



NATIONS  
UNIES

EP

UNEP/MED WG.509/13



**PROGRAMME DES NATIONS UNIES POUR  
L'ENVIRONNEMENT  
PLAN D'ACTION POUR LA MEDITERRANEE**

10 mai 2021  
Français  
Original : Anglais

Réunion des Point focaux du MED POL

Vidéoconférence, 27-28 mai et 6-7 octobre 2021

**Point 8 de l'ordre du jour : Questions transversales - les règles d'intégration et d'agrégation pour les objectifs écologiques 5, 9 et 10 de l'IMAP et les critères d'évaluation pour les contaminants, les nutriments et les déchets marins**

**Méthodologie des critères d'évaluation pour l'indicateur commun 13 de l'IMAP : Application pilote dans la sous-région de l'Adriatique**

Pour des raisons environnementales et économiques, ce document est imprimé en nombre limité. Les délégués sont priés d'apporter leurs exemplaires aux réunions et de ne pas demander d'autres exemplaires.

### **Note du Secrétariat**

Conformément à la décision IG.23/6 relative au Rapport 2017 sur la qualité de la Méditerranée (MED QSR) adoptée lors de la COP 20 (Tirana, Albanie, décembre 2017), les Parties contractantes et le Secrétariat ont été encouragés à tester les critères d'évaluation, y compris les conditions de référence et les délimitations des types d'eaux côtières présents en Méditerranée, comme approuvé par la décision IG.22/7 (Athènes, Grèce, février 2016). Il a également été demandé d'élaborer des critères harmonisés à l'échelle régionale pour déterminer les conditions de référence et les valeurs seuil/limites des éléments nutritifs clés dans la colonne d'eau, en tenant compte des normes disponibles pour les eaux côtières et en utilisant les données stockées dans d'autres bases de données auxquelles certains pays méditerranéens contribuent régulièrement.

À cet effet, la réunion du Groupe de correspondance de l'approche écosystémique sur la surveillance de la pollution (Podgorica, Monténégro, 2-3 avril 2019) a examiné la disponibilité des données en vue d'établir les critères d'évaluation relatifs aux nutriments et a par conséquent recommandé au Secrétariat de prendre des mesures pour déterminer les conditions de référence non seulement pour la chlorophylle *a*, mais aussi pour les nutriments, la transparence et l'oxygène, et pour faire de ces conditions des exigences minimales. Ces travaux doivent s'appuyer sur les connaissances substantielles acquises grâce à la surveillance du milieu marin.

Conformément au programme de travail 2020-2021 adopté par la COP 21 (Naples, Italie, décembre 2019), le programme MED POL a déployé de nouvelles actions visant à harmoniser et à normaliser les méthodes de surveillance et d'évaluation liées aux modules de l'IMAP sur la pollution et les déchets marins (activité 2.4.1.4), y compris les présents travaux, qui ont pour but de proposer des conditions de référence et des valeurs limites pour les nutriments.

Étant donné les limitations de l'azote/du phosphore observées en Méditerranée (c'est-à-dire les mesures limitées du phosphore inorganique dissous – PID), ainsi qu'au vu de la disponibilité limitée des données et des statistiques complexes qui y sont liées, le présent document ouvre la voie à la définition des conditions de référence et des valeurs limites pour l'azote inorganique dissous (NID) et le phosphore total (PT). À cet égard, il expose l'utilisation possible des outils et méthodes suivants : l'approche méthodologique développée pour la mer Adriatique ; le guide des meilleures pratiques pour les nutriments (CCR) et l'indice FAN/FLU (Espagne) dans les sous-régions concernées. En outre, il présente l'application pratique de l'approche méthodologique pour la mer Adriatique. La détermination des critères d'évaluation pour la transparence et l'oxygène dissous est jugée prématurée à ce stade.

Afin de garantir l'utilisation des nouveaux critères d'évaluation dans le cadre de la préparation des contributions pour 2023 MED QSR, la présente proposition de processus de fixation des conditions de référence et des valeurs limites pour DIN et TP dans le cadre de la mise en œuvre de l'IMAP CI 13 a été soumise à la réunion du Groupe de correspondance sur l'approche écosystémique sur la pollution - CorMon Pollution qui s'est tenu du 26 au 28 avril 2021.

Compte tenu de la nature évolutive de ce document, la réunion de CorMon Pollution a décidé de recommander son utilisation comme base pour progresser vers l'établissement des critères d'évaluation pour le DIN et le TP, et a recommandé sa soumission à la réunion des points focaux MED POL pour examen, à se tiendra en mai 2021.

Il a été souligné que l'élaboration se poursuivra, y compris au sein du Groupe de travail en ligne (GTO) sur l'eutrophisation. À cette fin, les Parties contractantes ont été invitées à soutenir ces travaux par: i) l'analyse des données de surveillance disponibles / nouvelles; et ii) l'élaboration et la mise à l'essai d'approches méthodologiques proposées pour la fixation des valeurs limites, y compris les approches statistiques pertinentes, adaptées à des zones spécifiques des sous-régions méditerranéennes.

## Table des matières

|     |   |    |
|-----|---|----|
| 1   | Introduction .....  | 1  |
| 1.1 | Limitation de l'azote ou du phosphore.....  | 2  |
| 1.2 | Fraction totale ou inorganique dissoute, période d'évaluation et statistiques .....   | 3  |
| 1.3 | Disponibilité des données.....  | 4  |
| 2   | Calcul des critères d'évaluation pour le NID et le PT dans la sous-région de l'Adriatique .....   | 6  |
| 2.1 | Typologie des eaux.....   | 6  |
| 2.2 | Conditions de référence.....  | 7  |
| 2.3 | Relation pression-effet .....   | 8  |
| 2.4 | Établissement des valeurs limites.....  | 9  |
| 3   | Autres méthodes proposées pour l'établissement des valeurs limites .....  | 11 |
| 3.1 | Guide des meilleures pratiques (Boîte à outils pour la détermination des seuils de concentration des nutriments, CCR).....                | 11 |
| 3.2 | Expérience de l'Espagne dans l'établissement de valeurs limites des concentrations de nutriments dans les eaux côtières de Catalogne..... | 13 |
| 4   | Élaboration des critères d'évaluation, c'est-à-dire des conditions de référence et des valeurs limites pour le NID et le PT.....          | 13 |

