



Diagnostic environnemental étang de l'Estomac (partie nord)

-ESTOMAC-

2023



Julien Dron
julien.dron@institut-ecocitoyen.fr
04 90 55 49 97 / 07 61 87 00 25

Annabelle Austruy
annabelle.austruy@institut-ecocitoyen.fr
04 90 55 49 99 / 06 99 13 00 50

Le présent rapport est publié sous licence CC-BY-ND



Les données, les interprétations et les images présentes dans ce rapport sont la propriété de l'Institut Écociroyen pour la Connaissance des Pollutions et de ses partenaires, l'association Eau-Vie-Environnement (EVE) et la ville de Fos-sur-Mer, libres d'accès et d'utilisation à condition de citer les références du rapport et d'indiquer la source des données, photos, et graphiques ("Institut Écociroyen pour la Connaissance des Pollutions - Fos sur Mer").

Il ne sera pas apporté de modifications à la version originale du rapport à des fins de diffusion. L'Institut Écociroyen pour la Connaissance des Pollutions ne pourra être tenu responsable de toute interprétation réalisée par un tiers et qui n'est pas explicitement détaillée dans ce rapport.

Pour citer ce rapport :

Julien Dron, Annabelle Austruy. Diagnostic environnemental de l'étang de l'Estomac (partie nord) - Rapport final. Institut Écociroyen pour la Connaissance des Pollutions, 2023.

Remerciements

L'Institut tient à remercier Thierry Mosca, Frank Bardem, Serge Fournier et André Blasco de l'Association EVE pour leur confiance, les nombreux échanges et partages de connaissances ainsi que leur implication dans cette étude.

Tous nos remerciements également à l'école de voile de la ville de Fos et à ses animateurs (Raphaël Atthar, Sébastien Aubert, Damien Duclos, Nicole Ferrari, Frédéric Gallion et Thierry Xiberras) pour avoir toujours répondu à nos besoins de navigation et pour les nombreux échanges et partages de connaissances autour de l'étang de l'Estomac.

Enfin, nous remercions Delphine Thibault, Maître de Conférence au Laboratoire du MIO (Aix-Marseille Université) pour ses conseils et accompagnements dans les suivis de populations de *Mnemiopsis leidyi*.

Ces travaux ont été réalisés grâce au soutien et à l'implication de la ville de Fos-sur-Mer.

Association « Eau & Vie pour l'Environnement »



Table des matières

1 Contexte	9
2 Description des méthodes et du matériel	13
2.1 Suivi hydrologique mensuel.....	13
2.2 Campagnes bateau, mesures chimiques et suivi de <i>Mnemiopsis leidy</i>	14
3 Résultats	17
3.1 Sédiments.....	17
3.1.a Nutriments (phosphates, azote, matière organique).....	17
3.1.b Contamination chimique.....	18
3.2 Masse d'eau.....	20
3.2.a Hydrologie de l'étang de l'Estomac.....	20
3.2.b Transparence, écume et eutrophisation.....	22
3.2.c Nutriments et contaminants chimiques.....	23
3.2.d Bactériologie.....	24
3.3 <i>Mnemiopsis leidy</i>	25
3.3.a Suivi de la population de <i>Mnemiopsis leidy</i>	25
3.3.b Paramètres environnementaux influençant la population de <i>Mnemiopsis leidy</i>	28
4 Conclusions	30
4.1 Transparence, couleur et écume (eutrophisation).....	30
4.2 Contamination chimique.....	30
4.3 Salinité et hydrologie.....	30
4.4 Bactériologie.....	30
4.5 <i>Mnemiopsis leidy</i>	31
5 Propositions	32
5.1 Transparence, couleur et écume (eutrophisation).....	32
5.2 Contamination chimique.....	32
5.3 Salinité et hydrologie.....	32
5.4 Bactériologie.....	32
5.5 <i>Mnemiopsis leidy</i>	33
6 Références	34
Annexe A : Emplacements des sites de prélèvements de sédiments et ensemble des résultats de mesures dans les sédiments de la partie nord de l'étang de l'Estomac.....	36
Annexe B : Ensemble des résultats de mesures physico-chimiques dans l'eau de la partie nord de l'étang de l'Estomac lors des 8 campagnes.....	39
Annexe C : Ensemble des résultats de mesures de la population de <i>Mnemiopsis leidy</i> effectués lors des 8 campagnes de prélèvements.....	42

1 Contexte

L'étang de l'Estomac est une masse d'eau saumâtre divisée en deux par une digue orientée est-ouest. Sa partie nord couvre environ 70 Ha et est reliée par le canalet (environ 2 400 m de longueur) au canal de Fos à Bouc. Ce dernier relie la darse 1 des bassins ouest du GPMM au canal de Caronte (tous les deux à environ 5-6 km du point d'entrée du canalet). Ces derniers sont eux-mêmes influencés par les apports d'eaux douces du canal du Rhône à Fos (darse 1) et d'eaux saumâtres de l'étang de Berre (Caronte).

L'étang de l'Estomac est un lieu privilégié et emblématique pour les fosséens, offrant le spectacle d'un vaste espace naturel dans la ville et muni de parcours de promenades, de parcs de jeux, d'observatoires ornithologiques (...) très appréciés par les habitants.

L'Institut Écocitoyen a été alerté en janvier 2021 par l'association EVE (Eau & Vie pour l'Environnement), de l'état écologique dégradé de la partie nord de l'étang de l'Estomac. Ses inquiétudes portaient notamment sur :

- La perte de la transparence de l'eau depuis 2018 ou 2019, réduite à quelques centimètres, et accompagnée d'une couleur de l'eau vert-marron (Illustration 1).
- La présence accentuée d'écume sur les rives, notamment par vents forts (Illustration 2).
- La présence avérée d'une espèce invasive (*Mnemiopsis leidy*, Illustration 3) connue comme pouvant entraîner de forts impacts sur l'équilibre biologique de l'étang, comme l'accélération de la perte de biodiversité.

La partie sud de l'étang de l'Estomac n'est pas concernée par ces observations. Ces constats posent des questionnements sur l'état écologique de la partie nord de l'étang de l'Estomac et les causes et origines de sa dégradation. Il semble que les fortes chaleurs survenues consécutivement lors des étés 2018 et 2019 aient probablement provoqué une eutrophisation de l'étang conduisant à la perte de transparence et au changement de couleur de l'eau. Cependant, caractériser le niveau d'eutrophisation, la capacité de régénération de l'étang, ou encore l'implication d'éventuels polluants chimiques, nécessite un diagnostic écologique approfondi, proposé par l'Institut Écocitoyen.

Il en est de même de la présence de *Mnemiopsis leidy*, pour laquelle un suivi de population permettra d'évaluer le niveau d'établissement de cette population. Cette espèce appartient au zooplancton gélatineux, composée de 85 à 98 % d'eau. Elle est originaire de la côte est du continent américain, et a été introduite en mer Noire au début des années 80 par des eaux de ballast. Les premières observations dans l'étang de Berre réalisées par des pêcheurs remontent aux années 2000, avec un premier suivi scientifique mis en place en 2005 (Marchessaux, 2019). C'est un organisme hermaphrodite capable d'autofécondation avec un cycle de vie court (14 jours pour arriver à l'état adulte en milieu tempéré, Illustration 4) et une durée de vie de plusieurs mois. Ces organismes peuvent se reproduire tous les 10 à 20 jours à partir du stade transitoire en libérant 100 à 10 000 œufs. Ils sont adaptés à de fortes variations de températures (1 à 32 °C) et de salinité (2 à 38 psu) et peuvent survivre dans des zones peu oxygénées favorisant leur installation dans les lagunes de Méditerranée occidentale. Enfin, ce sont des prédateurs carnivores opportunistes pouvant ingérer jusqu'à 10 fois leur poids humide et capables d'autodigestion en condition défavorable. L'ensemble de ces caractères font de *Mnemiopsis leidy* une espèce invasive, classée parmi les 100 espèces marines les plus invasives au monde.



Illustration 1. Vues aériennes de l'étang de l'Estomac entre 2017 et 2020. Les images de gauche (mai 2017 et mars 2018) traduisent une bonne transparence de la partie nord (fond visible partout), plus sombre que la partie sud en raison de sa plus grande profondeur. Les images de droite (septembre 2019 et mars 2020) témoignent du changement de couleur et de la perte de transparence



Illustration 2. Exemple des projections d'écumes autour de la partie nord de l'étang de l'Estomac en janvier 2020, sur plusieurs mètres à l'intérieur du rivage.



Illustration 3. Photo de *Mnemiopsis leidyi* prélevées le 13/06/23 dans l'étang de l'estomac et disposées dans une boîte de pétri pour la détermination de la taille de l'axe OA

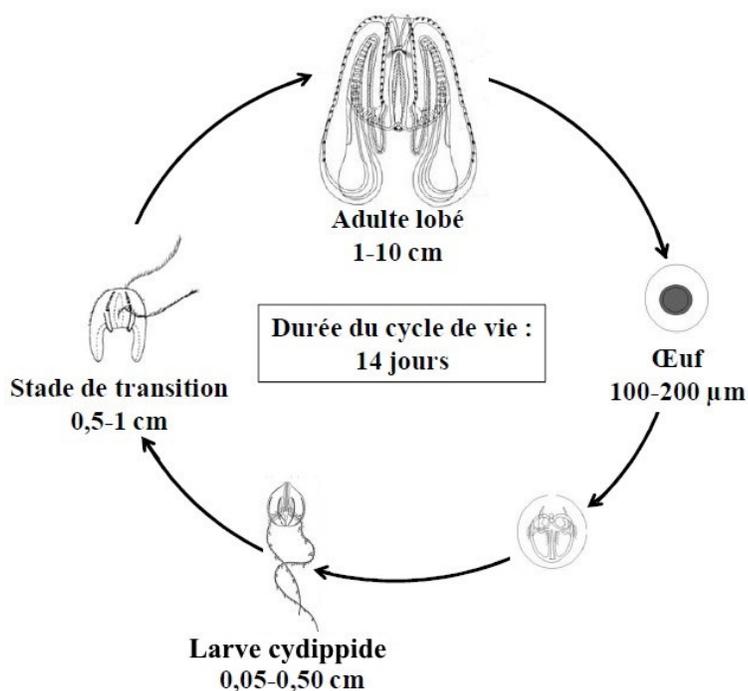


Illustration 4. Cycle de vie de *Mnemiopsis leidyi* (Marchessaux, 2019)

L'ensemble des propositions réunies dans le diagnostic écologique de l'étang de l'Estomac par l'Institut Écociroyen vise à constituer une base de connaissances essentielles à l'élaboration d'une stratégie de restauration puis de maintien de l'état écologique de cet étang.

Suivant les conclusions de ce diagnostic, des pistes de réflexion seront proposées sur les possibilités d'actions futures qui pourraient être menées afin de conserver un bon état écologique et de limiter les désagréments liés à la transparence, l'écume et la présence de *Mnemiopsis leidyi*.

2 Description des méthodes et du matériel

La proposition de diagnostic de l'étang de l'Estomac réalisée par l'Institut Écocitoyen repose sur deux fréquences de suivi mises en place en parallèle. La première, mensuelle, consiste à suivre les paramètres hydrologiques de l'étang de l'Estomac (parties nord et sud), du canalet, et du canal de ceinture qui permet une légère décharge de la partie nord vers les salins. La seconde, réalisée sur un rythme saisonnier (8 campagnes en 18 mois), porte sur l'analyse de prélèvements d'eau (analyses chimiques et bactériologiques), et de sédiments (analyses chimiques), ainsi que sur la collecte et le suivi de la population de *Mnemiopsis leidyi*.

2.1 Suivi hydrologique mensuel

Le suivi mensuel des paramètres hydrologiques a pour but de connaître avec précision les variations saisonnières de l'étang (notamment salinité, température, pH). Ce sont des paramètres indispensables pour interpréter par ailleurs d'autres grandeurs plus en lien avec la problématique.

Il est réalisé au moyen de la sonde multiparamètres OTT Hydrolab MS-5 de l'Institut Écocitoyen qui dispose de 6 capteurs (pression/profondeur, conductivité/salinité, température, pH, oxygène dissous et chlorophylle-a).

D'autre part, l'eutrophisation d'une masse d'eau est liée à la prolifération de phytoplancton (microalgues) qui peuvent être mesurées de façon globale par la teneur en chlorophylle-a, et a des conséquences directes sur sa teneur en oxygène dissous. Le suivi de ces grandeurs permettront donc d'évaluer le niveau d'eutrophisation de l'étang. Mesurés sur le long terme, ils pourraient être utilisés pour anticiper, si possible, une aggravation de l'eutrophisation ou au contraire un retour au bon état écologique de l'étang.

