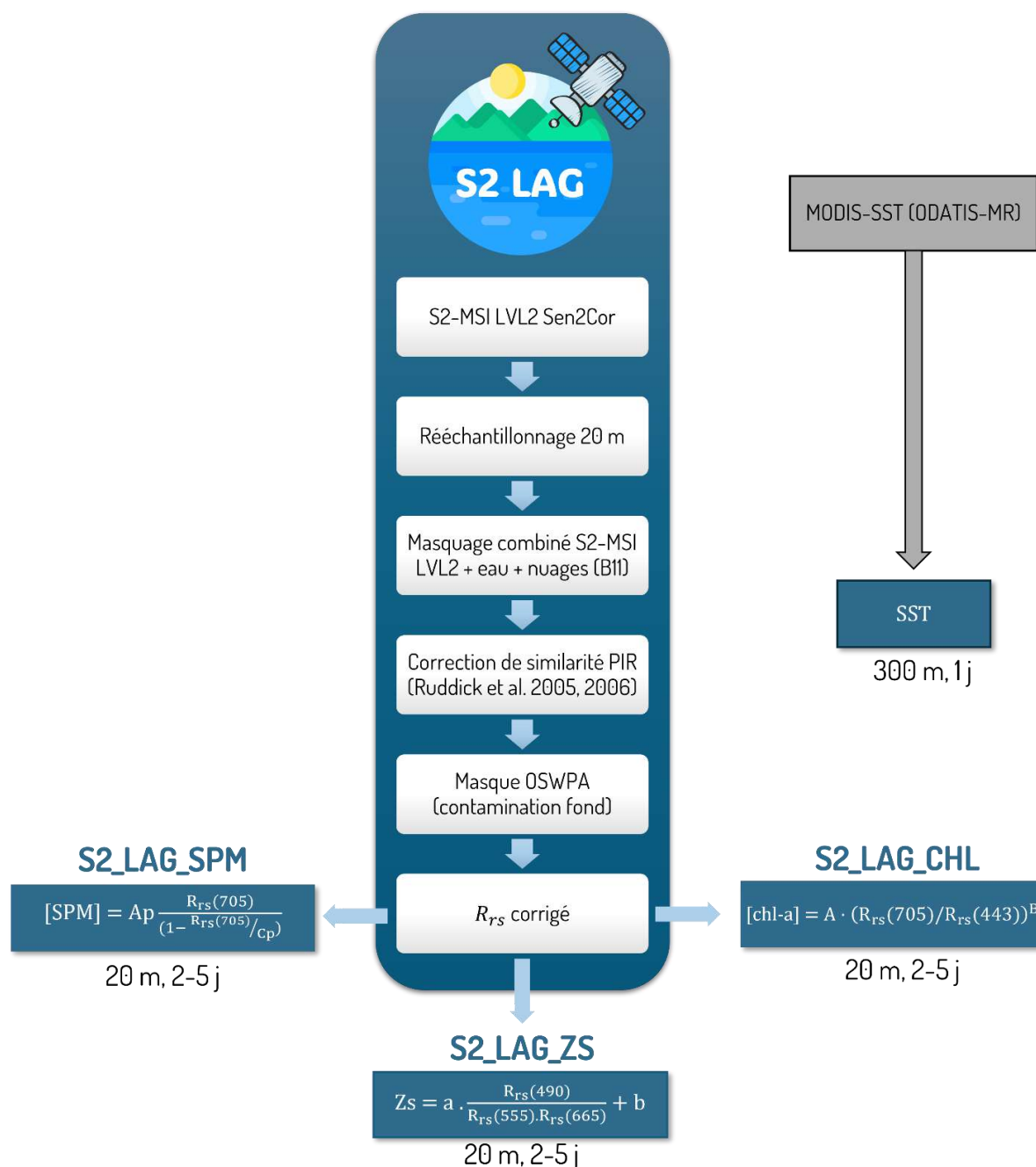


Figure 73 : Schéma synthétique de S2_LAG, une chaîne de traitement développée et optimisée pour le suivi de la qualité de l'eau des lagunes côtières à partir des images S2-MSI. La chaîne intègre successivement : la correction atmosphérique standard Sen2Cor, le rééchantillonnage à 20 m, le masquage combiné des pixels terrestres et de nuages, la correction NIR-SC (Ruddick et al., 2005, 2006) et l'application du masque OSWPA pour exclure les zones contaminées par la réflectance du fond. Les réflectances de télédétection corrigées R_{rs} sont inversées en fin de chaîne pour l'estimation des [SPM]

(S2_LAG_SPM), de la [chl-a] (S2_LAG_CHL) et de la Zs (S2_LAG_ZS) selon les algorithmes développés et calibrés localement : SPM_Nechad_705 pour la [SPM], CHL_NIRB pour la [chl-a], et ZS_empirique pour la Zs. Le produit MODIS-SST journalier ODATIS-MR (300 m) complète S2_LAG pour le suivi de la température de surface. Plus d'informations dans Martin (2026).