### Annexe I : Références

## Liste des abréviations/acronymes

|                 |  |
|-----------------|--|
| <b>EQB</b>      | Élément de qualité biologique  |
| <b>CIS</b>      | Stratégie commune de mise en œuvre   |
| <b>NID</b>      | Azote inorganique dissous  |
| <b>PID</b>      | Phosphore inorganique dissous  |
| <b>EMODnet</b>  | Réseau européen d'observations et de données relatives au milieu marin   |
| <b>RQE</b>      | Rapport de qualité écologique  |
| <b>UE</b>       | Union européenne   |
| <b>F_dil</b>    | Facteur de dilution  |
| <b>FAN</b>      | Indice Phosphate-ammonium-nitrate  |
| <b>FLU</b>      | Indice de fluvialité   |
| <b>MG</b>       | Moyenne géométrique  |
| <b>BEE</b>      | Bon état écologique  |
| <b>B/M</b>      | Bon/moyen (seuil)  |
| <b>HELCOM</b>   | Commission pour la protection du milieu marin de la mer Baltique – Commission d'Helsinki                         |
| <b>IMAP</b>     | Programme intégré de surveillance et d'évaluation  |
| <b>CCR</b>      | Centre commun de recherche – service scientifique et de production des connaissances de la Commission européenne |
| <b>ML</b>       | Modèle linéaire  |
| <b>MED GIG</b>  | Groupe d'intercalibration géographique – Méditerranée  |
| <b>MED POL</b>  | Programme de surveillance continue et de recherche en matière de pollution dans la Méditerranée                  |
| <b>DCSMM</b>    | Directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin »   |
| <b>OWG</b>      | Groupe de travail en ligne   |
| <b>QSR</b>      | Rapport sur l'état de la qualité   |
| <b>CMR</b>      | Conventions sur les mers régionales  |
| <b>NT</b>       | Azote total  |
| <b>PT</b>       | Phosphore total  |
| <b>TRIX</b>     | Indice trophique   |
| <b>PNUE/PAM</b> | Programme des Nations Unies pour l'environnement/Plan d'action pour la Méditerranée                              |
| <b>DCE</b>      | Directive-cadre sur l'eau  |
| <b>WISE</b>     | Système européen d'information sur l'eau   |

## 1 Introduction

1. L'eutrophisation est un processus d'enrichissement de l'eau par des éléments nutritifs, principalement des composés d'azote et/ou de phosphore et entraînant une croissance accrue, la production primaire de biomasse et d'algues, des évolutions dans l'équilibre des nutriments provoquant des changements dans l'équilibre des organismes et une dégradation de la qualité de l'eau (IMAP, 2017<sup>1</sup>). Les eaux de mer sont classées selon leur niveau d'eutrophisation, en fonction de la charge en nutriments et de la croissance du phytoplancton. Les zones caractérisées par de faibles niveaux de nutriments/phytoplancton sont qualifiées d'oligotrophes, tandis que les eaux modérément enrichies en nutriments sont qualifiées de mésotrophes et que les eaux riches en nutriments et en biomasse algale sont qualifiées d'eutrophes.

2. Le bon état écologique (BEE) eu égard à l'eutrophisation est atteint lorsque la communauté biologique reste bien équilibrée et conserve toutes ses fonctions nécessaires en l'absence de perturbations indésirables associées à l'eutrophisation (par ex. prolifération excessive d'algues, faible teneur en oxygène dissous, déclin des prairies de phanérogames, mort des organismes benthiques et/ou des poissons) et/ou lorsque l'on n'observe aucune incidence liée aux nutriments sur l'utilisation durable des biens et services de l'écosystème. En ce qui concerne plus particulièrement l'indicateur commun 13 de l'IMAP, relatif aux éléments nutritifs clés dans la colonne d'eau, le bon état écologique est atteint lorsque les concentrations de nutriments dans la zone euphotique correspondent aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques dominantes.

3. Les eaux côtières comptent parmi les écosystèmes les plus touchés au monde et présentent une variabilité intrinsèquement élevée, tant à l'échelle spatiale qu'à l'échelle temporelle (Reyjol *et al.*, 2014<sup>2</sup>). Dans ces environnements, les effets les plus importants de l'augmentation des concentrations de nutriments ont été observés sur des sites où le renouvellement des eaux est limité, ce qui donne lieu à des proliférations de phytoplancton et de macroalgues (Tett *et al.*, 2003<sup>3</sup>; Teichberg *et al.*, 2010<sup>4</sup>).

4. De nombreuses recherches ont été menées pour élaborer des indicateurs biologiques et les interétalonner afin d'évaluer les effets de l'eutrophisation des eaux côtières (Borja *et al.*, 2013<sup>5</sup>). Le phytoplancton est l'élément le plus approprié pour évaluer l'eutrophisation car il réagit directement à toute évolution des concentrations de nutriments (Devlin *et al.*, 2007<sup>6</sup>). Cependant, l'établissement d'un lien entre l'état écologique et les mesures de gestion a jusqu'à présent reçu moins d'attention, tout comme l'élaboration de critères significatifs et cohérents en ce qui concerne les éléments nutritifs afin de parvenir à assurer un bon état écologique (Hering *et al.*, 2015<sup>7</sup>).

5. L'Union européenne a engrangé une expérience pertinente dans ce domaine. Une comparaison des limites relatives aux concentrations de nutriments fixées par la directive-cadre sur l'eau (DCE) et par la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (DCSMM) dans les eaux de transition, les eaux côtières et les eaux marines des États membres de l'UE (Dworak *et al.*, 2016<sup>8</sup>) a révélé une énorme variabilité de ces limites, mais aussi d'autres aspects pertinents, tels que les paramètres et les mesures des nutriments utilisés, la période de l'année évaluée et les conditions de référence établies. Cette comparaison a également révélé que, souvent, les valeurs limites des concentrations de nutriments établies par les États membres ne respectent pas les normes relatives aux nutriments prévues dans les conventions sur les mers régionales (CMR).

6. Les implications possibles des grandes variations des limites de concentration de nutriments doivent être appréhendées dans le contexte de la délimitation appropriée de ces concentrations en vue d'atteindre un bon état écologique. Un guide des meilleures pratiques (Phillips *et al.*, 2018<sup>9</sup>) a été

---

élaboré dans ce contexte. Son but est de favoriser la réalisation d'un bon état écologique dans les eaux de surface. Ce guide complète les orientations précédemment formulées sur l'évaluation de l'eutrophisation (CE, 2009<sup>10</sup>) en fournissant des conseils plus ciblés sur la manière de relier les concentrations de nutriments dans les eaux de surface à des objectifs stratégiques particuliers. Il comprend une boîte à outils pour faciliter l'application des différentes approches statistiques proposées pour établir les objectifs en matière de concentration de nutriments.

7. Les approches statistiques proposées par le guide en ce qui concerne les eaux côtières et les eaux de transition se concentrent sur les relations « pression-réaction » observées entre les teneurs en nutriments et le phytoplancton. La plupart des États membres de l'UE utilisent la concentration de chlorophylle *a* (Chl *a*) en tant que mesure approximative de la biomasse phytoplanctonique dans le cadre de l'interétalonnage, tandis que la plupart des indicateurs des autres sous-éléments (composition du phytoplancton et efflorescence) n'ont pas encore été interétalonnés (Garmendia *et al.*, 2013<sup>11</sup>). Cela correspond à la surveillance de l'indicateur commun 13 (c'est-à-dire la concentration des éléments nutritifs clés dans la colonne d'eau) et de l'indicateur commun 14 (c'est-à-dire la concentration en Chl *a*) de l'IMAP, qui n'inclut pas les critères/sous-indicateurs liés à la prolifération d'algues nuisibles, à la limite photique (transparence) de la colonne d'eau, à l'abondance relative ou à la distribution en profondeur des communautés de macrophytes, ainsi qu'à la composition des espèces et à l'abondance relative des communautés de macrofaune, parmi les paramètres obligatoires dans le cadre de la mise en œuvre de l'IMAP.