Ce suivi a été initialement opéré en 8 points (Illustration 5). Il a été déclenché dès les premières visites de terrain, en janvier 2021, et poursuivi jusqu'en décembre 2022. En raison du manque de circulation régulière et de la faible profondeur, les mesures effectuées dans le canal de ceinture ont rapidement révélé des résultats souvent incohérents et impossibles à interpréter. Après quelques mois, le suivi a ainsi été ramené à 6 points de contrôle, dont 3 sur la partie nord (ponton nord, ponton sud et digue nord), 1 sur la partie sud (digue sud), et 2 dans le canalet (pont en bois au nord, et à proximité des arènes au sud).

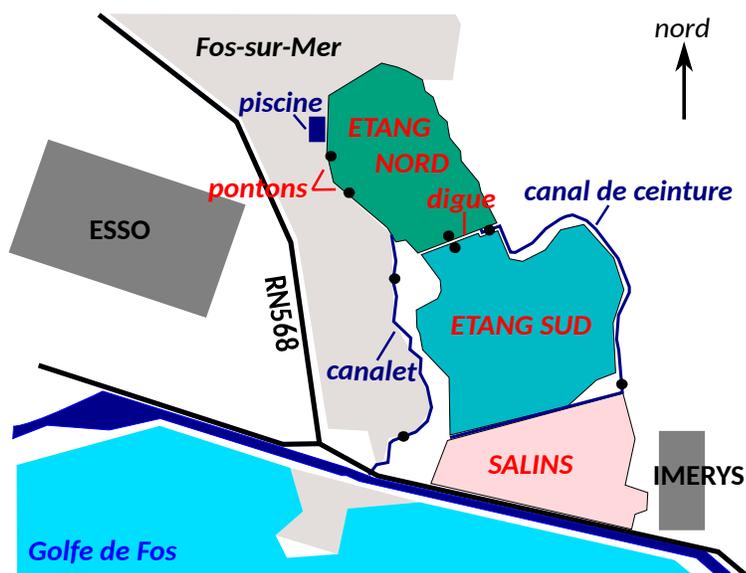


Illustration 5. Répartition des points du suivi hydrologique mensuel (points noirs). Les mesures dans le canal de ceinture se révélant rapidement incohérentes (faible profondeur, pas de circulation d'eau) ont été abandonnées après quelques mois.

2.2 Campagnes bateau, mesures chimiques et suivi de *Mnemiopsis leidyi*

Des campagnes plus complètes ont été réalisées sur la partie nord de l'étang de l'Estomac. Elles avaient pour objectif d'évaluer la quantité de nutriments présents dans l'eau et les sédiments (phosphate, azote, carbone organique, demandes chimique et biologique en oxygène...) pouvant expliquer le niveau d'eutrophisation observé par les mesures hydrologiques mensuelles. Elles ont aussi porté sur des mesures pouvant potentiellement aggraver le diagnostic, hydrocarbures et métaux pour vérifier une éventuelle contamination chimique, et bactériologie pouvant refléter des rejets d'eaux usées inappropriés.

En parallèle, des collectes de *Mnemiopsis leidyi* ont été conduites sur 4 traits de filet orientés est-ouest pour couvrir l'ensemble de la partie nord de l'étang de l'Estomac et accompagnées de mesures hydrologiques. Ces campagnes ont été réalisées à 8 reprises, grâce aux moyens de navigation de l'école de voile de la ville de Fos (mise à disposition d'embarcations semi-rigides + pilotes), en 2021 (mai et juillet), puis en 2022 (février, avril, juin, juillet, septembre et octobre).

Les prélèvements de sédiments ont été réalisés au cours des campagnes de juillet 2021 (2 points), février 2022 (3 points), juin 2022 (1 point) et septembre 2022 (5 points). Ils ont été effectués à l'aide d'une benne Van Veen (2 litres, 250 cm²). On estime d'après la surface et le volume que pour 2 L de sédiment prélevés, cela correspond à environ 8 cm de sédiment creusés. Comme le volume maximal de 2 L est rarement atteint, on considère que le sédiment est creusé sur environ 5 cm en moyenne dans un sédiment meuble. À chaque prélèvement, 3 bennes de sédiments (prof. 0-5 cm) sont recueillies et homogénéisées dans un bac, parmi lesquels 500 g sont placés dans le flacon fourni, et acheminés sous 48 h vers le laboratoire départemental d'analyses « La Drôme Laboratoires » à Valence. Les analyses chimiques des sédiments ont été limitées au phosphate interstitiel (orthophosphates), marqueur des niveaux de nutriments stockés dans les sédiments et biodisponibles à l'instant du prélèvement. De plus, un échantillon a profité d'une analyse complète (phosphore total, azote, carbone organique, métaux, hydrocarbures) lors de la campagne de septembre 2022. « La Drôme Laboratoires » est certifié COFRAC pour l'ensemble des analyses réalisées dans les sédiments. Tous les paramètres et les résultats pour les sédiments sont fournis en Annexe A.

Les prélèvements d'eaux, initialement prévus sur 2 points de l'étang ont été réduits à 1 point en fin d'étude, car les résultats des 2 points étaient systématiquement très similaires. Cela a permis de privilégier un plus grand nombre de campagnes. Les prélèvements ont tous été réalisés en surface (subsurface 0-5 cm), directement avec le flaconnage fourni par le laboratoire d'analyses chimiques. Dès qu'ils avaient été accomplis, les prélèvements d'eau destinés aux mesures chimiques et bactériologiques étaient acheminés sous 48 h comme les sédiments à « La Drôme Laboratoires », certifié COFRAC pour ces analyses. L'ensemble des paramètres et des résultats dans l'eau est fourni en Annexe B.

La quantité d'organismes *Mnemiopsis leidyi* présents a été mesurée par des prélèvements à l'aide d'un filet à plancton dérivant. La profondeur maximale de l'étang étant de moins de 3 m, ces prélèvements ont été effectués à l'aide de trait de filet horizontaux (40 cm de diamètre d'ouverture - 1,5 m de long - 280 µm de maille) équipé d'un flacon collecteur de 1,8 L. Ils ont été réalisés à une vitesse d'environ 1,5 nœuds sur environ 300 m le long de 4 transects d'orientation est-ouest, répartis sur l'étang. Le volume échantillonné (m³) par filet était calculé à partir de la distance parcourue (point GPS au départ et à l'arrivée) et de la surface d'ouverture du

filet. A bord, le contenu du collecteur du filet était immédiatement tamisé à 1 mm, rincé (eau de l'étang) et introduit dans un flacon en PEHD de 1 L conservé dans une glacière.

Au laboratoire, les individus collectés ont ensuite été comptés puis transférés dans une éprouvette graduée de 500 mL contenant 50 ml d'eau de la lagune, le volume déplacé (mL) rapporté au nombre d'individus permet de calculer le biovolume individuel moyen. Entre 30 et 50 individus de *Mnemiopsis leidyi* collectés par trait ont ensuite été photographiés, pesés et mesurés pour évaluer l'état de la population présente dans l'étang et son abondance (ind/m³). Le logiciel Image J a été utilisé pour mesurer précisément la longueur de l'axe oral-aboral. L'ensemble des paramètres mesurés sur la population de *Mnemiopsis leidyi* est fourni en Annexe C.

3 Résultats

3.1 Sédiments

3.1.a Nutriments (phosphates, azote, matière organique)

Les phosphates dits « interstitiels » sont principalement constitués d'orthophosphates, et constituent une source majeure de nutriments pour le phytoplancton (microalgues). Ils se trouvent dans la fraction aqueuse du sédiment, aux interstices entre les particules solides. Leur concentration dépend des apports extérieurs de phosphates dans l'étang et du relargage depuis le phosphore du sédiment solide, gouverné par des processus biologiques (activité microbienne principalement) et physico-chimiques (Hasnaoui et al., 2001). Le relargage est favorisé par l'augmentation de la température et leur concentration peut donc être soumise à des variations saisonnières importantes en particulier dans les lagunes méditerranéennes (de Vicente et al., 2003). D'autres facteurs peuvent intervenir, notamment une diminution de la teneur de l'eau en nitrates (autre nutriment majeur) ou en oxygène dissous, favoriseront aussi le relargage des phosphates.

Les phosphates interstitiels ont d'abord été mesurés à plusieurs reprises sur les sites « nord » (juillet 2021 et février 2022) et « sud » (juillet 2021, février 2022 et juin 2022) et en février 2022 sur le site « ponton » (en bleu et en italique dans l'illustration 6). Les concentrations sur le site « nord » étaient plus importantes en juillet 2021 (0,16 mgP/L) qu'en février 2022 (0,05 mgP/L), de même les phosphates interstitiels n'ont été détectés qu'en juillet 2022 (0,08 mgP/L), la limite de détection étant de 0,005 mgP/L.

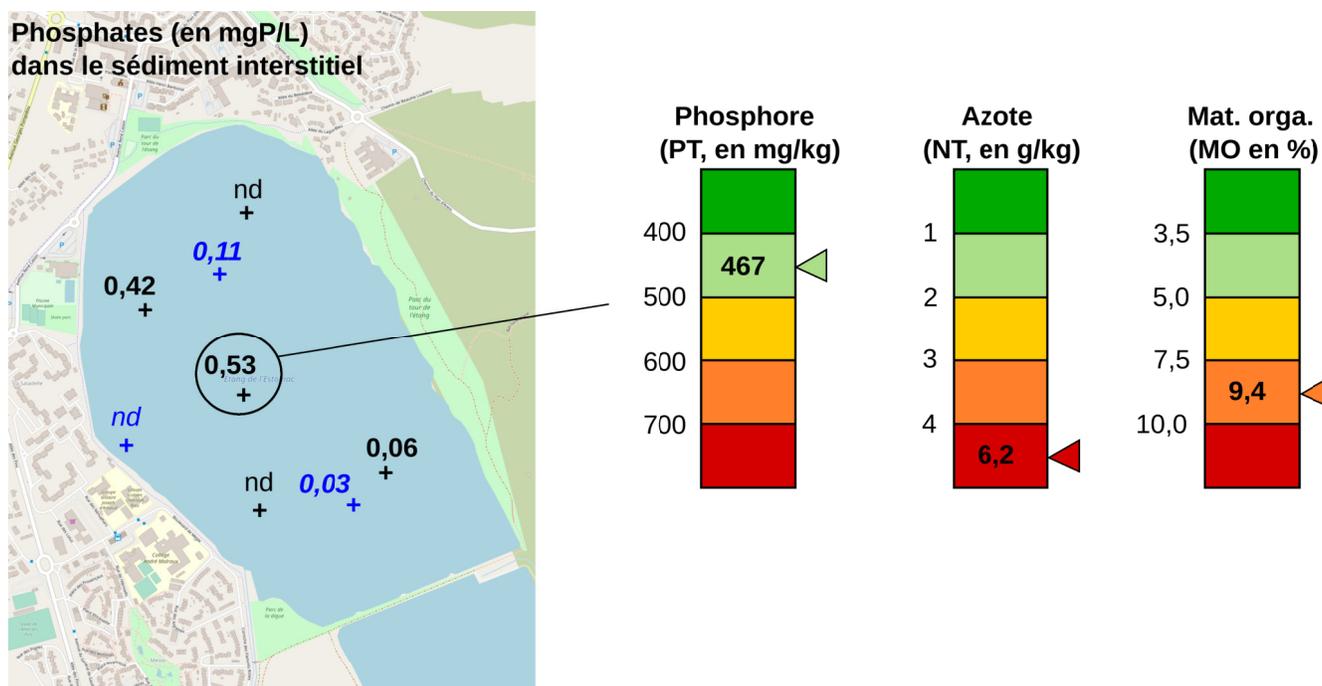


Illustration 6. Niveaux de nutriments dans les sédiments. A gauche, les phosphates interstitiels (en noir campagne de 09/2022, en bleu moyennes de 2 ou 3 campagnes), à droite les concentrations en phosphore total (PT), azote total (NT) et matière organique (MO) dans le sédiment du point central (09/2022) selon les seuils DCE (Barré et al., 2018).

Les valeurs plus élevées en juillet indiquent que la saison a bien une incidence sur les teneurs en phosphates interstitiels dans l'étang avec des valeurs plus élevées en été. D'autre part, ces premières mesures semblent indiquer des teneurs en phosphates plus élevées au nord.