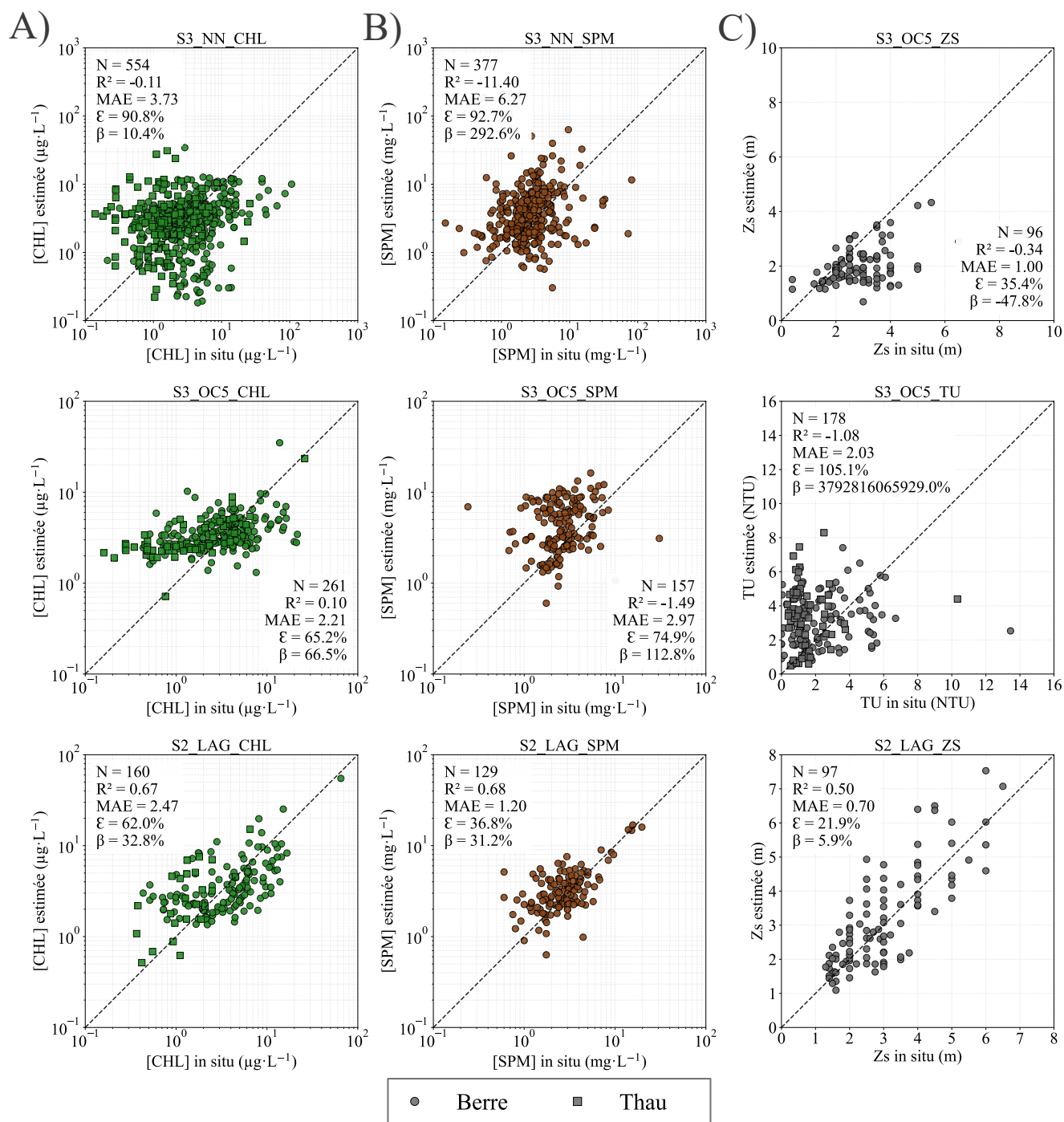


Figure 74 : Comparaison des performances des différents produits satellitaires pour la [chl-a], la [SPM] et la transparence Zs sur l'étang de Berre et de Thau. Les trois colonnes correspondent respectivement aux produits pour la [chl-a] (A), la [SPM] (B) et la transparence (C) ; Les produits S3_NN sont issus des produits EUMETSTAT S3A/B_OL_2_WFR standards, et les produits S3_OC5 sont issus de la suite OC5 développée par ACRI-ST. La troisième ligne présente les produits S2_LAG développés dans cette thèse pour la [chl-a], la [SPM] et la Zs (voir Sections A1.3.5 et 3.3.6). Les match-up sont construits avec une fenêtre 3×3 pixels (≥ 5 pixels valides), un filtre de qualité $\mu/\sigma \geq 5$ et une contrainte temporelle $|\Delta t|$

≤ 5 h. Les périodes analysées sont 2018–2023 pour S3-OLCI et 2016–2025 pour S2-MSI. Les performances sont rapportées par les statistiques R^2 , MAE, ε et β (voir Section A1.3.2 pour plus de détails).

Pour le suivi de l'étang de Berre, l'apport principal de S2_LAG est de fournir des séries temporelles spatialisées sur près d'une décennie, directement exploitables pour l'analyse écologique et l'aide à la gestion. Ces produits complètent les suivis in situ en apportant une vision synoptique et répétée de l'ensemble du plan d'eau, utile pour caractériser les gradients spatiaux, les évolutions saisonnières et interannuelles, ainsi que certains événements ponctuels tels que les blooms phytoplanctoniques ou les épisodes de turbidité.

L'un des premiers apports majeurs concerne le suivi de la biomasse phytoplanctonique. Les séries satellitaires montrent que les blooms les plus intenses dans l'étang de Berre se produisent fréquemment en fin d'été et en automne, c'est-à-dire en dehors ou en marge de la fenêtre classiquement mobilisée pour certaines évaluations réglementaires. Cette saisonnalité peut conduire à sous-estimer l'état trophique réel de la lagune lorsque l'analyse