### 1.1 Limitation de l'azote ou du phosphore

8. Tous les sous-indicateurs/paramètres liés aux indicateurs communs 13 et 14 de l'IMAP font l'objet d'un suivi ou ont été définis pour un suivi régulier dans le cadre de la mise en œuvre des programmes nationaux de suivi du module de l'IMAP sur la pollution récemment préparés. Les échelles temporelles sont bien harmonisées entre les Parties. Seules deux Parties ont déjà défini leurs échelles en fonction du type d'eaux, et les autres le feront au cours de la première phase de mise en œuvre.

9. Cependant, dans la région méditerranéenne, il existe de nombreuses différences en ce qui concerne les paramètres des nutriments évalués, la période d'évaluation (période estivale, toute l'année – annuelle) et la statistique utilisée (moyenne, médiane ou 90<sup>e</sup> percentile) dans l'évaluation des conditions des eaux salines. Ces différences peuvent également être observées au sein des quatre écorégions marines définies par la DCSMM et même entre les eaux de transition, les eaux côtières et les eaux marines au niveau national (Dworak *et al.*, 2016).

10. C'est généralement l'azote, plutôt que le phosphore, qui est considéré comme le nutriment le plus probablement limitant dans de nombreuses eaux côtières tempérées (Tsirtsis, 1995<sup>12</sup>). Cependant, pour la zone méditerranéenne, c'est le contraire ; l'explication de ce phénomène est résumée ci-dessous.

11. En Méditerranée, le phosphore est souvent le nutriment limitant (Lazzari *et al.*, 2016<sup>13</sup> ; Thingstad *et al.*, 2005<sup>14</sup>), bien qu'il soit suivi de près par l'azote dans ce rôle limitatif (Estrada, 1996<sup>15</sup>). Le rapport entre l'azote et le phosphore dissous en Méditerranée est d'environ 21 à 23 dans la partie occidentale (Bethoux *et al.*, 1992<sup>16</sup>), et encore plus élevé dans le bassin oriental (Krom *et al.*, 1991<sup>17</sup>), ce qui contraste avec le rapport de 16 établi pour l'océan au niveau mondial (Tyrrell, 1999<sup>18</sup>).

12. Cela a été prouvé par la reconstruction, à partir d'un modèle, de la répartition du phosphate et du nitrate inorganiques présentée par Lazzari *et al.* (2016). Ce modèle a démontré que lorsqu'une

---

limitation des nutriments se produit, dans la grande majorité des cas, le phosphore est le nutriment limitant, à l'exception notable de la mer d'Alboran, qui est principalement limitée par l'azote, et du bassin sud-ouest, dans lequel l'azote et le phosphore peuvent tous deux limiter la croissance du plancton. Ramirez *et al.* (2005<sup>19</sup>) ont révélé une limitation de l'azote dans les couches supérieures (20 premiers mètres) du nord-ouest de la mer d'Alboran pendant l'hiver, l'été et l'automne, tandis que Dafner *et al.* (2003<sup>20</sup>) ont indiqué une limitation du phosphore dans la zone du détroit de Gibraltar. Cependant, la limitation du phosphore dans les couches supérieures de cette zone n'est pas due à de très faibles concentrations de phosphore, mais plutôt à un rapport azote/phosphore (N:P) très élevé dans la zone située à l'est de Gibraltar, causé par la remontée des eaux profondes de la Méditerranée. La mer Adriatique est principalement limitée par le phosphore (Rinaldi, 2014<sup>21</sup>). Le long de la côte septentrionale et centrale de la mer Adriatique, 90 % de la variabilité globale de la chlorophylle *a* est expliquée par la concentration de phosphore total (PT) (Giovanardi *et al.*, 2018<sup>22</sup>). Les rapports N:P élevés dans la mer Adriatique (> 50) démontrent que l'azote ne limite pas la croissance des algues. Le Pô a un effet majeur sur l'ensemble du bassin de la mer Adriatique, déterminant les modèles de variation spatiale et temporelle.

## 1.2 Fraction totale ou inorganique dissoute, période d'évaluation et statistiques

13. En période d'efflorescence du phytoplancton, les nutriments inorganiques dissous dans les couches de surface peuvent être presque entièrement consommés, entraînant une limitation des nutriments lors des pics d'activité biologique. Par conséquent, les concentrations de nutriments varient considérablement selon les saisons. Pour cette raison, l'azote inorganique dissous (NID) et le phosphore inorganique dissous (PID) sont généralement mesurés et évalués lorsque l'activité biologique est la plus faible.

14. L'azote total (NT) et le phosphore total (PT), qui comprennent toutes les formes de composés azotés et phosphorés, sont également des paramètres importants qui devraient être évalués en plus des nutriments dissous, comme le fait déjà couramment, par exemple, la Commission d'Helsinki (HELCOM) dans les eaux côtières suédoises, finlandaises et estoniennes (HELCOM, 2009<sup>23</sup>). L'ajout des nutriments totaux aux nutriments inorganiques en tant qu'indicateurs clés renforce le lien entre les concentrations de nutriments dans la mer et l'enrichissement en nutriments. Ces paramètres peuvent également permettre de prendre en compte les changements climatiques dans l'évaluation de l'eutrophisation, puisque des températures plus élevées entraîneront une prolifération du phytoplancton tout au long de l'année et/ou d'éventuelles évolutions des communautés de zooplancton.

15. En outre, il existe d'autres considérations qui ne sont pas directement liées à l'établissement des seuils de nutriments, mais qui sont néanmoins importantes. Les nutriments totaux sont essentiels pour déterminer les bilans nutritifs (c'est-à-dire pour estimer la quantité de nutriments qui entre et sort d'une zone). Ces bilans revêtent une importance particulière dans les eaux côtières et marines qui sont influencées par le transport transfrontières de nutriments et reçoivent des apports de nutriments venus d'autres pays.

16. En outre, les nutriments totaux sont également des paramètres indispensables pour l'établissement des objectifs de réduction des nutriments. Dès lors, la surveillance et l'évaluation des formes de nutriments totaux et dissous sont nécessaires pour bien comprendre l'évolution des concentrations de nutriments dans l'environnement marin. Cependant, dans le cadre de la surveillance actuelle de l'eutrophisation, à la fois lors de la mise en œuvre de l'IMAP et lors de l'application de la DCSMM, il est requis de mesurer toutes les formes totales (NT, PT) et dissoutes (ammoniac, nitrite, nitrate, orthophosphate, orthosilicate) afin de permettre le calcul des concentrations de toutes les formes agrégées, comme le NID et le PID.

---

17. Pour qu'une approche de gestion cohérente puisse être appliquée, il est important d'assurer une cohérence entre les eaux de transition, les eaux côtières et les eaux marines, au moins au sein d'une même région ou sous-région, en ce qui concerne la surveillance et l'évaluation des paramètres des nutriments.