Dans un deuxième temps, les phosphates interstitiels ont été analysés dans les sédiments prélevés sur 5 sites en septembre 2022 (en noir dans l'illustration 6), afin de préciser l'aspect spatial de leur distribution dans l'étang. Les résultats obtenus sont très cohérents avec les observations précédentes, avec des **teneurs plus élevées dans les sites nord-ouest et central**. Cela pourrait indiquer que les phosphates ont pour origine des rejets du réseau pluvial dans l'étang, avec plusieurs buses dans cette zone, notamment celle qui provient de la petite zone de marais qui longe l'Avenue R. Cassin face au stade nautique, mais cela reste à préciser.

Enfin, on peut noter que l'absence de phosphates sur le site « ponton » peut être liée à la nature spécifique du sédiment à ce site (principalement du sable grossier et du débris de coquillage) comparé aux autres (vases plus fines). Ce résultat n'est donc pas nécessairement représentatif de ce qui pourrait être trouvé dans du sédiment plus fin à proximité. Il a aussi été obtenu sur un prélèvement hivernal (février 2022), période moins favorable au relargage des phosphates depuis le sédiment dans la phase interstitielle.

Le site central, où le niveau le plus élevé de phosphates interstitiels a été retrouvé, a également fait l'objet d'analyses du sédiment solide, en phosphore total (PT), en matières organiques (MO), et en azote total (NT) dont différentes formes (nitrates, nitrites, ammoniacal). Les résultats, indiqués dans l'illustration 6 dans la grille d'évaluation DCE (Lepareur et al., 2018), montrent des **teneurs particulièrement élevées en azote et en matière organique, mais plus limitées en phosphore**. On peut également noter qu'elles sont comparables à celles relevées dans les sols de la colline de Mourre Poussiou, qui surplombe l'étang à l'est (Illustration 7). Quoiqu'il en soit, ces concentrations en nutriments dans le sédiment confèrent à l'étang une forte vulnérabilité vis à vis de l'eutrophisation, comme on a pu l'observer jusqu'au début de l'année 2022 avant un retour à une bonne transparence de l'eau. Ce stock important de nutriments dans la partie nord de l'étang de l'Estomac amplifie le risque de déséquilibre et de basculement dans un moins bon état d'eutrophisation et ses conséquences potentielles (transparence, couleur, écume, perte de biodiversité...) et le rend donc particulièrement sensible aux phénomènes extrêmes tels que les fortes chaleurs (2018 et 2019 par exemple) et aux apports anthropiques (rejets pluviaux, eaux usées...), à l'instar de l'étang de La Palme en 2013 (Ifremer, 2014). Cette menace incite donc à recommander une surveillance accrue de l'évolution des teneurs en nutriments dans les sédiments de l'étang, ainsi qu'une cartographie plus fine et d'une vérification des points de rejets pouvant en être à l'origine.

3.1.b Contamination chimique

Les contaminants chimiques (éléments métalliques et hydrocarbures) ont fait l'objet d'une analyse dans les sédiments du site central de la partie nord de l'étang de l'Estomac en septembre 2022. L'objectif était de vérifier si une éventuelle contamination chimique des sédiments pouvait constituer un facteur aggravant à l'état écologique de l'étang.

La teneur en hydrocarbures totaux (HCT) était de 139 µg/kg poids sec de sédiment, provenant principalement d'hydrocarbures issus d'huiles minérales (contribution à 79 µg/kg poids sec). Les huiles minérales sont considérées comme la fraction C15-C40 des alcanes (hydrocarbures saturés comprenant 15 à 40 atomes de

carbone), provenant d'huiles préparées à partir de pétrole (ou de charbon), et que l'on retrouve dans de nombreuses applications (lubrifiants mécaniques, moteurs, installations électriques, et même cosmétiques).

Les concentrations mesurées ici restent très limitées, proches de la limite de détection (50 µg/kg poids sec) et très largement inférieures au seuil de réutilisation en sous-couche routière (500 000 µg/kg poids sec, SETRA, 2011), en l'absence de seuil adapté à la qualité écologique du sédiment pour les hydrocarbures totaux. La concentration relevée ici est supérieure à celle mesurée lors de l'étude AIGRETTE en 2008 (Salquèbre et al., 2009), < 20µg/kg poids sec. Cependant, cet écart peut être lié aux différences dans les méthodes de prélèvement, ici par benne Van Veen qui prélève les 4 à 8 cm de surface environ du sédiment (pour la benne 2 L - 0,025 m²), et dans l'étude AIGRETTE à l'aide d'un carottier rempli par un plongeur sur une profondeur creusée non précisée mais potentiellement plus importante. Or les concentrations en contaminants, dont les hydrocarbures, peuvent varier selon la profondeur de sédiment creusée. D'autre part, il est probable que le site choisi lors de l'étude AIGRETTE, indiqué comme au droit du secteur le plus profond de l'étang, était plus au sud que le site choisi ici. Quoi qu'il en soit, cela confirme une contamination limitée de la partie nord de l'Estomac.

Par ailleurs, 32 éléments ont été mesurés, parmi lesquels les éléments métalliques suivis dans le cadre du réseau national de surveillance de la qualité des eaux et des sédiments des ports maritimes (REPOM), à l'exception du mercure (Annexe A). **Pour les éléments métalliques analysés, les concentrations restent limitées et ne reflètent pas une contamination particulière du milieu.** Elles sont très proches des teneurs mesurées dans les sols de la colline de Mourre Poussiou à proximité (Austruy et al., 2016), et largement en dessous du seuil inférieur du réseau REPOM (seuil N1, MEEDDM, 2009) comme le montre l'illustration 7. Elles sont en revanche généralement très supérieures aux concentrations mesurées lors de l'étude AIGRETTE menée en 2008 (Salquèbre et al., 2009), d'un facteur 2 à 9 (baryum Ba, chrome Cr, cobalt Co, cuivre Cu, manganèse

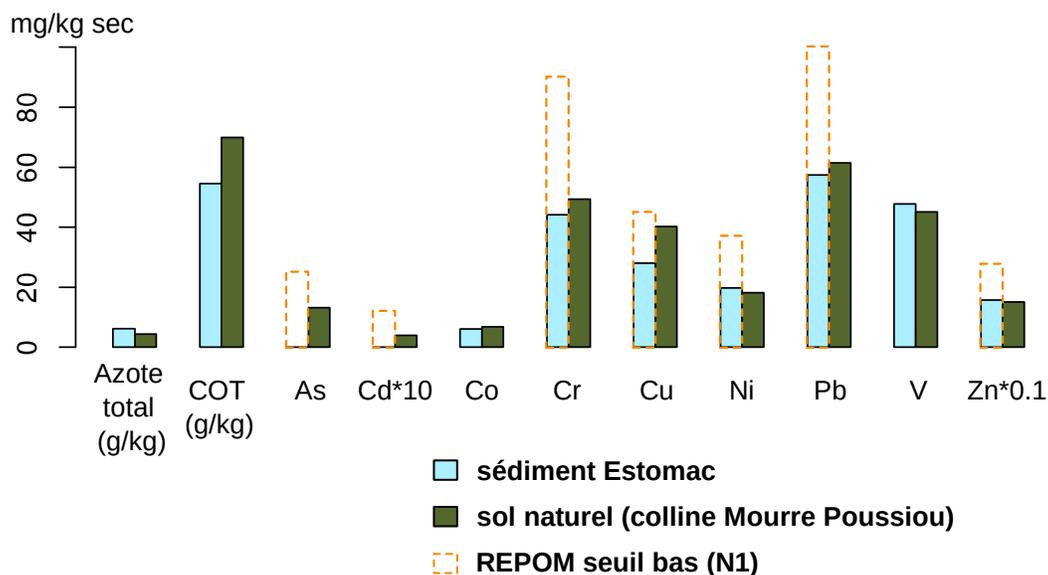


Illustration 7. Concentrations en azote total, carbone organique total (COT) et éléments métalliques dans les sédiments du site central de la partie nord de l'étang de l'Estomac, comparées aux mesures dans les sols de la colline de Mourre Poussiou en surplomb de l'étang à l'est (Austruy et al., 2016) et le seuil bas (N1) du référentiel REPOM (MEEDDM, 2009).

Mn, molybdène Mo, nickel Ni, plomb Pb, strontium Sr, Vanadium V, zinc Zn), à l'exception de l'arsenic (As) et du béryllium (Be). Comme pour les hydrocarbures, on ne peut exclure une incidence liée aux différentes techniques de prélèvement employées ou aux différentes zones échantillonnées.

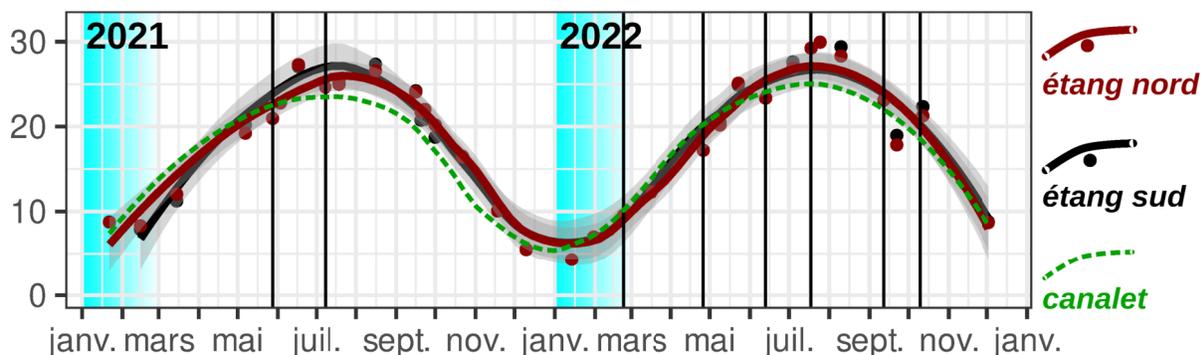
Même si on ne peut pas extrapoler à l'ensemble de l'étang à partir des résultats d'un site unique, il semble que la contamination chimique en métaux et hydrocarbures ne constitue ni un facteur important vis à vis du risque d'eutrophisation de l'étang, ni une menace particulièrement notable pour l'écosystème, confirmant les résultats de l'étude AIGRETTE en 2008 (Salquèbre et al., 2009).

3.2 Masse d'eau

3.2.a Hydrologie de l'étang de l'Estomac

La partie nord de l'étang de l'Estomac se comporte comme une lagune méditerranéenne euhaline (salinité > 30 psu en moyenne annuelle) classique, montrant des similitudes en termes de température et de salinité avec certains étangs de la façade méditerranéenne française comme celui de La Palme, par exemple (IFREMER, 2014). Les échanges avec la mer sont limités au canalet, lui-même rejoignant le canal de Fos à Bouc.

température (°C)



salinité (psu)

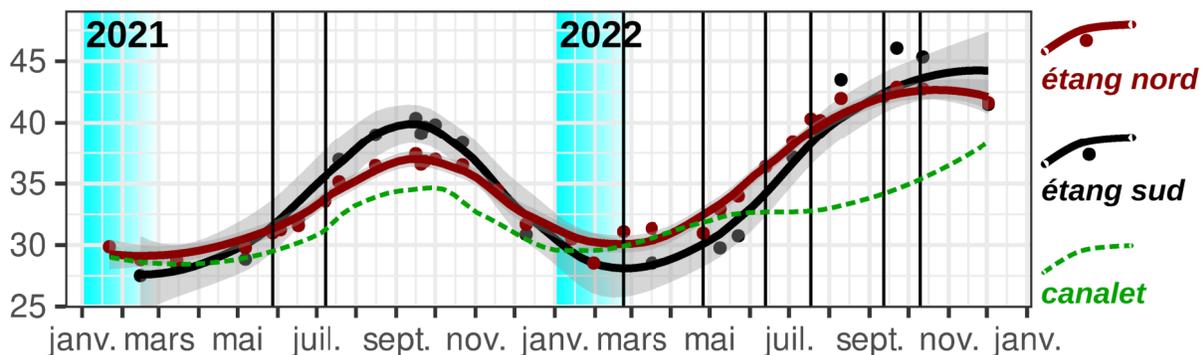


Illustration 8. Évolution de la température et de la salinité dans l'étang de l'Estomac (étang nord et étang sud) ainsi que dans le canalet (au niveau du pont piéton à proximité de la martelière). Les lignes continues verticales indiquent les dates des campagnes bateau.

Toutefois, avec un écart de salinité moyen par rapport à la mer, estimé à 4,4 psu (pour une salinité en mer de 37,5 psu), l'étang est caractérisé par un degré important d'échange avec la mer vis à vis du critère proposé pour le littoral méditerranéen par l'IFREMER (Derolez et al., 2012). Cela dit, la masse d'eau fait l'objet de fortes variations saisonnières en salinité et en température.