repose uniquement sur des mesures ponctuelles. Les indicateurs dérivés de S2_LAG mettent ainsi en évidence un état phytoplanctonique plus dégradé que celui suggéré par l'évaluation DCE in situ, notamment en raison de blooms récurrents non captés par les campagnes estivales ponctuelles. Ils révèlent également une forte hétérogénéité spatiale, avec des conditions généralement plus dégradées dans l'étang de Vaïne. La figure 3 illustre une application de l'indicateur DCE de l'état phytoplanctonique appliquée aux données satellitaires S2_LAG sur la période 2015 – 2025.

8.1.3 Autres projets

- Le Projet CABECOUC prend la suite du projet CONNECT-MED 2 (IFREMER). Le projet CABECOUC est une collaboration avec le Parc Marin de la Côte Bleue, le Parc National des Calanques et Ifremer. Il vise à étudier la connectivité d'espèces de poissons migrateurs (loup, daurade, ...) entre les lagunes et la mer. Ce projet est financé dans le cadre d'un FEAMPA (GALICA). Des agents des trois structures gestionnaires ont été formés au marquage et en

2024 et 2025. Plus de 100 poissons ont ainsi pu être marqués sur les trois territoires. Le réseau d'hydrophones, qui permet de détecter les passages des poissons marqués, a également été densifié sur l'aire d'étude. En 2026, les analyses de données vont débuter.

- Le projet de reconnexion hydraulique de l'étang de Bolmon est porté par le Gipreb en partenariat avec la Métropole Aix-Marseille et le Conservatoire du Littoral. Il vise à remettre en fonctionnement les bourdigues et fenêtres. Le flux d'eau à travers les bourdigues sera contrôlé pour limiter le sens de Berre vers Bolmon pour éviter une dégradation du secteur du Jaï. Les travaux ont eu lieu en février-mars 2026.

8.2 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 oligos 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.

À 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-chimiques, 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.