18. Enfin, il importe de prêter attention au choix des mesures statistiques utilisées pour agréger les échantillons de nutriments prélevés au cours d'une période d'évaluation donnée afin de déterminer les concentrations du paramètre/de l'indicateur surveillé. La plupart des conventions sur les mers régionales utilisent des concentrations moyennes pour permettre des comparaisons croisées. Cependant, il peut y avoir des cas où l'utilisation de la médiane est plus fiable, car elle est moins influencée par les valeurs aberrantes. Le choix des statistiques appropriées dépend en grande partie de la taille de l'échantillon et de la qualité de la surveillance.

19. Étant donné que les distributions statistiques de la chlorophylle *a* et des nutriments tendent à suivre une loi log-normale, le paramètre qui permet d'estimer au mieux la valeur autour de laquelle se produit le regroupement central est représenté par la moyenne géométrique, c'est-à-dire la moyenne arithmétique des données logarithmiques reconverties en nombres. La normalisation des répartitions de données au moyen de la transformation logarithmique stabilise la variance, avec un écart-type pratiquement constant dans le cas de la transformation logarithmique décimale (Giovanardi et Tromellini, 1992<sup>24</sup>). Ces propriétés statistiques indiquent qu'établir les critères d'évaluation en Méditerranée en prenant pour mesure la moyenne géométrique annuelle des données est une mesure statistique appropriée.

20. À la lumière des considérations susmentionnées et compte tenu de la disponibilité limitée des données présentées ci-après, le présent document ouvre la voie au calcul des conditions de référence et des valeurs limites pour l'azote inorganique dissous (NID) et le phosphore total (PT).

### 1.3 Disponibilité des données

21. La détermination de la disponibilité des données pour le calcul des critères d'évaluation du NID et du PT comprend les trois sources suivantes :

- 1) Les nouvelles données du système d'information pilote de l'IMAP, qui incluent les données de surveillance nationales communiquées pendant la phase d'essai de ce système, et en particulier après le lancement de l'appel officiel à la communication de données en juin 2020 ;
- 2) Toutes les données de surveillance de la base de données du MED POL (c'est-à-dire les données transmises avant 2012 qui ont été téléchargées dans la base de données du MED POL ainsi que les données transmises au MED POL en dehors de la base de données, dans le format des anciens modèles de métadonnées au cours de la période 2013-2019) qui sont en cours de migration vers le système d'information pilote de l'IMAP ;
- 3) Le centre de données de l'UE (Réseau européen d'observations et de données relatives au milieu marin – EMODnet).

#### *Système d'information pilote de l'IMAP et base de données du MED POL*

22. Le tableau 1 présente un résumé des données transmises à la fois au système d'information pilote de l'IMAP et à la base de données du MED POL.

**Tableau 1** : Données du système d'information pilote de l'IMAP et de la base de données du MED POL disponibles aux fins du calcul des critères d'évaluation du NID et du PT. Les ensembles de données utilisés pour les évaluations de 2017 et de 2019 sont donnés à titre de comparaison.

| Pays    | Données transmises à la base de données du MED POL | Données transmises au système d'information pilote de l'IMAP* |             |
|---------|--|---|-------------|
|         |  | Validée   | Non validée |
| Albanie | 2005-2006  | -   |             |
| Algérie | 2012   | -   |             |



|                    |                                 |           |           |
|--------------------|---------------------------------|-----------|-----------|
| Bosnie-Herzégovine | 2006-2008                       | 2013-2020 |           |
| Croatie            | 2009, 2011-2014                 | -         |           |
| Chypre             | 1999-2015                       | -         | 2016-2019 |
| Égypte             | 2009-2010; 2012;2015            | -         |           |
| France             | 2009-2012;2013; 2016            |           |           |
| Grèce              | 1999-2000, 2004-2006            | -         |           |
| Israël             | 2001-2013; 2015                 | 2018-2019 |           |
| Italie             | -                               | -         |           |
| Libye              | -                               | -         |           |
| Malte              | -                               | -         |           |
| Monaco             | -                               | -         |           |
| Monténégro         | 2008-2012; 2014-2015; 2016-2017 | -         | 2018-2019 |
| Maroc              | 2006-2008; 2013-2015            | -         |           |
| Syrie              | 2007                            | -         |           |
| Slovénie           | 1999-2013, 2015-2016            | 2017-2019 |           |
| Espagne            | -                               | 2019      |           |
| Tunisie            | 2002-2014                       | -         |           |
| Turquie            | 2005-2009, 2011, 2013-2015      | -         |           |

\*Des données validées et des données non validées ont été utilisées pour l'évaluation des sources en vue du calcul des critères d'évaluation pour le NID et le PT, étant donné que certaines données peuvent se voir attribuer un statut « non validé » temporaire en raison de problèmes techniques dans le système d'information de l'IMAP.

23. On peut conclure que les données disponibles aux fins du calcul des critères d'évaluation (c'est-à-dire les conditions de référence et les valeurs limites) pour le NID et le PT sont insuffisantes. En effet, pour calculer les conditions de référence et des valeurs limites, il faut disposer au minimum des ensembles de données suivants : trois années continues de surveillance, avec une fréquence minimale mensuelle pour les types d'eaux I et II et bimensuelle à saisonnière pour le type III. Il convient également de noter que d'autres paramètres d'appui (c'est-à-dire la température, la salinité et l'oxygène dissous) doivent être disponibles pour définir la typologie des eaux.

Données disponibles dans le centre de données de l'UE (Réseau européen d'observations et de données relatives au milieu marin – EMODnet)

24. Au vu de la faible quantité de données rapportées dans le système d'information pilote de l'IMAP et dans la base de données du MED POL, la disponibilité des données au sein d'EMODnet a également été examinée (tableau 2). Il convient toutefois de noter que les données d'EMODnet ne concernent que la Croatie, l'Espagne, la France, la Grèce, Israël, l'Italie, le Monténégro, la Tunisie et la Turquie. Par ailleurs, le format des données d'EMODnet est différent de celui des données rapportées dans le système d'information pilote de l'IMAP. Par conséquent, un travail supplémentaire considérable est nécessaire pour corrélérer et agréger les données provenant de ces deux sources.

**Tableau 2 :** Ensembles de données concernant la chlorophylle *a* et les nutriments disponibles sur EMODnet, pour la période 2015-2020.

| Pays       | Total des données disponibles | Non restreint |
|------------|-------------------------------|---------------|
| Croatie    | 429                           | -             |
| France     | 2344                          | 493           |
| Grèce      | 229                           | -             |
| Israël     | 29                            | 29            |
| Italie     | 2156                          | 1247          |
| Monténégro | 146                           | -             |
| Espagne    | 244                           | -             |
| Tunisie    | 29                            | -             |
| Turquie    | 726                           | 180           |

25. Au vu de la disponibilité des données établie ci-dessus, les sous-régions/sous-zones méditerranéennes suivantes peuvent être indiquées aux fins du calcul des conditions de référence et

des valeurs limites pour le NID et le PT : Adriatique, mer du nord-ouest de la Méditerranée, mer Tyrrhénienne, mer Égée et bassin Levantin. Ces propositions tiennent compte des zones qui ont été initialement proposées pour le calcul des critères d'évaluation relatifs aux contaminants<sup>25</sup>. Cette délimitation peut être considérée comme la phase initiale de l'établissement des conditions de référence et des valeurs limites pour les nutriments, tandis que les valeurs concernant l'ensemble de la Méditerranée pourront être avancées à partir des données fournies par les Parties contractantes qui combleront les lacunes actuelles.