La température est fortement liée aux conditions météorologiques, en raison de la profondeur relativement faible de l'étang (environ 3 m) et des échanges limités avec la mer. On observe sur la période de suivi (2021 et 2022) des températures allant de 4,3°C (hiver 2021-22) à 30,0°C en juillet 2022 (18,8°C en moyenne sur les 33 mesures effectuées). Par ailleurs, les températures dans l'étang nord et l'étang sud restent très proches, quelle que soit la saison. Dans le canalet, les maxima sont légèrement atténués en été, en raison de la proximité du point de mesure avec le canal de Fos à Bouc.

Enfin, on peut remarquer l'influence des conditions météorologiques plus chaudes en été 2022 (maximum à 30,0 °C en juillet) comparées à l'été 2021 (maximum à 27,3°C en juin 2021). Cependant, des variations sur des courtes durées (journalières) ne peuvent être décelées à la fréquence de mesures employées (1 à 2 mesures par mois).

La salinité peut augmenter par des apports en eaux marines (via le canalet) et par évaporation en été, ou au contraire diminuer par des apports en eaux douces des rejets d'eaux pluviales et du ruissellement des eaux de pluie, ainsi que par une résurgence d'eau douce au nord de l'étang. Les variations saisonnières en salinité suivent globalement celles de la température, avec un décalage de 1 à 2 mois en raison des périodes de pluies en automne notamment, et dans une moindre mesure au printemps, qui entraînent une baisse de la salinité. Comme pour la température, de forts contrastes saisonniers sont ainsi observés, avec une salinité allant de 28,8 psu (hiver 2021-22) à 42,9 psu en automne 2022 (34,9 en moyenne sur les 33 mesures effectuées). En raison de son lien maritime par le canalet, le contraste dans l'étang nord est moins marqué que dans l'étang sud, qui ne bénéficie pas de cet apport. Dans le canalet, les variations sont logiquement encore plus atténuées, compte tenu de la proximité du point de mesure avec le canal de Fos à Bouc.

La salinité en 2022 est marquée par une forte augmentation en été, dépassant 40 psu dans les deux parties de l'étang, et plus marquée encore dans l'étang sud (jusqu'à 46,1 psu). Ces valeurs élevées se maintiennent jusqu'en décembre 2022 (41,6 dans l'étang nord, 41,5 dans l'étang sud), phénomène qui semble exceptionnel au vu des 2 années de suivi et des connaissances de l'association EVE. Il paraît clair que ces fortes salinités sont liées aux conditions météorologiques 2022 combinant des températures élevées favorisant l'évaporation et un déficit de précipitations exceptionnel limitant fortement les apports en eaux douces par les eaux de pluies (à la fois par ruissellement et via les canalisations pluviales) ainsi que par la résurgence de la nappe phréatique (au nord de l'étang) dont le niveau n'était probablement plus suffisant pour participer à la recharge de l'étang. Si ce changement de salinité devait se maintenir ou s'amplifier dans le temps, il pourrait entraîner des impacts sur l'ensemble de l'écosystème dont les conséquences restent à évaluer. Des mesures supplémentaires réalisées le 27 janvier 2023 montrent qu'une baisse de la salinité a été amorcée à la faveur des pluies de l'hiver, notamment dans l'étang sud (38,4 psu dans l'étang nord et 35,4 psu dans l'étang sud). Cependant ces valeurs restent largement supérieures aux niveaux en 2021 et 2022 de presque 10 psu.

3.2.b Transparence, écume et eutrophisation

L'**eutrophisation** induite par les activités humaines résulte d'apports en nutriments (notamment azote, phosphore) qui conduisent dans un premier temps à une surproduction de phytoplancton (microalgues). Celle-ci entraîne une perte de la transparence de l'eau et est souvent suivie d'une surproduction de zooplancton. En l'absence de lumière, de nombreuses espèces végétales vont périr, leur décomposition va mener à un appauvrissement en oxygène dans le milieu qui peut engendrer la mort massive d'organismes aquatiques. Dans les cas extrêmes, l'eutrophisation peut même amener à l'émission de gaz toxiques comme le dioxyde de carbone (CO₂), le sulfure de dihydrogène (H₂S) ou le méthane (CH₄). Les conséquences de l'eutrophisation ont donc un impact sur le tourisme par les désagréments visuels (perte de transparence, couleur marron ou verte, écume) voire olfactifs, mais peuvent devenir sanitaires dans les cas les plus dégradés (IFREMER, 2013 ; Pinay et al., 2018).

Par simple observation visuelle, et par le témoignage des acteurs de l'étang (association EVE et école de voile), il a été constaté que l'eau de l'étang de l'Estomac avait une transparence de 20 à 30 cm au maximum dans l'étang nord pendant l'ensemble de l'année 2021, et depuis 2018 ou 2019, ce qui est cohérent avec les images aériennes (Illustration 1). De même, d'importantes quantités d'écumes étaient régulièrement constatées sur les rives de l'étang, notamment par vent fort (Illustration 2). Les mousses ou écumes sont souvent liées à la présence de surfactants, famille des composés tensio-actifs ou agents de surface utilisés dans les lessives, savons (...) mais pouvant aussi être produits naturellement par des bactéries, microalgues (...). Des analyses des ces surfactants ont été réalisées en marge du projet SURFACTs, piloté par le Laboratoire Chimie Environnement (LCE, Aix-Marseille Univ.) en partenariat avec l'Institut Écocitoyen dans l'étang nord, au niveau du ponton de l'école de voile, les 6 et 28 mai 2021. Elles ont montré qu'il s'agissait principalement de surfactants de type anionique. Cette analyse soutient l'hypothèse que l'écume observée est issue de microalgues présentes dans l'eau de l'étang, et qui sont potentiellement également associées à la baisse de transparence (Michel, 2021).

L'année 2022 a été marquée par un retour vers une bonne transparence de l'eau de l'étang nord, d'abord d'environ 1 m (fond partiellement visible au ponton de l'école de voile) puis s'améliorant progressivement jusqu'à une bonne visibilité sur 3 m (fond visible au centre de l'étang, où il est le plus profond). Les projections d'écumes sur les rives se sont également faites moins fréquentes et nettement moins marquées.

La chlorophylle-a, mesurée tout au long des années 2021 et 2022, est un paramètre qui rend compte de la quantité globale de phytoplancton (microalgues) dans l'eau. Celui-ci connaît des périodes naturelles de développement, en automne et au printemps dans les régions méditerranéennes, qui entraînent des pics de chlorophylle-a.

En dehors de ces périodes, on a pu constater que le niveau de fond en chlorophylle-a se maintenait à un niveau relativement élevé en 2021 (2,7 µg/L), mais qu'il avait nettement diminué en 2022 (0,8 µg/L), corroborant l'hypothèse que la faible transparence de l'eau dans l'étang nord en 2021 était bien lié à un sur-développement du phytoplancton (Illustration 9).

Cependant, la grille de qualité de l' Arrêté du 27 juillet 2018 indique un bon état pour le paramètre chlorophylle-a lorsqu'il se situe en dessous de 5 µg/L, avec comme valeur de référence 3,33 µg/L. Parallèlement, le niveau d'oxygène dissous est resté globalement stable, presque toujours situé à un niveau optimal, entre 80 et 120 % (Illustration 9). Ces résultats montrent que la masse d'eau était en 2021 dans un état

d'eutrophisation limité, permettant son retour naturel en 2022 vers un bon fonctionnement écologique associé à un retour de la transparence.

On note un pic exceptionnellement élevé de chlorophylle-a en septembre 2021 (jusqu'à 12 µg/L dans l'étang nord, et 53 µg/L dans l'étang sud), qui coïncide avec l'arrivée d'une colonie de flamants roses de plus de 1 000 individus, principalement présents dans l'étang sud. Rien ne permet d'affirmer qu'il y ait un lien de causalité entre la présence de cette colonie et cette prolifération intense de phytoplancton, mais les déjections ont pu constituer un apport de nutriments à l'origine du développement de phytoplancton. Qu'elle qu'en soit l'origine, ce pic de phytoplancton a été rapidement résorbé avec un retour aux niveaux précédant l'événement dès la mi-octobre. Il semble néanmoins que ce type d'événement isolé aurait moins d'impact que les teneurs élevées en nutriments dans les sédiments de l'étang nord.

Les mesures de la demande biologique en oxygène (DBO-5) et des matières en suspension (MES) confirment également ces observations, ces paramètres étant directement liés respectivement à la quantité de phytoplancton (et donc de chlorophylle-a) et à la transparence. La DBO-5 mesurée en mai et juillet 2021 était de 13 mgO₂/L, alors qu'elle est restée inférieure à 3 mgO₂/L (seuil de quantification) à compter d'avril 2022. Les MES sont passées d'un niveau compris entre 15 et 24 mg/L en mai et juillet 2021 à moins de 10 mg/L à partir d'avril 2022 (voir Annexe B).

3.2.c Nutriments et contaminants chimiques

Les phosphates n'ont jamais été détectés dans l'eau de l'étang, qui sont donc dans un bon état ou très bon état vis à vis de ce paramètre (Arrêté du 27 juillet 2018), compte tenu de la limite de quantification du laboratoire (1 µmol/L, soit la limite entre états « bon » et « inférieur à bon »). Le phosphore total a été détecté de façon homogène au sud et au nord de l'étang nord, à un niveau de 2,3 µmol/L en juillet 2021 (état bon) puis 1,1 µmol/L (état très bon). Ensuite, il n'a plus été détecté, ce qui confère un état très bon de la masse d'eau vis à vis de ce paramètre (Arrêté du 27 juillet 2018).

En revanche, le niveau moyen d'azote est compris entre 110 et 141 $\mu\text{mol/L}$ (entre 1,5 et 2,0 mg/L) selon la méthode de prise en compte des valeurs « non-détectées » (valeur de la limite de détection LD : 85 $\mu\text{mol/L}$, LD/2 : 43 $\mu\text{mol/L}$, ou 0 $\mu\text{mol/L}$), pour l'ensemble des mesures réalisées. Cela place les eaux de l'étang dans un état médiocre à mauvais vis à vis du paramètre « azote total » (Arrêté du 27 juillet 2018, Barré et al., 2018), à l'image des résultats dans les sédiments (voir Annexe B pour les résultats détaillés). Si les valeurs les plus élevées en azote total ont été enregistrées dans la partie nord de l'étang (329 $\mu\text{mol/L}$ en juillet 2021) et au niveau du ponton de l'école de voile (321 $\mu\text{mol/L}$ en septembre 2022), des valeurs comparables ont été mesurées au sud et au ponton en juin 2022 (114 et 129 $\mu\text{mol/L}$, respectivement). La valeur maximale enregistrée dans la partie nord de l'étang nord en juillet 2021 était liée à la présence d'azote organique (absence de nitrates, nitrites et ammonium, mais azote « Kjeldahl » égal à l'azote total) alors que celle de septembre 2022 au ponton voile était imputable à l'azote inorganique (somme des nitrates et nitrites égale à l'azote total, absence d'azote « Kjeldahl »). Ces observations n'ont donc pas permis de dégager de tendance claire sur la nature de l'azote, mais corroborent les résultats constatés pour les sédiments.

Aucun contaminant métallique recherché n'a été détecté parmi les quatre (cadmium, plomb, nickel, étain) qui sont réglementés pour l'évaluation de l'état chimique des eaux de surface (Arrêté du 27 juillet 2018).