9 - CONCLUSION

9.1 Conclusion sur l'état du milieu en 2025

En 2025, les conditions météorologiques ont été marquées par le retour d'une pluviométrie importante avec 710 mm d'eau soit plus de 30% que la moyenne des 10 dernières années. L'année 2025 est aussi la première année complète du nouveau protocole de rejets EDF. Pour rappel, ce protocole fait suite à un accord de médiation pénale conclu avec le Gipreb sous l'égide du procureur du tribunal judiciaire de Marseille. Il prévoit une saisonnalité dans les rejets avec notamment un arrêt des rejets entre les mois d'avril et de septembre tout en maintenant des contraintes sur la salinité tout au long de l'année. **En 2025, les apports par la centrale hydroélectrique ont été de 893 hm³.** Ces apports ont été principalement réalisés entre janvier et mars et en fin d'année. De forts épisodes pluviaux vont aussi engendrer des crues des rivières, notamment au printemps et à l'automne. Malgré une pluviométrie plus importante, les apports par les rivières représentent 156 hm³ d'eau, et l'impluvium 110 hm³. **Les apports par la centrale hydroélectrique représentent donc 77 % des apports d'eau, 59% des apports en azote et 35% des apports en phosphore.**

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

- Une salinité qui va augmenter depuis le printemps et se maintenir élevée tout l'été puis diminuer avec la reprise des rejets à l'automne,
- Une stratification estivale quasi-nulle avec 28-30 en surface et 33 en profondeur,
- Une eutrophisation estivale contenue et notamment une transparence de l'eau satisfaisante qui se maintient à des valeurs supérieures à 3m. À partir de septembre, sous l'effet de la pluviométrie et de la reprise des rejets EDF, on va observer un bloom automnal avec des concentrations en chlorophylle *a* particulièrement élevées. Ce bloom est la conséquence, entre autres, des rejets solides qui vont apporter des matières particulaires (NH₄) et qui vont favoriser le développement du phytoplancton, et dans une moindre mesure du relargage de phosphore lors de ponctuels épisodes d'anoxie ou de remise en suspension de sédiment liés à des épisodes venteux.

- Des conditions d'oxygénation estivales en profondeur favorables et des anoxies limitées dans le temps et aux zones les plus profondes.

En 2025, on retrouve ainsi le même schéma de fonctionnement de l'écosystème que les trois dernières années avec un fonctionnement qui tend vers un état équilibré. Les conditions de salinités plus élevées, et l'amélioration de la transparence des eaux engendrent des changements dans les communautés de macrophytes. Si les espèces nitrophiles (Cladophores, Entéromorphes, Ulves) sont toujours présentes, les algues rouges comme les Gracilaires sont en abondance et des espèces à affinités marines sont signalées plus fréquemment et abondamment. La bonne transparence des eaux va aussi profiter aux zostères. En 2025, les herbiers de zostères recouvrent 75 ha, soit la plus forte valeur observée depuis leur quasi disparition (1,2 ha en 1990) mais aussi la plus forte croissance. Ce résultat est loin de l'objectif de 1 500 ha pour atteindre le bon état au titre de la DCE.

Pour la macrofaune benthique, la faible stratification a permis des conditions d'oxygénation favorables même dans les zones profondes. Des espèces vivantes toute l'année en profondeur ont été observées et les peuplements se diversifient lentement. Cependant, ce compartiment reste encore très pauvre et les rares améliorations observées sont insuffisantes. Ce compartiment reste très dégradé, et il faudra certainement du temps pour retrouver une diversité spécifique plus importante d'autant plus que les sources de recolonisation sont faibles. Au niveau du littoral, les peuplements de palourdes sont toujours abondants et la stabilité du stock témoigne de la bonne gestion par le Gipreb, les pêcheurs et les services de l'Etat. Les espèces introduites ou invasives semblent prospérer dans l'étang. On peut citer le crabe bleu, la moule *Arcuatula senhousia* ou *Rapana venosa* et des espèces de macrophytes, toujours présents en 2025 dans l'étang même si certaines abondances semblent fluctuer d'une année sur l'autre.

Ainsi, en 2025, comme depuis 2022, 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 à l'amélioration de certains compartiments de l'écosystème. Ces deux paramètres : faible apport printanier et estival, et faible stratification estivale, semblent être les clés pour limiter l'eutrophisation et ses effets, ainsi que les anoxies. Ainsi en 2025, les anoxies ont été quasiment absentes. Aucune anoxie estivale sur les fonds de 5 m et seulement ponctuellement à 9 m. La faible eutrophisation a aussi permis une bonne transparence des eaux au printemps et pendant tout l'été qui a favorisé la croissance des herbiers. Cette forte dynamique de croissance des herbiers est continue depuis 2021 et se poursuit pendant l'été.

Les herbiers participent également, à la hauteur des surfaces couvertes, à la baisse de l'eutrophisation et la bonne transparence des eaux en captant l'azote dès le début du printemps et en stabilisant les sédiments. C'est ce cercle vertueux qu'il faut réussir à atteindre et maintenir. Les différentes actions de restauration engagées, que ce soit sur les herbiers mais aussi sur la réduction des apports (travaux sur les réseaux, amélioration des stations d'épuration, désimperméabilisation) ou la réouverture à la courantologie du tunnel du Rove, permettront de maintenir et d'accélérer cette dynamique d'amélioration observée de l'écosystème du complexe lagunaire de l'étang de Berre.