26. Le groupe de travail en ligne sur l'objectif écologique 5 doit contribuer concrètement à l'augmentation de la disponibilité des données et au calcul statistique des données dans les zones susmentionnées.

## 2 Calcul des critères d'évaluation pour le NID et le PT dans la sous-région de l'Adriatique

27. La très riche expérience scientifique engrangée en ce qui concerne l'eutrophisation dans la mer Adriatique met en évidence les problèmes dérivés de la pression eutrophique liée au bassin versant du Pô, où vivent quelque 16 millions d'habitants. Parallèlement à cette expérience scientifique, il existe également un énorme ensemble de données qui a permis le développement de l'indice trophique (TRIX) (Volenweider *et al.*, 1998<sup>26</sup>), qui sert à évaluer l'eutrophisation, ainsi que d'une approche régionale pour l'élaboration de critères de classification fondés sur la chlorophylle *a* dans le cadre de l'IMAP (Giovanardi *et al.*, 2018).

28. Ces données permettent de poursuivre le développement d'une approche harmonisée quant à la définition des conditions de référence et des valeurs limites pour le NID et le PT, à partir de la relation entre les pressions et les réactions. Les étapes nécessaires à cet effet sont présentées ci-après, tandis que l'élaboration détaillée de cette approche est exposée dans le document UNEP/MED WG.492/Inf.12 soumis pour information à la présente réunion.

### 2.1 Typologie des eaux

29. La typologie des eaux est très importante pour le développement ultérieur des systèmes de classification d'une zone donnée. Les principaux types d'eaux côtières et les critères qui s'y rapportent en Méditerranée ont été définis à la suite de leur interétalonnage, applicable uniquement au phytoplancton, conformément à la décision IG.22/7 sur l'IMAP (COP 19, 2016<sup>27</sup>).

30. La typologie des eaux, paramètre fondé sur une base numérique robuste, peut décrire le comportement dynamique d'un système côtier. Les critères d'évaluation sont élaborés selon des types d'eaux qui sont principalement axés sur les paramètres hydrologiques et la caractérisation de la dynamique et de la circulation des masses d'eau. Ils reposent sur l'introduction de la densité et sur le paramètre de la stabilité statique (dérivé des valeurs de température et de salinité dans la colonne d'eau) pour caractériser les masses d'eau.

31. La première étape de la définition des conditions de référence et des valeurs limites pour une zone donnée, en l'occurrence la sous-région de la mer Adriatique, consiste à identifier les types d'eaux actuels et à leur attribuer les données liées aux limites de densité ou de salinité (tableau 3).

**Tableau 3 :** Principaux types d'eaux côtières pertinents pour la mer Adriatique, avec les limites de densité et de salinité.

|                      | Type I | Type IIA, IIA Adriatique | Type IIIW |
|----------------------|--------|--------------------------|-----------|
| $\sigma_t$ (densité) | <25    | 25<d<27                  | >27       |
| S (salinité)         | <34.5  | 34.5<S<37.5              | >37.5     |

<sup>25</sup> Les sous-régions et sous-zones méditerranéennes sont initialement proposées en fonction de la disponibilité des sources de données pour le calcul des critères d'évaluation relatifs aux contaminants (UNEP(DEPI)/MED WG.427/Inf.3 ; UNEP/MED WG.463/8 ; UNEP/MED WG.467/7).

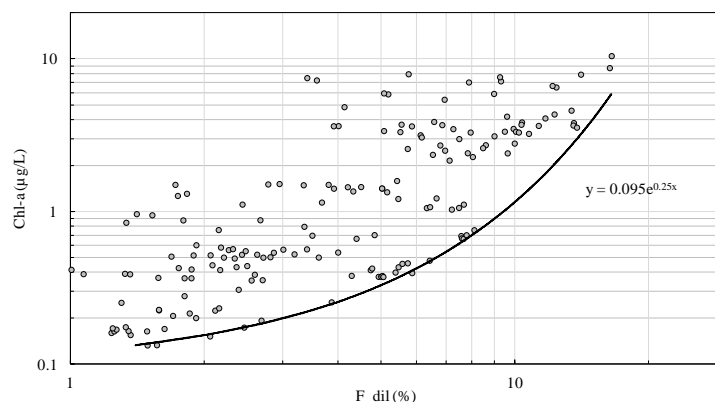
## 2.2 Conditions de référence

32. Les conditions de référence sont une description des éléments de qualité biologique que comprend ou comprendrait un bon état écologique, c'est-à-dire sans aucune ou avec très peu de perturbations dues aux activités humaines. L'établissement de normes en ce qui concerne les conditions de référence est censé permettre d'évaluer la qualité écologique par rapport à ces normes (document d'orientation n° 5 de la CIS de la DCE, 2003<sup>28</sup>).

33. Une approche acceptable consiste à utiliser un indicateur de pression global capable de prendre en compte le transport potentiel de nutriments (charges naturelles + charges anthropiques) du continent vers la mer et qui mesure également ce transport, quoique de manière peu précise, en vérifiant l'absence éventuelle de pressions notables exercées par les activités humaines. À cette fin, l'utilisation du facteur de dilution est envisagée, comme cela a été le cas lors de l'élaboration des conditions de référence pour la mer Adriatique et la mer Tyrrhénienne (Giovanardi *et al.*, 2018).

34. Le facteur de dilution est formulé comme suit :  $F_{dil} = [(S-s)/S] * 100$ , où  $S$  = salinité en haute mer,  $s$  = salinité mesurée à un point d'échantillonnage côtier donné (Giovanardi et Vollenweider, 2004<sup>29</sup>).

35. Le rôle du facteur  $F_{dil}$  dans l'attribution des conditions de référence pour la chlorophylle  $a$  est



illustré dans la figure 1.

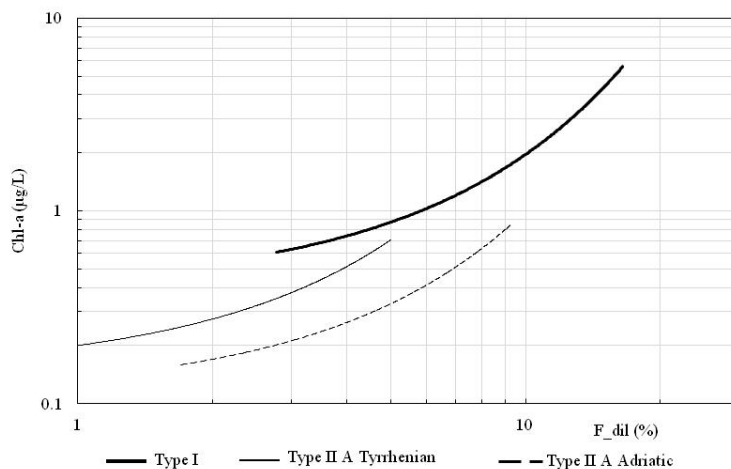
**Figure 1 :** Nuage de points illustrant les moyennes géométriques (MG) annuelles des concentrations de chlorophylle  $a$  (Chl  $a$ ) en fonction du facteur de dilution ( $F_{dil}$ ) pour les types I et IIA. La courbe marque la limite inférieure des valeurs des conditions de référence pour la chlorophylle  $a$ . Illustration originale de Giovanardi *et al.*, 2018.