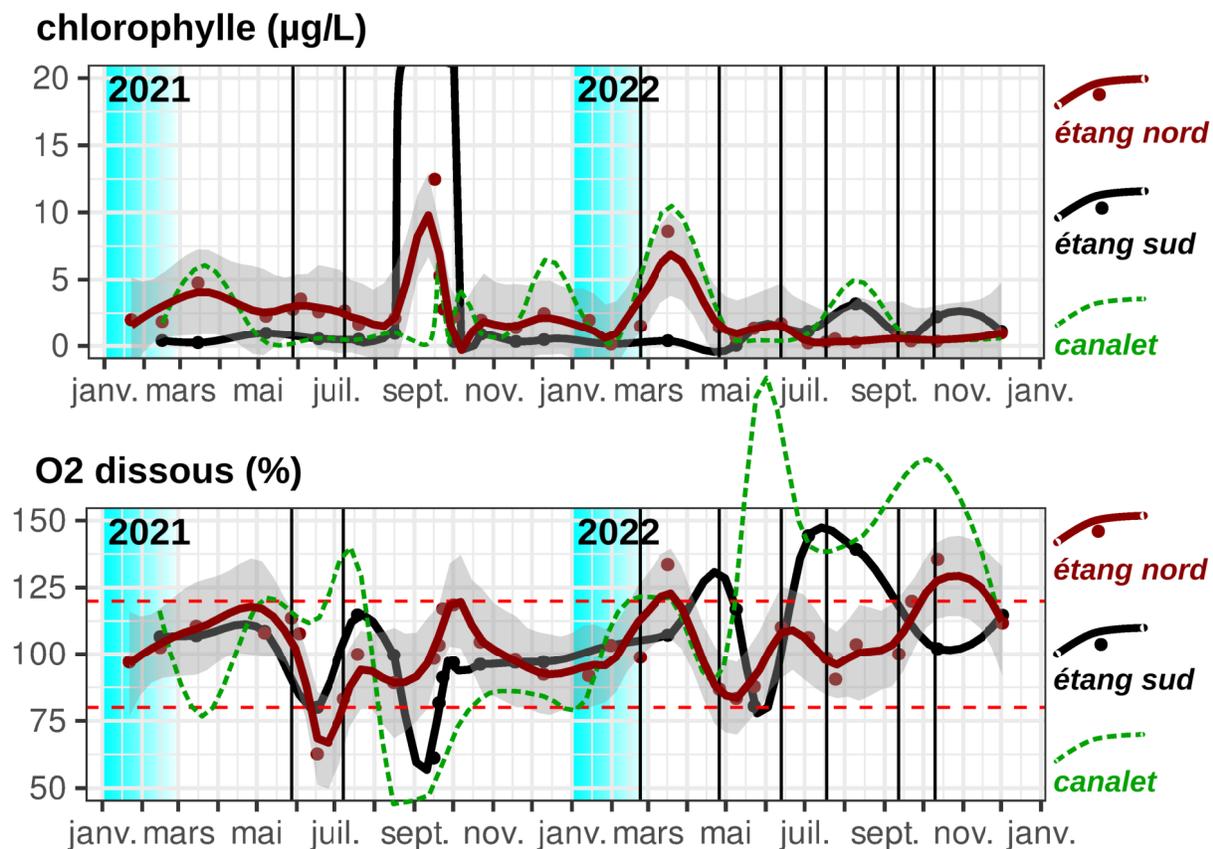


Illustration 9. Évolution des teneurs en chlorophylle-a et en oxygène (O_2) dissous dans les eaux de l'étang de l'Estomac (étang nord et étang sud) ainsi que dans le canalet (au niveau du pont piéton à proximité de la martelière). Les lignes continues verticales indiquent les dates des campagnes bateau.

Les 24 autres éléments traces métalliques recherchés ne montrent pas d'anomalies particulières (voir Annexe B).

Les hydrocarbures sont absents de la totalité des prélèvements à l'exception du premier (juin 2021), où ils étaient présents à un niveau limité (158 µg/L en équivalent hydrocarbures totaux), et principalement de type « huiles minérales » (141 µg/L). Cet unique résultat au-dessus de la limite de quantification demeure inférieur à la valeur guide pour les eaux de surface (300µg/L en « huiles minérales ») et montre l'absence de contamination particulière aux hydrocarbures dans les eaux de l'étang sur cette période. Cela confirme les résultats obtenus pour les sédiments, les hydrocarbures comme les métaux ne constituent donc pas un facteur potentiellement aggravant pour l'eutrophisation de l'étang et son écosystème en général.

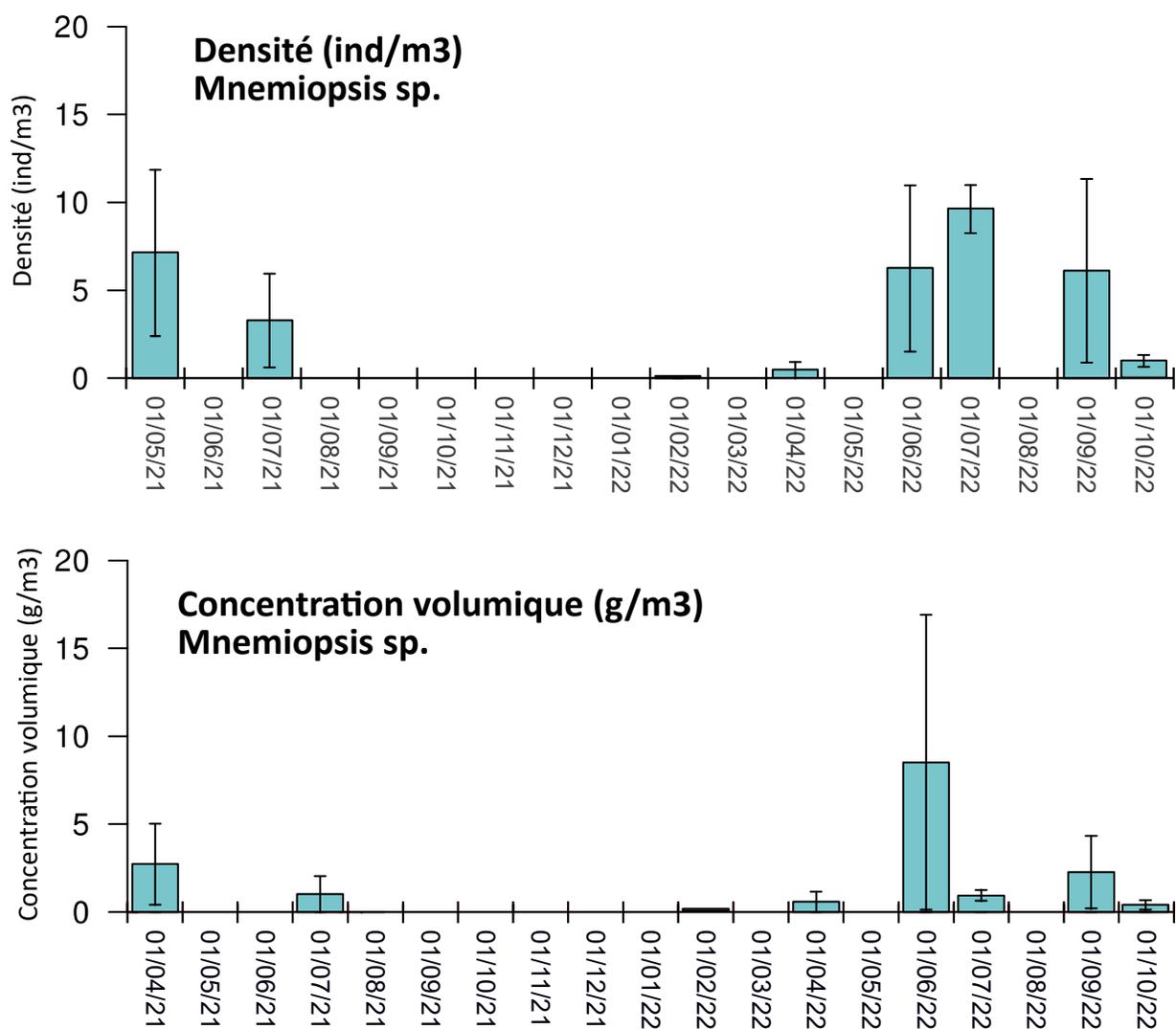


Illustration 10: Densité (individus/m³) et concentration volumique (g/m³) de *Mnemiopsis leidyi* prélevées au cours des 8 campagnes de mesure réalisées en 2021 et 2022 (n = 4).

3.2.d Bactériologie

Un suivi bactériologique des eaux de l'étang a été effectué en parallèle des analyses chimiques, lors des 8 campagnes de prélèvements. Ce suivi portait sur les paramètres bactériologiques relatifs à la qualité des eaux de baignades, soit les entérocoques intestinaux et *Escherichia coli* (Directive 2006/7/CE). De plus, le suivi des coliformes totaux, qui figurait sur les anciennes réglementations pour les eaux de baignade, a également été intégré. L'étang est très peu (voire pas du tout) utilisé comme un lieu de baignade par la population. Cependant, de nombreuses activités nautiques, notamment à destination des enfants, s'y déroulent quotidiennement (voile, kayak...). C'est pourquoi il a notamment été jugé opportun de saisir l'occasion d'intégrer ces paramètres en parallèle du suivi chimique lors de la proposition d'étude. De plus, ce suivi bactériologique peut indiquer d'éventuels dysfonctionnements du réseau pluvial (rejets illicites, défaut entre pluvial et eaux usées...).

Pour les entérocoques intestinaux et *E. coli*, les valeurs guides n'ont été dépassées qu'une seule fois (directive 2006/7/CE, 2006), en février 2022, où ils dépassaient également le seuil « impératif ». Au regard de la directive, **l'état bactériologique de l'étang est considéré comme « suffisant »**, en raison de cet unique dépassement.

Les coliformes totaux n'ont dépassé l'ancienne limite « impérative » qu'à une seule occasion (directive 76/160/CEE, 1976), également en février 2022, mais ont dépassé l'ancienne valeur guide à plusieurs reprises (juin 2021, avril 2022, juin 2022, juillet 2022). Cependant, sur les 3 dernières mesures évoquées (avril 2022, juin 2022 et juillet 2022), ils ne sont pas associés à des valeurs détectables d'entérocoques intestinaux ou de *E. coli*. Il est donc possible qu'il s'agissait alors de coliformes non-fécaux naturellement présents dans l'environnement et ne présentant a priori aucun danger sanitaire.

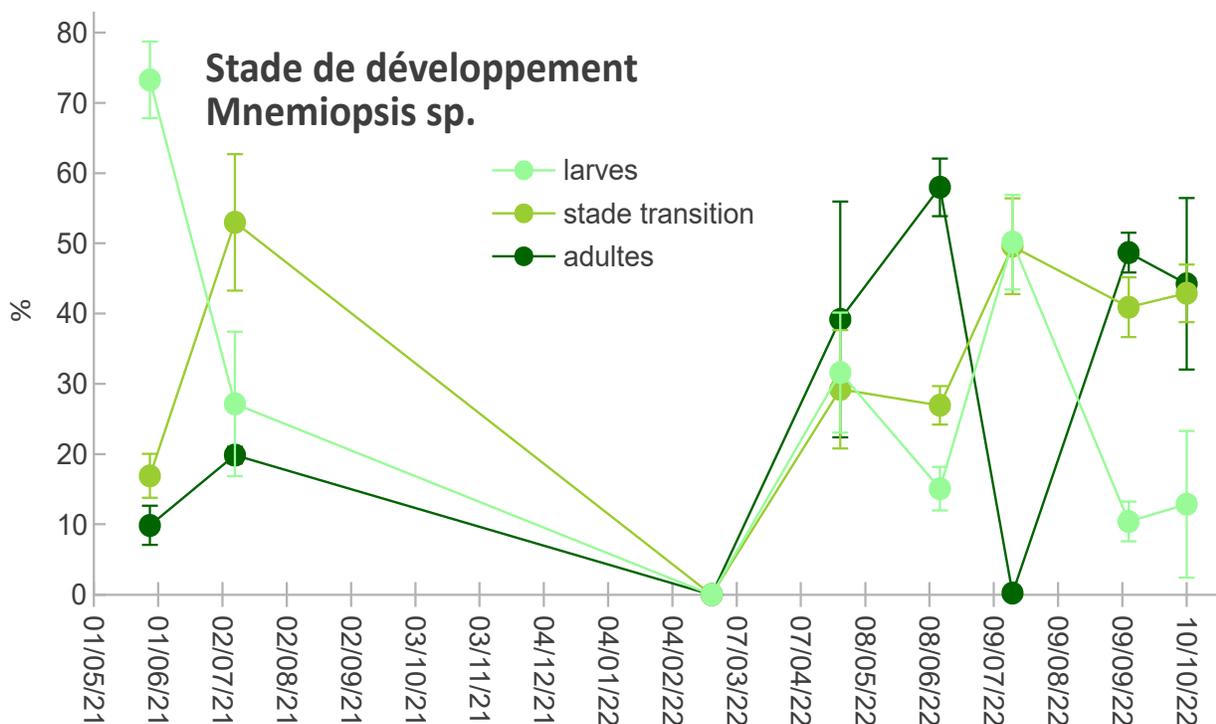


Illustration 11: Evolution des effectifs relevés dans l'étang de l'Estomac selon des stades de développement (n = 4).