9.2 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 75 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 2022-2025. Dans cette trajectoire écologique, la situation en 2025, comme celle des années depuis 2022 est caractérisée par :

- des niveaux de nutriment relativement faibles ;
- une forte progression des herbiers ;
- 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.

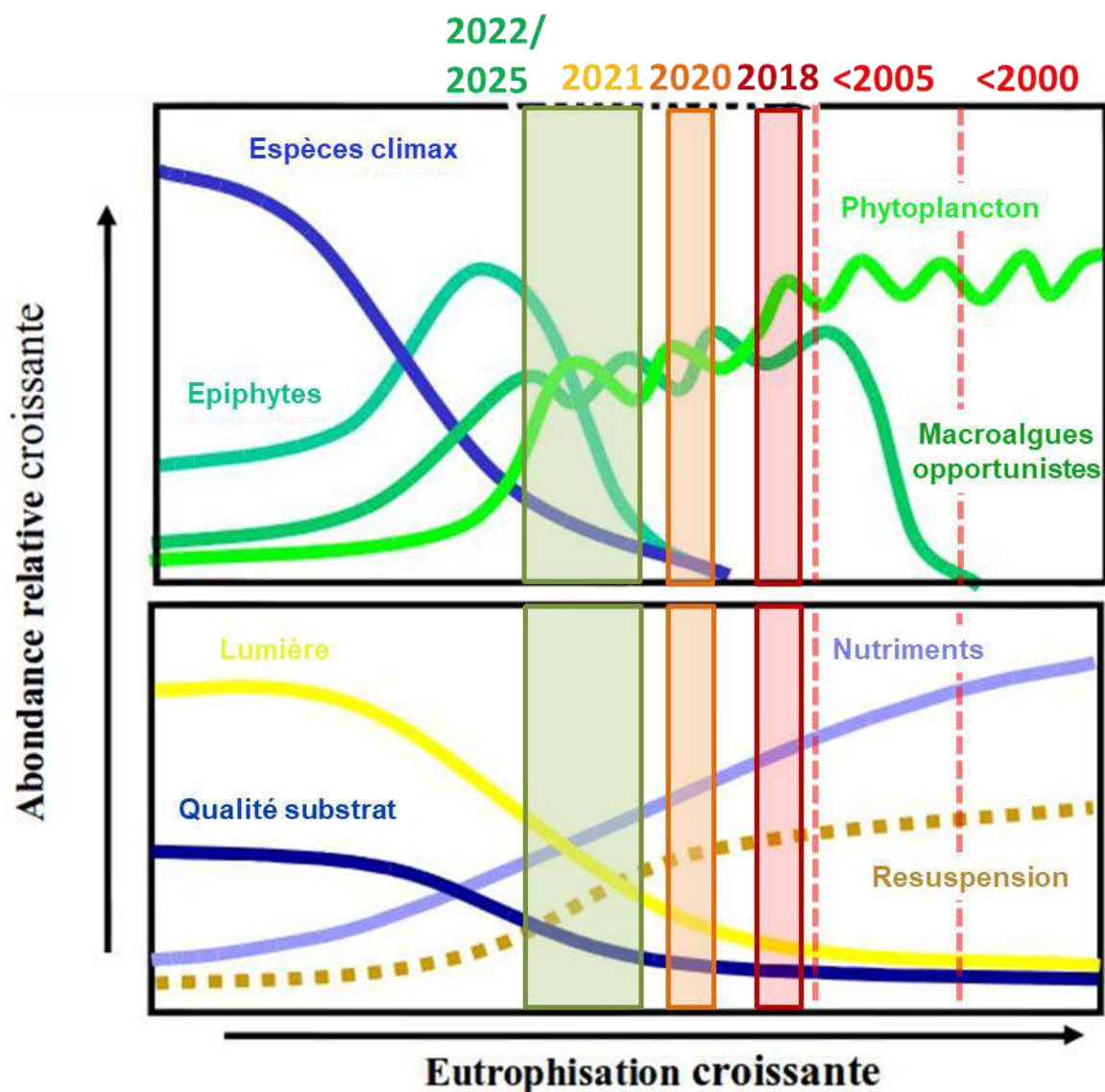


Figure 75 : Diagramme de Schramm (1999), modifié par T. Laugier : état de l'étang de Berre avant 2000, avant 2005 en 2018, 2020, 2021 et 2022/2025. « Espèces climax » correspondent à des espèces de référence comme les zostères, et « macroalgues opportunistes » correspondent à des algues du type ulves.