36. Cette ligne de séparation peut être interprétée comme le seuil entre les pressions naturelles et les pressions anthropiques. On suppose que les charges en nutriments, qu'elles soient naturelles ou générées par des activités humaines mineures, déterminent une réaction des systèmes côtiers qui est bien représentée par les concentrations de chlorophylle  $a$  situées sur la courbe (figure 1). Ainsi, l'évaluation des conditions de référence ne découle pas de considérations théoriques ou de jugements d'experts, mais se réfère à des situations réelles observées le long de la côte adriatique.

37. Il est impossible d'utiliser la même approche pour les nutriments, étant donné que le facteur de dilution représente une mesure intégrée des pressions exercées par le nutriment sur l'écosystème. Cependant, la définition des conditions de référence pour la chlorophylle  $a$  correspondant aux différents types d'eaux précède la définition des conditions de référence pour les nutriments, alors que ces dernières seront dérivées de la relation entre les pressions et les effets, comme cela est exposé ci-après.

38. Afin de définir plus précisément les conditions de référence pour la chlorophylle  $a$  correspondant à chaque type d'eaux, les données correspondant aux différents types d'eaux de la mer

Adriatique ont été examinées séparément. Il a ensuite été possible de tracer des courbes distinctes pour tous les types (figure 2), qui représentent les conditions de référence pour chaque type.



**Figure 2 :** Conditions de référence pour la chlorophylle *a* (Chl *a*) correspondant à différents types d'eau, en fonction du gradient du facteur de dilution (F\_dil). Illustration originale de Giovanardi *et al.*, 2018.

39. Les meilleures relations fonctionnelles entre les conditions de référence pour la chlorophylle *a* et le facteur de dilution étaient toujours exponentielles. Les équations décrivant ces relations ont été utilisées pour dériver des conditions de référence pour la chlorophylle *a* spécifiques à chaque type d'eaux, correspondant à la valeur moyenne du facteur de dilution. Le tableau 4 résume les résultats de ces calculs.

**Tableau 4 :** Tableau récapitulatif des conditions de référence (CR) pour l'élément de qualité biologique phytoplancton, basées sur la chlorophylle *a*.

| Type                | Relations fonctionnelles | F_dil (%)<br>Valeur moyenne | CR - Chl <i>a</i> (µg/L)<br>en tant que <i>MG</i> |
|---------------------|--------------------------|-----------------------------|---|
| Type I              | $y = 0.388 e^{0.162x}$   | 7.9                         | 1.40  |
| Type IIA Adriatique | $y = 0.109 e^{0.221x}$   | 4.96                        | 0.33  |

### 2.3 Relation pression-effet

40. Il est essentiel de déterminer la relation pression-effet pour établir les conditions de référence pour les nutriments. En outre, une compréhension complète de la relation fonctionnelle qui lie les pressions aux effets écologiques permettra, en fin de compte, d'élaborer les programmes et les mesures qui constitueront l'objectif final du processus d'évaluation. Pour définir la relation entre la pression et l'effet, il est nécessaire d'appliquer des analyses statistiques pertinentes.

41. Tout d'abord, la sensibilité des indicateurs sélectionnés aux différents indicateurs de pression a été évaluée au moyen d'une analyse de régression multiple fondée sur des modèles linéaires. Au moyen de cette analyse de régression par étapes, les variations de la concentration de chlorophylle *a* ont été testées par rapport aux indicateurs de pression issus de l'ensemble de données disponibles pour la mer Adriatique (c'est-à-dire les concentrations de nutriments, la saturation en oxygène, le facteur de dilution et la profondeur de Secchi). Cette analyse a reposé sur les moyennes géométriques annuelles des paramètres.

42. Les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide de logiciels statistiques fournis par le programme R ; la procédure statistique exacte est expliquée dans le document UNEP/MED WG.492/Inf.12<sup>30</sup> soumis pour information à la présente réunion.

43. Le traitement des données a impliqué l'utilisation de techniques d'analyse de régression fournies par le progiciel *stats*. Pour le type I, parmi toutes les combinaisons possibles, la technique de régression par étapes a abouti au modèle linéaire (ML) suivant :

$$ML \text{ (formule = } Chl\ a \sim F\_dil + aD\_O + PT + NID, \text{ donnée = Type\_I)}$$

44. Le modèle linéaire ajusté explique 89 % de la variabilité totale des concentrations de chlorophylle *a* et c'est le PT qui pèse le plus dans la détermination de cette variabilité.

45. Pour les eaux côtières de type IIA, la technique de régression par étapes a abouti au modèle linéaire suivant :

$$ML \text{ (formule = } Chl\ a \sim F\_dil + PT, \text{ donnée = Type\_IIA)}$$

46. Le modèle linéaire est relativement simple. Seuls deux régresseurs ont été choisis, le PT ayant un poids largement dominant par rapport au facteur de dilution ; le niveau de variabilité des concentrations de chlorophylle *a* expliquée par ce modèle est de 78 %. Comme le PT représente le poids maximal dans la détermination de la variabilité des concentrations de chlorophylle *a*, pour les eaux de l'Adriatique de type I et de type IIA, ce paramètre peut être considéré comme l'indicateur le plus pertinent du gradient de pression. Dans ce cas, le phosphore présent dans la colonne d'eau (PT) peut être considéré comme une mesure interne de l'enrichissement externe en phosphore.

47. Les relations calculées ci-dessus ont montré que la sensibilité de la chlorophylle *a*, considérée comme la réaction des systèmes côtiers à la disponibilité des nutriments en termes de production de biomasse phytoplanctonique, est largement contrôlée par le phosphore total, que l'on peut donc considérer comme le principal indicateur de pression.

48. Les principales équations de régression qui ont ensuite été utilisées pour déterminer les critères de classification écologique sont résumées dans le tableau 5.

**Tableau 5 :** Liste des relations fonctionnelles d'intérêt par type d'eaux. Pour chaque équation de régression, la taille de l'échantillon N et les valeurs R au carré sont fournies.

| Lien fonctionnel | Type I  | Type IIA Adriatique  |
|------------------|---|--|
| 1. PT vs TRIX    | [PT] = exp [(TRIX - 6,064)/1,349]<br>N = 15   | [PT] = exp [(TRIX - 6,148)/1,583]<br>N = 52  |
| 2. Chl a vs PT   | [Chl a] = 10,591 [PT] <sup>1,237</sup><br>N = 15 ; R <sup>2</sup> = 0,835 ; P = 4,45 10 <sup>-6</sup> | [Chl a] = 3,978 [PT] <sup>1,347</sup><br>N = 52 ; R <sup>2</sup> = 0,896 ; P = 2,2 10 <sup>-16</sup> |

49. La nature de ces relations est presque toujours de type *log-log*, ce qui fournit le plus haut degré de corrélation. Les équations de la ligne 1 ont été obtenues à partir de la relation inverse entre l'indice TRIX et sa composante PT. Pour les eaux de l'Adriatique de type I et de type IIA, ces équations ont été préparées séparément pour chaque type d'eaux, en utilisant les mêmes données que celles utilisées pour évaluer les relations fonctionnelles entre le PT et la chlorophylle *a*. Enfin, les équations de la ligne 2 exploitent la relation entre le PT et la chlorophylle *a*, l'objectif étant de délimiter les classes de qualité écologique du critère de classification, tant pour les conditions de référence que pour les valeurs limites.