3.3 *Mnemiopsis leidyi*

3.3.a Suivi de la population de *Mnemiopsis leidyi*

L'illustration 10 présente l'évolution moyenne de la densité (individus/m³) et de la concentration volumique (g/m³) de la population de *Mnemiopsis leidyi* prélevée lors des différentes campagnes de mesure. Régulièrement observées dans l'étang de l'Estomac depuis 2019, les populations de *M. leidyi* présentent une forte variabilité saisonnière (entre 0 et 14 ind/m³). Des effectifs plus importants sont recensés au cours de l'année 2022 par rapport à 2021, mais la densité d'individus semble inférieure à celle relevée dans l'étang de Berre (jusqu'à 44 ind/m³ en juillet 2017, Marchessaux et al., 2020) ou les étangs de Basse-Sigean (jusqu'à 120 ind/m³, Bonnet, 2009). Les plus fortes densités sont observées pendant la période estivale en juin, juillet et septembre 2022, respectivement $6,3 \pm 4,6$, $9,6 \pm 1,4$ et $6,1 \pm 5,2$ ind/m³. Ces fortes densités d'individus ne reflètent pas toujours une concentration volumique élevée pour ces organismes mettant en avant les variations de stade de développement et de taille des individus prélevés, comme illustré dans l'illustration 11. Lors de la campagne de février 2022, aucun individu n'a été relevé dans l'étang de l'Estomac, quel que soit le stade de développement. Ces variations saisonnières importantes de l'abondance de *M. leidyi* sont aussi observées sur les autres lagunes de Méditerranée (Berre, Thau, Bages Sigean) et concernent l'ensemble du plancton gélatineux (Bonnet, 2009). Ainsi, *M. leidyi* présente des épisodes de proliférations importantes et s'adapte aux environnements lagunaires et aux conditions très variables (Siapatis et al., 2008).

L'illustration 11 présente la répartition et l'évolution des effectifs en fonction du temps. Le cténaire *M. leidyi* montre une succession des stades de développement (larves cyddipides, stades de transition, adultes) au cours des saisons comme déjà observé dans d'autres études (Delpy et al., 2016). Les larves cyddipides sont relevées à la fin de l'automne et de l'hiver suivies des stades de transition au printemps et des formes adultes majoritaires

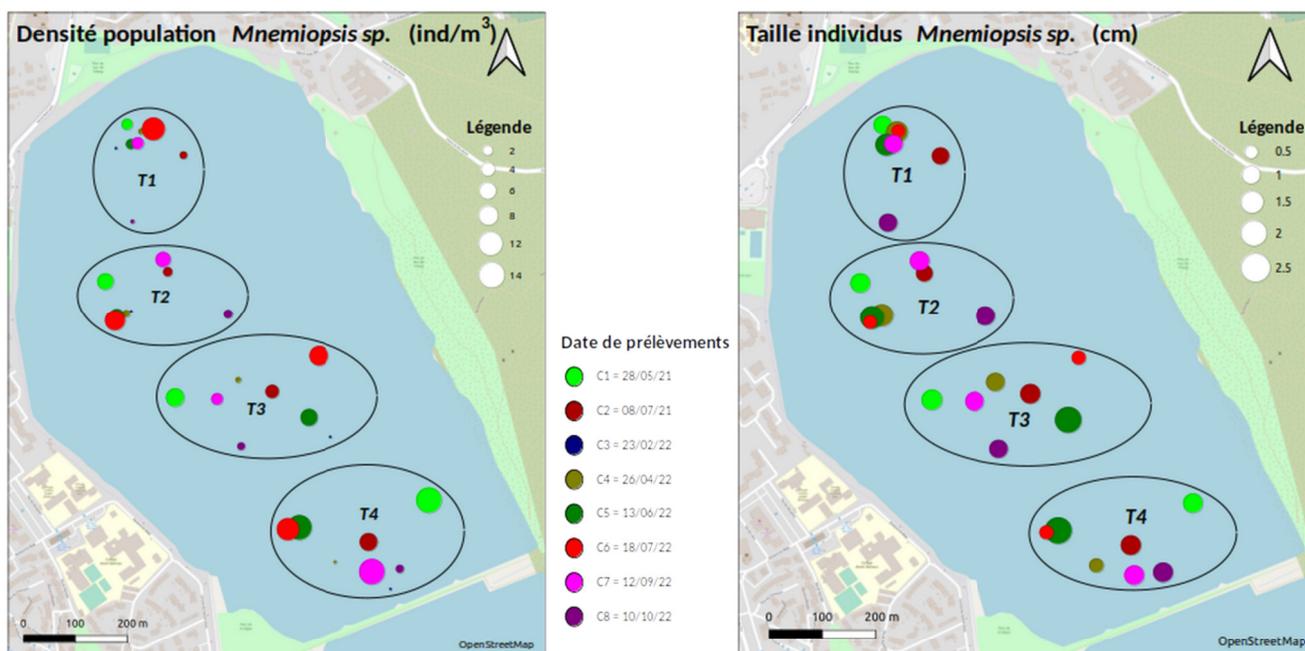


Illustration 12: Cartographie de la densité et de la taille des *Mnemiopsis leidyi* en fonction de chaque transect (T1-T4) et des campagnes de prélèvements.

en période estivale. En effet, les larves cyddipides contribuent à plus de 70 % au printemps 2021 et représentent entre 20 et 30 % des effectifs au printemps 2022. Au contraire, alors que les stades de transition sont principalement présents au printemps 2021, les individus adultes sont majoritaires en juin et septembre 2022. Ces résultats peuvent s'expliquer par une difficulté de développement des adultes pour des températures de l'eau inférieures à 10 °C alors que le taux de croissance des stades larvaires (cyddipides et transitoires) ne semble pas impacté par les faibles températures (Marchessaux et al., 2020). Il en est de même pour la reproduction qui est fortement impactée par les températures faibles. A noter, la faible représentation des individus adultes lors de la campagne de juillet 2022 malgré une forte densité d'individus relevée à cette période. Ce point semble mettre en évidence un fort taux de reproduction au début de l'été des individus adulte relevés en juin et semble indiquer une possible migration des populations entre l'étang de l'Estomac, le canal de Fos à Bouc et le golfe de Fos. Ces mouvements de population peuvent être influencés par les courants eux-même contrôlés en partie par l'effet marée et les conditions météorologiques.

L'absence de *Mnemiopsis leidyi* au cours de l'hiver et sa réapparition plusieurs mois après semble indiquer une source externe à l'étang colonisant le milieu lorsque les conditions sont favorables. En effet, *Mnemiopsis leidyi* est connu pour se réfugier en hiver dans des zones présentant des caractéristiques propices à son hivernage. Les critères suivants ont été définis par Costello et son équipe (2012) pour caractériser ces zones refuges :

- La courantologie doit être limitée ;
- La population de *Mnemiopsis leidyi* doit subsister (ponte, larve) indépendamment des cycles saisonniers ;
- La zone doit présenter de faibles variations de salinité et doit avoir une production annuelle en zooplancton élevée permettant aux cténaïres de se maintenir toute l'année.

L'absence de larves lors du prélèvement hivernal et les fortes variations de la densité d'individus adulte en période estivale semblent donc indiquer que l'étang ne peut être considéré comme une zone refuge pour les populations de *Mnemiopsis leidyi* qui semblent ainsi non établies dans ce milieu.

Les densités les plus élevées sont relevées dans le sud de l'étang (transect 4), notamment à l'automne et au début de l'été (Illustration 12). Contrairement à la densité, la taille des individus présente une répartition relativement homogène sur l'ensemble de l'étang (Illustration 12). Ces résultats peuvent être liés aux conditions homogènes de température et de salinité sur l'ensemble de l'étang. Il est à noter l'absence de corrélation entre la densité et la taille des individus.

3.3.b Paramètres environnementaux influençant la population de *Mnemiopsis leidyi*

Des variations temporelles importantes sont enregistrées dans les effectifs et la structure de la population de *M. leidyi*. Plusieurs paramètres hydrologiques et biologiques peuvent influencer le développement des populations tels que la température, la salinité, la quantité de nutriments ou de zooplancton (Bastian et al., 2014).

L'illustration 13A met en évidence la corrélation significative et positive ($R^2 = 0,38$, $p < 0,001$) entre la température et la densité d'individus confirmant que l'augmentation de la température de l'eau favorise la dynamique et le développement des populations.

Les teneurs en chlorophylle-*a* sont un indicateur des quantités de phytoplancton, dont l'abondance et la composition vont en partie expliquer la distribution du zooplancton, ressource nutritive de *M. leidyi*. Pour des niveaux élevés de phytoplancton enregistrés notamment au printemps-été 2021, des effectifs relativement importants ont été relevés (respectivement 7,2 et 3,3 ind/m³). Ces résultats peuvent être consécutifs à la prédation de *Mnemiopsis sp.* sur le zooplancton réduisant la pression de broutage du zooplancton sur les communautés phytoplanctoniques et favorisant ainsi les conditions d'eutrophisation de la lagune. En 2022, une amélioration de l'état écologique de l'étang a été observée et de plus faibles concentrations en chlorophylles-*a* ont été relevées malgré des effectifs élevés de *Mnemiopsis sp.* (Illustration 13B). Ainsi, la ressource nutritive de *M. leidyi* dans l'étang ne semble pas être un facteur limitant à leur développement. Par ailleurs, la présence de cette espèce dans l'étang de l'Estomac ne semble pas pour l'instant impacter les équilibres trophiques. A noter des pourcentages d'oxygène dissous relativement faibles en juillet 2022 (Illustration 13C) qui ont pu impacter la vie aquatique et *M. leidyi*, dont les effectifs ont diminué à cette période, même si cette espèce est connue pour sa tolérance au milieu faiblement oxygéné.

Ainsi, même si les paramètres hydrologiques et biologiques ne présentent pas tous une corrélation positive et significative avec l'abondance de *M. leidyi*, ils peuvent s'avérer être un facteur limitant pour le développement et la distribution des individus.

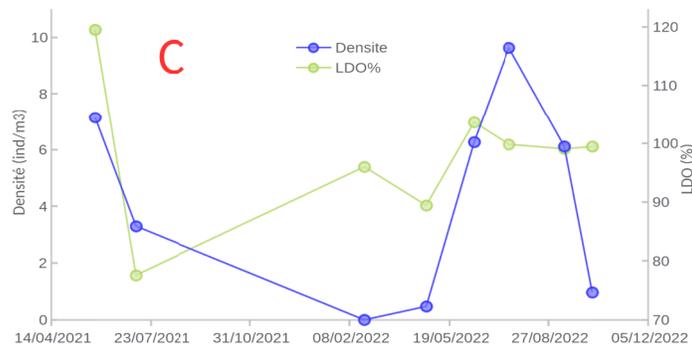
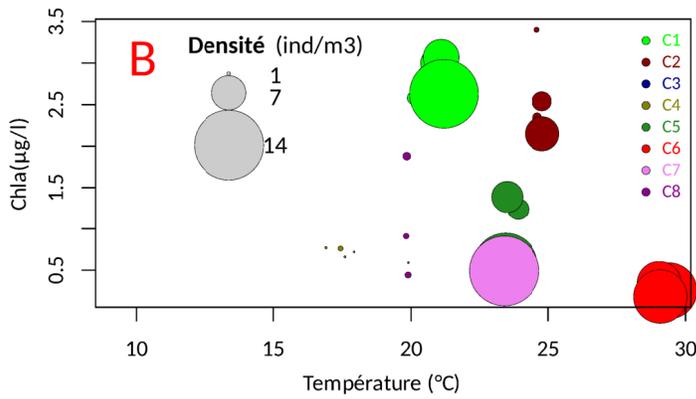
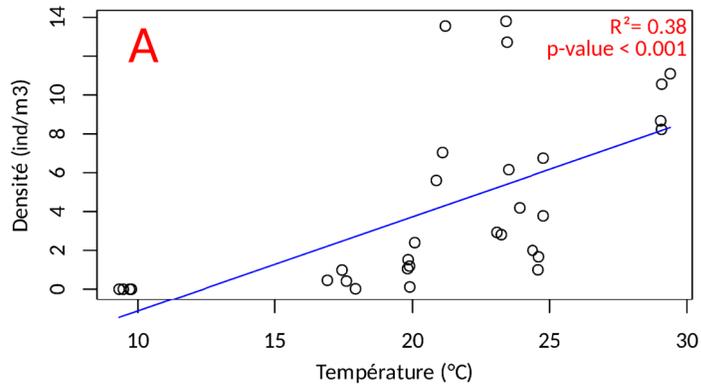


Illustration 13: (A) Régression linéaire entre la température et la densité de *M. leidy* (n=4), (B) Densité de *M. leidy* en fonction des teneurs en chlorophylles et de la température de l'eau et (C) Evolution de la densité de *M. leidy* et de la LDO saturée en fonction du temps.