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 depuis 2022 en **2025, les niveaux d'eutrophisation de la colonne d'eau sont faibles, le compartiment macrophyte montre une dynamique de progression importante avec plus de 75 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 est complètement eutrophe et se situe tout à la droite de ce schéma (Figure 75). Il présente de fortes concentrations en phytoplancton et une absence de macrophytes/

BIBLIOGRAPHIE

- Albert, A., Mobley, C., Gordon, H., Brown, O., Evans, R., Brown, J., Smith, R., Baker, K., & Clark, D. (2003). An analytical model for subsurface irradiance and remote sensing reflectance in deep and shallow case-2 waters. *Optics Express*, Vol. 11, Issue 22, Pp. 2873-2890, 11(22), 2873–2890. <https://doi.org/10.1364/OE.11.002873>
- Arabi, B., Salama, M. S., van der Wal, D., Pitarch, J., & Verhoef, W. (2020). The impact of sea bottom effects on the retrieval of water constituent concentrations from MERIS and OLCI images in shallow tidal waters supported by radiative transfer modeling. *Remote Sensing of Environment*, 237, 111596. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2019.111596>
- Boutron O., Grillas P., Hilaire S., Fontès H., Luna-Laurent E. & Bec B. 2022. Campagne de surveillance 2021 de l'état DCE des lagunes méditerranéennes oligo- et mésohalines françaises pour la physico-chimie, le phytoplancton et les macrophytes Tour du Valat / Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, 73 pages.
- Gholizadeh, M., Melesse, A., & Reddi, L. (2016). A Comprehensive Review on Water Quality Parameters Estimation Using Remote Sensing Techniques. *Sensors*, 16(8), 1298. <https://doi.org/10.3390/s16081298>
- Gilerson, A. A., Gitelson, A. A., Zhou, J., Gurlin, D., Moses, W., Ioannou, I., Ahmed, S. A., Bailey, W., Franz, B. A., Harding, L. W., Feldman, G. C., McClain, C. R., Stumpf, R. P., Tyler, M. A., Le, C., Li, Y., Zha, Y., Sun, D., Huang, C., & Lu, H. (2010). Algorithms for remote estimation of chlorophyll-a in coastal and inland waters using red and near infrared bands. *Optics Express*, Vol. 18, Issue 23, Pp. 24109-24125, 18(23), 24109–24125. <https://doi.org/10.1364/OE.18.024109>
- Gohin, F. (2011). Annual cycles of chlorophyll-a, non-algal suspended particulate matter, and turbidity observed from space and in-situ in coastal waters. *Ocean Science*, 7(5), 705–732. <https://doi.org/10.5194/os-7-705-2011>
- Gouze E, Martin L., Gosse P., Raimbault P., Bernardara P. (2014) Qualité de l'eau de la Durance à St Chamas -Les apports en nutriments et en matières en suspension de la centrale hydroélectrique à l'étang de Berre. La Houille Blanche, n° 3, 2014, p. 64-76.
- Gouze E., Raimbault P., Garcia N., Bernard G., Picon P. (2008). Nutrient and suspended matter discharge by tributaries into the Berre Lagoon (France): The contribution of flood events to the matter budget. *C. R. Geoscience* 340.
- Han, B., Loisel, H., Vantrepotte, V., Mériaux, X., Bryère, P., Ouillon, S., Dessailly, D., Xing, Q., & Zhu, J. (2016). Development of a semi-analytical algorithm for the retrieval of suspended particulate matter from remote sensing over clear to very turbid waters. *Remote Sensing*, 8(3). <https://doi.org/10.3390/rs8030211>
- Herlory O., Briand J. M., Bouchoucha M., Derolez V., Munaron D., Cimiterra N., Tomasino C., Gonzalez J.-L., Giraud A., Boissery P. (2022) Directive Cadre sur l'Eau. Bassin Rhône Méditerranée Corse - Année 2021. RST.ODE/UL/LERPAC/22-11. 89pp.