50. En ce qui concerne la concentration de NID, cet aspect n'a pas été approfondi car la régression par étapes (c'est-à-dire les modèles linéaires) a révélé que cette méthode n'explique pas la variabilité des concentrations de chlorophylle *a* et qu'il est impossible d'établir des limites précises pour le NID.

## 2.4 Établissement des valeurs limites

51. Ayant défini les conditions de référence relatives aux nutriments pour les eaux côtières de type I et de type IIA et ayant mis en évidence leurs relations pression-effet, on dispose de tous les outils nécessaires pour définir les critères de classification de l'élément de qualité biologique (EQB) « phytoplancton » dans les eaux côtières de l'Adriatique. Étant donné que l'indice trophique (Vollenveider *et al.*, 1998) a été développé en premier lieu pour le nord de l'Adriatique et que son utilisation écologique est bien connue, il a servi d'échelle interne pour établir les valeurs limites.

52. La première étape a consisté à calculer les conditions de référence pour les eaux de l'Adriatique de type I et de type II à partir de la relation fonctionnelle entre la Chl *a* et le PT (tableau 5, ligne 2), ce qui a donné, respectivement, 0,19 µmol/L et 0,16 µmol/L.

53. L'étape suivante dans l'établissement des valeurs limites a été la définition de la limite la plus importante, à savoir la limite « bon/moyen » (B/M), qui délimite la nécessité de prendre des mesures en cas de défaillance du bon état écologique. Tout d'abord, la limite a été fixée pour le PT, qui semble être le meilleur indicateur de pression pour le phytoplancton, comme expliqué ci-dessus. La limite B/M pour le PT a été calculée à l'aide des équations de la ligne 1 du tableau 5 et fixée à la limite TRIX correspondante entre un bon état trophique et un état médiocre (TRIX = 5 ; Giovanardi *et al.*, 2018), qui correspond à la transition entre les conditions mésotrophes et eutrophes dans l'écosystème côtier.

54. Cette limite a été utilisée pour les eaux de l'Adriatique de type IIA, s'établissant à une valeur de 0,48 µmol/L. Pour les eaux de type I, la valeur de l'indice TRIX dont est dérivée la limite B/M a été augmentée à 5,25 afin de prendre en compte les charges de nutriments provenant de sources naturelles transportées par le Pô dans la mer Adriatique, vraisemblablement en quantités non négligeables. Ainsi, la limite B/M pour le PT a été fixée à 0,55 µmol/L pour les eaux de type I. Toutes les valeurs des limites pour les eaux de l'Adriatique de types I et IIA ont été calculées de la même manière (tableaux 6 et 7).

55. Les limites médiocre/mauvais identifiées se réfèrent à des conditions « virtuelles » car, dans aucun des ensembles de données analysés dans ce travail, il n'a été possible de détecter des situations réelles associées à la classe d'état écologique « mauvais ». Les concentrations de PT caractérisant la classe d'état écologique « mauvais » ont été extrapolées à partir des relations fonctionnelles étendues à la zone des diagrammes non couverte par les observations. Il est impossible de prédire comment les systèmes côtiers se comporteraient avec des concentrations de phosphore aussi élevées, d'autant qu'il est nécessaire d'en déterminer les moyennes annuelles. Par conséquent, cette catégorie est considérée comme indicative, mais pas strictement nécessaire pour une classification correcte de l'état écologique de l'EQB « phytoplancton » fondée sur la concentration de PT.

**Tableau 6 :** Conditions de référence et valeurs limites des classes de qualité écologique pour l'EQB « phytoplancton » exprimées par différents paramètres pour les eaux côtières de type I.

| Valeurs limites  | TRIX | Chl <i>a</i> , MG annuelle | PT, MG annuelle |
|------------------|------|----------------------------|-----------------|
|                  |      | µg/L                       | µmol/L          |
|                  | -    | 1.40                       | 0.19            |
| Très bon/bon     | 4.25 | 2.0                        | 0.26            |
| Bon/moyen        | 5.25 | 5.0                        | 0.55            |
| Moyen/médiocre   | 6.25 | 12.6                       | 1.15            |
| Médiocre/mauvais | 7    | 25.0                       | 2.00            |

**Tableau 7 :** Conditions de référence et valeurs limites des classes de qualité écologique pour l'EQB « phytoplancton » exprimées par différents paramètres pour les eaux côtières de type IIA de l'Adriatique.

| Valeurs limites  | TRIX | Chl <i>a</i> , MG annuelle | PT, MG annuelle |
|------------------|------|----------------------------|-----------------|
|                  |      | µg/L                       | µmol/L          |
|                  | -    | 0.33                       | 0,16            |
| Très bon/bon     | 4    | 0.64                       | 0.26            |
| Bon/moyen        | 5    | 1.5                        | 0.48            |
| Moyen/médiocre   | 6    | 3.5                        | 0.91            |
| Médiocre/mauvais | 7    | 8.2                        | 1.71            |

Eaux de type IIIW de l'Adriatique

56. En suivant la même approche que celle utilisée pour les eaux de type I et de type IIA, les MG globales des concentrations de nutriments ont été mises en relation avec le facteur de dilution pour les

eaux de type IIIW. Aucune corrélation n'a été trouvée pour le NID ( $R^2 = 0,05$  ;  $P = 0,303$ ) et, pour le PT, la relation était même contraire à celle attendue (Giovanardi *et al.*, 2018). De plus, les valeurs globales de la MG des concentrations de chlorophylle *a* varient entre environ 0,1 et environ 0,4  $\mu\text{g/L}$ . Étant donné que le schéma de classification écologique se compose de 5 classes de qualité écologique, la limite de discrimination entre deux valeurs annuelles contiguës concernant la MG des concentrations de chlorophylle *a* ne serait pas adaptée à une classification correcte et sûre (Giovanardi *et al.*, 2018). Pour cette raison, une seule valeur seuil est donc proposée pour les eaux côtières de type III W, à savoir la valeur « très bon/bon » de 0,26  $\mu\text{mol/L}$  attribuée pour les eaux de type IIA de l'Adriatique.