4 Conclusions

4.1 Transparence, couleur et écume (eutrophisation)

La perte de transparence, le changement de coloration de l'eau (marron) et les dépôts d'écumes sur les rives, constatés de 2019 à 2021, sont le **résultat d'une prolifération anormale de phytoplancton dans l'étang, corroborés par les valeurs 2021 de chlorophylle-a, de matières en suspension (MES), et de la demande biologique en oxygène (DBO-5), notamment. Cela a représenté un début d'eutrophisation.**

Le retour à une bonne transparence depuis le début de l'année 2022, associé à une baisse de la chlorophylle-a, des MES et de la DBO-5, confirme cette conclusion. Les conditions météorologiques de l'année 2022 (période de froid en janvier, puis peu de pluies) ont probablement favorisé le retour à un bon état écologique, et par conséquent une meilleure qualité de l'eau et une diminution des désagréments associés.

L'épisode montre cependant une certaine fragilité de l'étang vis à vis des risques d'eutrophisation (et des conséquences associées). Les niveaux d'azote, en particulier, mesurés dans les sédiments constituent une réserve de nutriments qui a probablement contribué à la prolifération de phytoplancton. Des concentrations élevées en azote ont également été mesurées dans l'eau. Les phosphates sont présents à des niveaux plus limités.

Si on présume que les niveaux d'azote dans les sédiments suivent ceux en phosphates interstitiels mesurés en plusieurs sites de l'étang, **il se dégage une zone nord-ouest de l'étang nettement plus riche en nutriments** que le reste de l'étang. Cela pourrait indiquer que l'origine des nutriments dans l'étang serait liée aux rejets des eaux pluviales de la ville, dont un exutoire important se situe au nord-ouest de l'étang (relié au petit marais qui borde l'Avenue René Cassin face au stade nautique).

4.2 Contamination chimique

En ce qui concerne les contaminants mesurés ici (métaux et hydrocarbures totaux), aucune indication de pollution chimique n'a été relevée, que ce soit dans l'eau ou dans les sédiments. Notons toutefois que si les eaux ont fait l'objet de 12 prélèvements, 1 seul a été effectué sur les sédiments pour ces analyses.

4.3 Salinité et hydrologie

À partir de l'été 2022, la salinité atteint des niveaux qui semblent élevés, liés au déficit de précipitations enregistré en 2022. Cependant, le recul sur le suivi des paramètres hydrologiques n'est pas suffisant pour juger d'une éventuelle problématique liée à ce constat.

4.4 Bactériologie

Le suivi réalisé montre que **l'eau de l'étang est de qualité suffisante** par rapport aux paramètres bactériologiques réglementés pour les eaux de baignade. **Un seul prélèvement a montré un dépassement des seuils impératifs**, en février 2022.

4.5 *Mnemiopsis leidyi*

Les suivis des populations de *M. leidyi* réalisés en 2021 et 2022 démontrent la forte variabilité interannuelle des abondances. **Les périodes de proliférations concernent principalement les saisons printanières et estivales**, où les températures sont les plus élevées. Ces proliférations de *Mnemiopsis sp.* dans l'étang peuvent favoriser le phénomène d'eutrophisation en déséquilibrant l'organisation trophique de la lagune. Ces constats mettent en évidence la nécessité d'organiser des suivis réguliers de mi-avril à fin septembre afin d'apprécier précisément la dynamique de développement de cette espèce. **Les faibles températures hivernales limitent le développement des individus et semblent être un facteur limitant pour leur installation permanente dans l'étang.**

Les fortes abondances de cette espèce dans l'étang peuvent impacter les activités humaines, les effectifs pouvant atteindre pendant plusieurs mois de l'année des densités supérieures à 8 ind/m³.

A noter, l'observation de quelques individus dans l'étang sud au cours des étés 2021 et 2022, le suivi des effectifs dans ce milieu pourrait aussi être envisagé.

5 Propositions

5.1 Transparence, couleur et écume (eutrophisation)

- **Pour mieux connaître les conditions d'un éventuel retour à un état de début d'eutrophisation et possiblement l'anticiper, il est proposé de maintenir le suivi mensuel de la chlorophylle-a.**

- **Pour limiter les risques d'eutrophisation (et ses conséquences sur la transparence et la présence d'écume...), il est recommandé de limiter les apports de nutriments et, si possible, d'améliorer la circulation des eaux.** Pour limiter les apports de nutriments, il est nécessaire d'en identifier la source et de la caractériser précisément. Il est ainsi proposé de :

- **Multiplier les analyses de nutriments (azote, phosphore, carbone organique) dans les sédiments** sur l'ensemble de la rive nord et ouest de l'étang nord (environ une douzaine de sites), pour identifier avec une plus grande certitude les rejets pluviaux qui auraient le plus fort impact.

- **Contrôler les rejets pluviaux suspectés en estimant leur(s) teneur(s) en nutriments et leur(s) débit(s).** Dans le cas du rejet pluvial relié au marais qui borde l'Avenue René Cassin, une ou plusieurs analyses de nutriments dans les sédiments de ce marais pourrai(en)t fournir une bonne indication de façon moins contraignante que des prélèvements d'eaux, qui sont fortement dépendants des conditions météorologiques et nécessitent une grande réactivité ainsi qu'un coût potentiellement élevé.

- **Pour améliorer la circulation des eaux dans l'étang nord, il est proposé de :**

- **Réaliser un curage du canalet, de façon partielle ou complète selon les contraintes hydrauliques.** Un curage partiel, a priori concentré sur les extrémités nord (embouchure à l'étang) et sud (embouchure au canal jusqu'à la martellière) aurait comme avantage de limiter à la fois les coûts de l'opération et de mieux préserver le milieu. Il est toutefois nécessaire de vérifier que les contraintes hydrauliques le permettent.

- **Ouvrir une liaison hydraulique vers le canal de Fos à Bouc par le canal de ceinture de l'étang, là aussi en fonction des contraintes hydrauliques.**

5.2 Contamination chimique

Les observations et conclusions réalisées n'appellent pas à des travaux complémentaires dans le cadre actuel.

5.3 Salinité et hydrologie

L'augmentation de la salinité en 2022 demande un meilleur recul sur les paramètres hydrologiques de l'étang. Il est donc proposé de **poursuivre les mesures hydrologiques mensuelles.**

5.4 Bactériologie

Un prélèvement a montré un dépassement. **Pour s'assurer de la bonne qualité bactériologique de l'eau de l'étang, il est proposé de maintenir un suivi des paramètres bactériologiques pendant la période d'utilisation de l'étang pour les activités nautiques** (de mars à novembre), par exemple avec 1 mesure tous les 2 mois.

5.5 *Mnemiopsis leidyi*

Pour préciser la dynamique de développement et de distribution de *Mnemiopsis leidyi* dans l'étang nord de l'Estomac, le **maintien d'un suivi temporel pourrait être mis en œuvre. Il concernerait l'étang nord (2 transects), le canalet (1 transect), l'étang sud (1 transect) et le canal de Fos à Bouc (1 transect).** Ce travail permettrait de suivre la probable colonisation de l'étang par le canalet, seule voie d'accès depuis la mer et de préciser la dynamique de prolifération des populations pendant la période printanière et estivale sur les étangs sud et nord.

Pour limiter l'entrée et le développement des populations de *M. leidyi* dans l'étang, **des essais de faisabilité pourraient être mis en place pour tester l'installation de filets à bulles au niveau du canalet. L'introduction d'espèce prédatrice de *Mnemiopsis sp.*, telle que *Beroe ovata*, ou d'espèce parasite, telle que *Edwardsiella sp.*** pourrait aussi s'avérer être une solution pérenne mais il faut s'assurer au préalable de l'aspect non invasif de ces espèces et de leur faible impact sur le milieu.

6 Références

Arrêté du 27 juillet 2018 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement. *Journal Officiel de la République Française* 0199 du 30 août 2018 (Ministère de la Transition Écologique et Solidaire).

Austruy A., Dron J., Charbonnier E., Babaguella N., Miche H., Keller C., Chamaret P. (2016). Teneurs naturelles et apports anthropiques en éléments traces dans les sols à l'ouest de l'étang de Berre. *Étude et gestion des sols*, 23, 125-142.

Barré N., Garrido M., Riera L., Lombardini K., Mauclert V., Lepareur F. (2018). État de conservation des "Lagunes côtières" d'intérêt communautaire (UE 1150*). Méthode d'évaluation à l'échelle du site - Guide d'application (Version 2) - Annexe façade méditerranéenne. *Rapport UMS PatriNat - Muséum national d'Histoire naturelle, Pôle-relais lagunes méditerranéennes*, 81 p.

Bonnet, D. (2009). GELAMED - Etude du Plancton Gélatineux sur la façade Méditerranéenne. *Programme LITEAU Programme 189 - « Recherche » 18902 C Rapport de synthèse*, 107 p.

Costello, J.H., Bayha, K.M., Mianzan, H.W., Shiganova, T.A., Purcell, J.E. (2012). Transitions of *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora : Lobata) from a native to an exotic species : a review. *Hydrobiologia*, 690, 21-46.

Delpy, F., Albouy-Boyer, S., Pagano, M., Thibault, D., Blanchot, J., Guilhaumon, F., Molinero, J.C., Bonnet, D. (2016). Identifying the drivers of abundance and size of the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in Northwestern Mediterranean lagoons. *Marine Environmental Research*, 119, 114-125.

Derolez V., Leurion A., Fiandrino A. (2012). Directive Cadre Eau. Estimation du degré d'échange avec la mer pour les lagunes du bassin Rhône Méditerranée & Corse. *Rapport IFREMER RST. DOP/LER-LR/12-10, Agence de l'Eau RM&C/Ifremer*, 36 p.

Directive 76/160/CEE du Conseil, du 8 décembre 1975, concernant la qualité des eaux de baignade (1976). *Journal officiel de la Commission européenne*.

Directive 2006/7/CE du parlement européen et du conseil du 15 février 2006 concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade et abrogeant la directive 76/160/CEE (2006). *Journal officiel de l'Union européenne*.

Hasnaoui M., Kassila J., Loudiki M., Droussi M., Balvay G., Barroin G. (2001). Relargage du phosphore à l'interface eau-sédiment dans des étangs de pisciculture de la station Deroua (Béni Mellal, Maroc), *Revue des Sciences de l'Eau* 14 (3), 307-322.

IFREMER (2013). Bilan méthodologique de l'outil de diagnostic de l'eutrophisation du RSL. Quatorze années de résultats en Région Languedoc-Roussillon. *Rapport IFREMER RST/LER.LR/13.08*, 261 p.

IFREMER (2014). Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2013. *Rapport RSL-14/2014*, 219 p.

- Pinay G., Gascuel C., Ménesguen A., Souchon Y., le Moal M., Levain A., Étrillard C., Moatar F., Pannard A., Souchu P. (2018).** L'eutrophisation: Manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. *Editions Quae (France)*, 176 p.
- Marchessaux, G. (2019).** Etude de l'anthroposystème emblématique de l'étang de Berre : approches écosystémique et sociologique de l'impact du cténaire invasif *Mnemiopsis leidyi*. *Thèse de Doctorat de l'Université Aix-Marseille*, 386 p.
- Marchessaux, G., Faure, V., Chevalier, C., Thibault, D. (2020).** Refugia area for the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz 1865 in the Berre Lagoon (southeast France): The key to its persistence. *Regional Studies in Marine Science*, 39, 101409.
- MEEDDM, Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer (2010).** Réseau national de surveillance de la qualité des eaux et des sédiments des ports maritimes - Bilan national du RÉPOM de 1997 à 2006. *Rapport CETMEF/DELCE*, 90 p.
- Michel L. (2021).** Les surfactants dans l'environnement : caractérisation et impacts. *Rapport de stage de Master 2. Laboratoire Chimie Environnement, Aix-Marseille Université (Monod A., Robert-Peillard F.)*, 32 p.
- Salquèbre D., Hubé D., Lambeaux J.-L., Allier D. (2008).** AIGRETTE Phase 4 - Investigations et résultats relatifs à la qualité des eaux sur le territoire du SAN Ouest-Provence. *BRGM-RP-57278-FR*, 132 p.
- SETRA, Service d'études sur les transports, les routes et leurs aménagements (2011).** Acceptabilité de matériaux alternatifs en technique routière, évaluation environnementale. *Guide méthodologique, éditions SETRA*, 30 p.
- Siapatis, A., Giannoulaki, M., Valavanis, V.D., Palialexis, A., Schismenou, E., Machias, A., Somarakis, S. (2008).** Modelling potential habitat of the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in Aegean Sea. *Hydrobiologia*, 612, 281-295.
- Vicente I. de, Serrano L., Amores V., Clavero V., Cruz-Pizarro L. (2003).** Sediment phosphate fractionation and interstitial water phosphate concentration in two coastal lagoons (Albuferas de Adra, SE Spain), *Hydrobiologia* 492, 95-105.