- Huvé H., Kiener A. & Riouall R., 1973. Modifications de la flore et des populations ichthyologiques des étangs de Berre et de Vaïne (Bouches-du-Rhône) en fonction des conditions hydrologiques créées par le déversement de la Durance. *Bull. Mus. Hist. nat. Marseille; Fr.*, 33 : 123-134 + Tab. I-III non num
- Ifremer (2025) Plantec Oriane, Grouhel Anne, Munaron Dominique, Ouisse Vincent, Gerigny Olivia, Bruzac Sandrine, Duval Mathilde (2025). Contamination Chimique des sédiments des lagunes méditerranéennes françaises. Bilan de la campagne ROCCHSED 2023. Ref. R.RBE/CCEM/ROCCH 24-001. Ifremer. <https://doi.org/10.13155/105062>.
- Le Fur I. (2018) Rôle des macrophytes dans la restauration des milieux lagunaires : successions écologiques. Thèse de doctorat de l'Université de Montpellier. 224 pp.
- Lee, Z., Carder, K. L., Mobley, C. D., Steward, R. G., & Patch, J. S. (1998). Hyperspectral remote sensing for shallow waters. I. A semianalytical model. *Applied Optics*, Vol. 37, Issue 27, Pp. 6329-6338, 37(27), 6329–6338. <https://doi.org/10.1364/AO.37.006329>
- Lee, Z., Carder, K. L., Mobley, C. D., Steward, R. G., & Patch, J. S. (1999). Hyperspectral remote sensing for shallow waters: 2. Deriving bottom depths and water properties by optimization. *Applied Optics*, 38(18), 3831–3843.
- Loisel, H., Vantrepotte, V., Jamet, C., & Ngoc Dat, D. (2013). Challenges and New Advances in Ocean Color Remote Sensing of Coastal Waters. In *Topics in Oceanography* (pp. 89–132).
- Louis, J., Debaecker, V., Pflug, B., Main-Knorn, M., Bieniarz, J., Mueller-Wilm, U., Cadau, E., & Gascon, F. (2016). SENTINEL-2 SEN2COR: L2A PROCESSOR FOR USERS. *ESA Living Planet Symposium*, 1–8.
- Mahé, M., Mayot, N. and Grisel, R. 2020a. Evaluation de l'état du peuplement de palourdes dans l'étang de Berre. Campagne 2019 – avec l'environnement. Version 2.0 (novembre 2020) - GIPREB.
- Mahé, M., Mayot, N. and Grisel, R. 2020b. Evaluation de l'état du peuplement de palourdes dans l'étang de Berre. Campagne intermédiaire 2019 – 2020. Version 1.0 (décembre 2020) - GIPREB.
- Martin, S., Bryère, P., Gernez, P., Renosh, P. R., & Doxaran, D. (2025). Towards Reliable High-Resolution Satellite Products for the Monitoring of Chlorophyll-a and Suspended Particulate Matter in Optically Shallow Coastal Lagoons. *Remote Sensing*, 17(20), 3430.
- Mayot N., Gouze E., Malet N. (2011). Bilan des apports à l'étang de Berre et état des lieux de l'eutrophisation. Actes du colloques lagun'R, Gipreb publ. Pp 128-141.
- Mishra, S., & Mishra, D. R. (2012). Normalized difference chlorophyll index: A novel model for remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters. *Remote Sensing of Environment*, 117, 394–406. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2011.10.016>
- Moses, W. J., Gitelson, A. A., Berdnikov, S., & Povazhnyy, V. (2009). Estimation of chlorophyll-a concentration in case II waters using MODIS and MERIS data—successes and challenges. *Environmental Research Letters*, 4(4), 045005. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/4/4/045005>
- Moses, W. J., Sterckx, S., Montes, M. J., De Keukelaere, L., & Knaeps, E. (2017). Atmospheric Correction for Inland Waters. In *Bio-optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters* (pp. 69–100). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804644-9.00003-3>