Annexe A : Emplacements des sites de prélèvements de sédiments et ensemble des résultats de mesures dans les sédiments de la partie nord de l'étang de l'Estomac

Teneurs en phosphates interstitiels dans les sédiments de l'étang-nord de l'Estomac, en équivalents phosphore (mgP/L). nd = non-déecté. Limite de détection = 0.005 mgP/L.

Site	coordonnées	date	Phosphates (mgP/L)
Nord	43,45022°N ; 4,946372°E	08/07/2021	0,16
Nord	43,45022°N ; 4,946372°E	23/02/2022	0,05
Sud	43,44593°N ; 4,950242°E	08/07/2021	0,08
Sud	43,44593°N ; 4,950242°E	23/02/2022	nd
Sud	43,44593°N ; 4,950242°E	13/06/2022	nd
Ponton voile	43,44658°N ; 4,943914°E	23/02/2022	nd
Nord-Ouest	43,44963°N ; 4,944429°E	12/09/2022	0,42
Nord-Est	43,45160°N ; 4,947359°E	12/09/2022	nd
Centre	43,44815°N ; 4,947222°E	12/09/2022	0,53
Sud-Ouest	43,44568°N ; 4,947398°E	12/09/2022	nd
Sud-Est	43,44654°N ; 4,951138°E	12/09/2022	0,06

Paramètres physico-chimiques et nutriments dans le sédiment au site « centre » de l'étang-nord de l'Estomac. nd = non-déecté.

Paramètre	concentration
Azote ammoniacal extractible (NH ₄ , équivalent mgN/kg MS)	62
Nitrates (mg/kg MS)	nd
Nitrates (équivalent mgN/kg)	nd
Nitrites (mg/kg MS)	0,84
Nitrites (équivalent mgN/kg)	0,26
Azote Kjeldahl (équivalent mgN/kg MS)	6178
Azote global (NT, équivalent mgN/kg MS)	6178
Carbone organique total (COT, équivalent mgC/kg MS)	54503

Matière organique (COT*1.72, équivalent mgC/kg MS)	93745
Matières sèches (%)	29,9

Contaminants chimiques dans le sédiment au site « centre » de l'étang-nord de l'Estomac ($\mu\text{g}/\text{kg}$ MS pour les hydrocarbures, et mg/kg MS pour les éléments métalliques et autres éléments), comparés aux mesures réalisées lors de l'étude AIGRETTE (juillet 2008) et aux seuils bas (N1) et haut (N2) du réseau REPOM.

nd = non-détecté

INDICES HYDROCARBURES	Présent suivi (sept. 2022)	AIGRETTE (juillet 2008)	Seuil REPOM N1	Seuil REPOM N2
Equivalent Essence	nd			
Equivalent Gasoil/Fuel	nd			
Equivalent Huiles minérales	79			
Equivalent Pétrole	nd			
Equivalent WhiteSpirit	nd			
Indice C5-C11	nd			
Equivalent hydrocarbures totaux	139			
Indice hydrocarbures C10-C40	139	<20		
MÉTAUX & AUTRES ÉLÉMENTS				
Argent (Ag)	nd			
Aluminium (Al)	23500			
Arsenic (As)	nd	4,2	25	30
Bore (B)	85			
Baryum (Ba)	104	30		
Beryllium (Be)	nd	0,21		
Calcium (Ca)	179600			
Cadmium (Cd)	nd	<0,10	1,2	2,4
Cobalt (Co)	6,1	2,9		
Chrome (Cr)	44,2	4,8	90	180
Cuivre (Cu)	28	7,1	45	90
Fer (Fe)	139000			
Potassium (K)	6900			
Magnésium (Mg)	12300			
Manganèse (Mn)	692	370		

Molybdène (Mo)	15,6	1,7		
Sodium (Na)	20000			
Nickel (Ni)	19,8	9,7	37	74
Phosphore (P)	466,8			
Plomb (Pb)	57,4	16	100	200
Soufre (S)	11200			
Antimoine (Sb)	nd	<0,50		
Selenium (Se)	nd	<1		
Silicium (Si)	71300			
Etain (Sn)	nd	<1,0		
Strontium (Sr)	1500	660		
Tellure (Te)	nd			
Titane (Ti)	939			
Thallium (Tl)	nd			
Uranium (U)	nd			
Vanadium (V)	47,7	5,6		
Zinc (Zn)	158	22	276	552

Annexe B : Ensemble des résultats de mesures physico-chimiques dans l'eau de la partie nord de l'étang de l'Estomac lors des 8 campagnes

Paramètres physico-chimiques et nutriments dans l'eau de l'étang-nord de l'Estomac.

nd = non-déecté. COD = carbone organique dissous. MES = Matières en suspension. DBO = Demande biochimique en oxygène. DCO = Demande chimique en oxygène.

	Camp. #1 03/06/21	Camp. #2 08/07/21		Camp. #3 23/02/22			Camp. #4 26/04/22	Camp. #5 13/06/22		Camp. #6 18/07/22	Camp. #7 12/09/22	Camp. #8 10/10/22
Site	Ponton v	Nord	Sud	Ponton v	Nord	Sud	Ponton v	Ponton v	Sud	Ponton v	Ponton v	Ponton v
Ammonium (mg/L)	0,862	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Nitrates (mgN/l)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1,58	nd
Nitrites (mgN/L)	nd	nd	nd	0,03	0,03	0,04	nd	nd	nd	nd	2,97	0,02
Azote Kjeldahl (mgN/L)	2,0	4,6	1,7	1,3	nd	nd	1,0	1,6	1,8	nd	nd	1,2
Azote global (mgN/L)	2,0	4,6	1,7	1,3	nd	nd	nd	1,6	1,8	nd	4,5	1,2
Azote global (µmol/L)	143	329	121	93	nd	nd	nd	114	129	nd	321	86
Phosphates (mgP/L)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Phosphates (µmol/L)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
COD (mgC/L)	0,5	0,7	1,0	0,7	1,0	0,8	3,6	0,9	0,9	29,9	1,0	0,9
MES (mg/L)	24	15	13	11	9	10	7	7	4	2	10	8,5
DBO-5 (mgO2/L)	13	6	13	5	4	5	nd	nd	nd	nd	nd	nd
DCO-ST (mgO2/L)	498	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	200	nd	nd

Cadmium (Cd)	nd	nd	nd									
Cobalt (Co)	nd	nd	nd									
Chrome (Cr)	nd	nd	nd									
Cuivre (Cu)	22	nd	nd	3	3	3	16	nd	nd	nd	nd	30
Fer (Fe)	167	51	67	19	20	19	51	60	44	nd	39	152
Lithium (Li)	nd	296	293	497	496	495	621	717	717	nd	nd	nd
Manganèse (Mn)	79	136	136	13	10	10	55	40	29	79	33	15
Molybdène (Mo)	nd	27	28	nd	nd	nd						
Nickel (Ni)	nd	nd	nd									
Phosphore (P)	nd	70	73	44	26	28	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Plomb (Pb)	nd	nd	nd									
Soufre (S)	798000	726000	713000	785700	786000	788900	972000	942600	940000	1188000	1257000	1052000
Antimoine (Sb)	nd	nd	nd									
Selenium (Se)	nd	nd	nd									
Silicium (Si)	5800	8990	8670	3200	3600	3500	600	300	300	nd	nd	nd
Etain (Sn)	nd	nd	nd									
Strontium (Sr)	6600	6490	6380	6600	6600	6600	7600	7600	7600	9700	9700	8700
Tellure (Te)	nd	nd	nd									
Titane (Ti)	nd	nd	nd									
Thallium (Tl)	nd	nd	nd									
Vanadium (V)	nd	nd	nd									
Zinc (Zn)	nd	nd	nd	5	5	5	nd	nd	nd	nd	nd	nd

Annexe C : Ensemble des résultats de mesures de la population de *Mnemiopsis leidyi* effectués lors des 8 campagnes de prélèvements

Les paramètres mesurés sont listés ci-dessous :

- Densité de population individus/m³ (ind/m³) calculée à partir du nombre d'individus recueillis et du volume d'eau échantillonné estimé à partir de la distance parcourue. Sont présentés dans le Tableau la densité totale ainsi que la densité de chaque stade de développement (larve cyddipide, stade de transition, adulte)
- Biovolume moyen représentant le volume en ml de chaque individus
- Concentration volumique moyenne (Conc_vol) correspondant à la masse (g) d'individus par m³ d'eau
- Taille moyenne des individus (cm) déterminée à partir de la longueur de l'axe oral-aboral
- Masse moyenne des individus (g)

Camp	Date	Transect	Latitude	Longitude	Transition				Biovolume	Conc_vol	Taille	M _{ind}
					Densité	Larves	n	Adultes				
					individus/m ³ (ind/m ³)				ml/ind	g/m ³	cm	g
C1	28/05/22	T1	43,4523295	4,9449415	2,40	0,67	0,21	0,12	0,21	0,53	0,81	0,22
		T2	43,4495915	4,9444225	5,60	0,80	0,13	0,07	0,19	1,09	0,97	0,19
		T3	43,4475580	4,9460895	7,04	0,75	0,17	0,08	0,83	4,81	1,14	0,68
		T4	43,4457750	4,9521975	13,55	0,71	0,17	0,12	0,35	4,50	1,14	0,33
C2	08/07/21	T1	43,4517895	4,9462925	1,00	0,42	0,40	0,19	0,16	0,25	0,77	0,26
		T2	43,4497580	4,9459165	1,67	0,27	0,52	0,21	0,21	0,39	0,82	0,23
		T3	43,4476600	4,9484145	3,78	0,20	0,61	0,19	0,39	1,16	1,06	0,31
		T4	43,4450470	4,9507540	6,75	0,20	0,60	0,21	0,29	2,32	1,15	0,34

C3	23/02/22	T1	43,4519100	4,9446760	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
		T2	43,4490630	4,9450410	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		T3	43,4468720	4,9498345	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		T4	43,4442300	4,9512800	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
C4	26/04/22	T1	43,4522050	4,9452780	0,46	0,35	0,35	0,30	1,13	0,62	1,38	1,35	
		T2	43,4490230	4,9449235	0,99	0,22	0,20	0,59	1,39	1,47	1,55	1,49	
		T3	43,4478635	4,9476000	0,42	0,38	0,33	0,29	0,43	0,22	1,02	0,52	
		T4	43,4446990	4,9499495	0,02	0,00	1,00	0,00	0,50	0,02	0,59	1,00	
C5	13/06/22	T1	43,4519835	4,9450355	2,00	0,13	0,30	0,57	0,81	1,65	1,47	0,83	
		T2	43,4489850	4,9446965	4,19	0,17	0,25	0,57	0,89	3,79	1,64	0,90	
		T3	43,4472100	4,9492960	6,16	0,18	0,28	0,54	1,37	8,34	2,07	1,35	
		T4	43,4453005	4,9490635	12,72	0,12	0,24	0,64	1,57	20,30	2,14	1,60	
C6	18/07/22	T1	43,4522235	4,9453105	11,10	0,60	0,40	0,00	0,09	1,00	0,50	0,09	
		T2	43,4489010	4,9446535	8,67	0,45	0,55	0,00	0,08	0,66	0,54	0,08	
		T3	43,4482815	4,9495405	8,23	0,49	0,50	0,00	0,09	0,78	0,57	0,09	
		T4	43,4452685	4,9487895	10,56	0,46	0,53	0,00	0,13	1,35	0,57	0,13	
C7	12/09/22	T1	43,4519995	4,9451955	2,93	0,11	0,44	0,45	0,22	0,64	1,00	0,22	
		T2	43,4499735	4,9458045	4,92	0,07	0,45	0,49	0,32	1,75	1,12	0,36	
		T3	43,4475310	4,9470965	2,81	0,14	0,35	0,51	0,50	1,50	1,13	0,53	
C8	10/10/22	T4	43,4445315	4,9508320	13,80	0,10	0,40	0,50	0,34	5,22	1,16	0,38	
		T1	43,4506335	4,9450705	0,12	0,00	0,40	0,60	0,70	0,08	0,99	0,66	
		T2	43,4490130	4,9473600	1,52	0,10	0,43	0,48	0,44	0,68	1,15	0,45	
		T3	43,4467095	4,9476725	1,06	0,18	0,49	0,33	0,41	0,42	1,01	0,40	
		T4	43,4445800	4,9515040	1,19	0,24	0,40	0,36	0,48	0,46	1,17	0,39	