- Müller-Wilm, U., Louis, J., Richter, R., Gascon, F., & Niezette, M. (2013, September 9). SENTINEL-2 LEVEL 2A PROTOTYPE PROCESSOR: ARCHITECTURE, ALGORITHMS AND FIRST RESULTS. *ESA Living Planet Symposium*. <https://www.libradtran.org>
- Nechad, B., Ruddick, K. G., & Park, Y. (2010). Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters. *Remote Sensing of Environment*, 114(4), 854–866. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2009.11.022>
- Novoa, S., Doxaran, D., Ody, A., Vanhellemont, Q., Lafon, V., Lubac, B., Gernez, P., Zhang, Y., Giardino, C., Li, L., Li, X., & Thenkabail, P. S. (2017). Atmospheric Corrections and Multi-Conditional Algorithm for Multi-Sensor Remote Sensing of Suspended Particulate Matter in Low-to-High Turbidity Levels Coastal Waters. *Remote Sensing 2017*, Vol. 9, Page 61, 9(1), 61. <https://doi.org/10.3390/RS9010061>
- O'Reilly, J. E., & Werdell, P. J. (2019). Chlorophyll algorithms for ocean color sensors - OC4, OC5 & OC6. *Remote Sensing of Environment*, 229, 32–47. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.04.021>
- Ogashawara, I., Mishra, D. R., & Gitelson, A. A. (2017). Remote Sensing of Inland Waters: Background and Current State-of-the-Art. *Bio-Optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters*, 1–24. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804644-9.00001-X>
- Ondrusek, M., Stengel, E., Kinkade, C. S., Vogel, R. L., Keegstra, P., Hunter, C., & Kim, C. (2012). The development of a new optical total suspended matter algorithm for the Chesapeake Bay. *Remote Sensing of Environment*, 119, 243–254. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2011.12.018>
- Papathanasopoulou, E., Simis, S., Alikas, K., Ansper, A., Anttila, J., Barillé, A., Barillé, L., Brando, V., Bresciani, M., Bučas, M., Gernez, P., Giardino, C., Harin, N., Hommersom, A., Kangro, K., Kauppila, P., Koponen, S., Laanen, M., Neil, C., ... Zoffoli, M. (2019). *Satellite-assisted monitoring of water quality to support the implementation of the Water Framework Directive*. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.3463051>
- 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.
- Ruddick, K. G., De Cauwer, V., Park, Y. J., & Moore, G. (2006). Seaborne measurements of near infrared water-leaving reflectance: The similarity spectrum for turbid waters. *Limnology and Oceanography*, 51(2), 1167–1179. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.2.1167>
- Ruddick, K., De Cauwer, V., & Van Mol, B. (2005). Use of the near infrared similarity reflectance spectrum for the quality control of remote sensing data. *Remote Sensing of the Coastal Oceanic Environment*, 5885, 588501. <https://doi.org/10.1117/12.615152>
- Schohn T., Astruch P., 2025. 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 2025. Contrat GIS Posidonie/GIPREB. GIS Posidonie publ., Marseille, Fr., 69 p + annexes.
- Schramm, W., 1999. Factors influencing seaweed responses to eutrophication: some results from EU-project EUMAC. *Journal of applied Phycology* 11: 69–78
- Siswanto, E., Tang, J., Yamaguchi, H., Ahn, Y. H., Ishizaka, J., Yoo, S., Kim, S. W., Kiyomoto, Y., Yamada, K., Chiang, C., & Kawamura, H. (2011). Empirical ocean-color algorithms to retrieve chlorophyll-a, total suspended matter, and colored dissolved organic matter absorption coefficient in the Yellow and East China Seas. *Journal of Oceanography*, 67(5), 627–650. <https://doi.org/10.1007/s10872-011-0062-z>

- Sterckx, S., Knaeps, E., & Ruddick, K. (2011). Detection and correction of adjacency effects in hyperspectral airborne data of coastal and inland waters: the use of the near infrared similarity spectrum. *International Journal of Remote Sensing*, 32(21), 6479–6505. <https://doi.org/10.1080/01431161.2010.512930>
- Sterckx, S., Knaeps, S., Kratzer, S., & Ruddick, K. (2015). SIMilarity Environment Correction (SIMEC) applied to MERIS data over inland and coastal waters. *Remote Sensing of Environment*, 157, 96–110. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2014.06.017>
- Vanhellemont, Q., & Ruddick, K. (2016). ACOLITE FOR SENTINEL-2: AQUATIC APPLICATIONS OF MSI IMAGERY. In *ESA Special Publication SP*. <https://odnature.naturalsciences.be/remsem/acolite->
- Vanhellemont, Q., & Ruddick, K. (2018). Atmospheric correction of metre-scale optical satellite data for inland and coastal water applications. *Remote Sensing of Environment*, 216, 586–597. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2018.07.015>
- Vanhellemont, Q., & Ruddick, K. (2021). Atmospheric correction of Sentinel-3/OLCI data for mapping of suspended particulate matter and chlorophyll-a concentration in Belgian turbid coastal waters. *Remote Sensing of Environment*, 256, 112284. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2021.112284>
- Verlaque M. 2001. Checklist of the macroalgae of Thau Lagoon (Hérault, France): a hot spot of marine species introduction in Europe. *Oceanologica Acta* 24: 29–49.

Observatoire du milieu 2025

Nos Partenaires :