### 3 Autres méthodes proposées pour l'établissement des valeurs limites

#### 3.1 Guide des meilleures pratiques (Boîte à outils pour la détermination des seuils de concentration des nutriments, CCR)

57. Le document intitulé « *Best practice for establishing nutrient concentrations to support good ecological status* » (Meilleures pratiques pour la détermination des concentrations de nutriments favorisant un bon état écologique) a été élaboré par le Centre commun de recherche (CCR), le service scientifique et de production des connaissances de la Commission européenne (Phillips *et al.*, 2018). L'objectif de ce document est d'aider les États membres de l'UE à parvenir à un bon état écologique (BEE) dans leurs eaux de surface. Il complète le document d'orientation de la stratégie commune de mise en œuvre (CIS) sur l'évaluation de l'eutrophisation dans le contexte des politiques européennes de l'eau (CE, 2009) en fournissant des conseils sur la manière de relier les concentrations de nutriments dans les eaux de surface à des objectifs stratégiques spécifiques. Le guide peut être utilisé pour contrôler les valeurs limites existantes ou pour en établir de nouvelles. Ces orientations sont appuyées par une boîte à outils prenant la forme d'un classeur Excel et d'une série de scripts qui peuvent être exécutés à l'aide de R, un langage à code source ouvert largement utilisé pour l'analyse statistique et la présentation graphique (R Development Core Team, 2016<sup>31</sup>). La boîte à outils fournit le code R complet ainsi qu'une série d'exemples qui peuvent être utilisés pour découvrir les différentes méthodes.

58. Cette boîte à outils comprend différentes approches statistiques permettant de déterminer les valeurs limites des concentrations de nutriments, comme expliqué ci-dessous.

59. *Régression linéaire univariée* : En supposant qu'il existe une relation linéaire entre le rapport de qualité écologique (RQE) et les nutriments, trois types de régression sont appliqués : deux régressions linéaires par la méthode des moindres carrés ordinaires (MCO) entre le RQE et la concentration logarithmique des nutriments, où chaque variable est traitée alternativement comme la variable indépendante (aucune de nos deux variables ne pouvant être considérée comme exempte d'erreur dans la pratique), et une troisième régression de type II, la régression par l'axe majeur des données cadrées. La gamme prédite des valeurs seuils des concentrations de nutriments est ensuite déterminée à partir de la gamme des résultats issus des paramètres de ces régressions.

60. *Régression logistique* : Cette approche traite l'état écologique comme une variable catégorielle pour laquelle un modèle logistique est ajusté entre les données catégorielles en utilisant une réponse binaire, « biologie moyenne ou mauvaise » = 1 ou « biologie bonne ou très bonne » = 0 et le logarithme correspondant au nutriment. Les concentrations de nutriments sont déterminées lorsque la probabilité des conditions « moyennes ou mauvaises » a été établie à 0,5. Dans le cas où l'on suspecte l'existence de pressions supplémentaires, autres que les nutriments, une valeur de concentration en nutriments a été déterminée avec une probabilité de 0,75 au lieu de 0,5.

61. *Méthodes catégorielles* : Les concentrations de nutriments associées à une classe d'état écologique particulière pourraient également être exprimées sous la forme d'une distribution à partir de laquelle un quantile supérieur pourrait être choisi pour indiquer une concentration de nutriments au-dessus de laquelle la détermination d'un bon état est très peu probable, ou un quantile inférieur en dessous duquel la détermination d'un bon état est très probable (moyenne des quartiles supérieurs et

inférieurs des classes adjacentes), à condition que les nutriments soient le principal facteur de détermination de l'état écologique. La moyenne de la médiane des classes adjacentes et la distribution du 75<sup>e</sup> percentile supérieur sont deux autres approches catégorielles qui ont été mises à l'essai.

62. *Minimisation de l'inadéquation de la classification* : Cette méthode permet d'estimer la valeur seuil des concentrations de nutriments qui minimise le décalage entre l'état (bon ou très bon et moyen ou mauvais) pour l'élément écologique et l'élément d'appui.

63. *Régression quantile linéaire* : Cette alternative est utile lorsque les interactions nutriments-biologie sont confondues par d'autres facteurs de stress ou facteurs environnementaux, ce qui entraîne des distributions en forme de coin ou de coin inversé. Dans ce cas, la régression quantile permet de prédire différents taux de changement dans la variable de réaction le long des quantiles supérieurs (en présence de facteurs de stress) ou inférieurs (en présence de facteurs environnementaux atténuants) de la distribution des données (Cade et Noon, 2003<sup>32</sup>). Le guide des meilleures pratiques fournit des informations détaillées sur les méthodes incluses dans la boîte à outils (Phillips *et al.*, 2018).



### 3.2 Expérience de l'Espagne dans l'établissement de valeurs limites des concentrations de nutriments dans les eaux côtières de Catalogne

64. La méthode des indices FAN (phosphate-ammonium-nitrite) et FLU (fluvialité) évalue l'état physico-chimique des eaux côtières et permet d'établir des valeurs limites des concentrations de nutriments pour favoriser le bon état écologique. Cette méthode est basée sur un processus d'établissement de ces valeurs nettement différent de celui décrit dans le présent document. Au lieu d'utiliser simultanément les données sur les nutriments et les EQB, elle évalue d'abord l'état physico-chimique des eaux côtières, puis le met en relation avec les EQB. Les valeurs limites des concentrations de nutriments sont ensuite établies à partir de cette relation. Cette approche prend en compte simultanément les concentrations de plusieurs nutriments inorganiques dissous et leur stœchiométrie au lieu de se concentrer sur un seul nutriment, comme c'est le cas lors de l'application des méthodes proposées dans la boîte à outils.

65. La méthode des indices FAN et FLU a été développée à partir de la base de données physico-chimiques du programme catalan de surveillance des eaux côtières. Les données sont représentatives du nord-ouest de la Méditerranée et comprennent 20 102 enregistrements provenant de 268 stations d'échantillonnage, consignés entre 1994 et 2014. Une analyse factorielle réalisée avec cette base de données a révélé que les principales pressions ayant un effet sur les eaux côtières sont les *influences continentales*, qui sont liées aux gradients de nutriments inorganiques dissous et à la teneur en eau douce (l'inverse de la salinité). Une évaluation de l'état physico-chimique des eaux côtières basée sur les influences continentales a donné des résultats presque équivalents (corrélation de 0,93) à ceux obtenus avec l'indice trophique (TRIX) de Vollenweider *et al.* (1998). Une rotation supplémentaire appliquée à l'analyse factorielle a révélé que les influences continentales sont divisées en deux gradients distincts : les niveaux d'ammonium inorganique, de phosphate et de nitrite dissous définissent un gradient d'influences urbaines, tandis que les niveaux de silicate inorganique dissous et de nitrate, ainsi que la teneur en eau douce, représentent un gradient d'influences d'eau douce ou de fluvialité. On considère que le premier gradient reflète les influences urbaines et le second les pressions continentales naturelles exercées sur les eaux côtières (bien que les influences d'eau douce soient en partie liées à l'enrichissement en nitrates provenant de sources agricoles).

66. Ces gradients d'influences urbaines et d'eau douce ont servi de base au développement des indices FAN et FLU. L'indice FAN est échelonné en cinq catégories de qualité de l'eau (très bonne, bonne, moyenne, médiocre et mauvaise), et l'indice FLU en cinq catégories de fluvialité (très faible, faible, moyenne, élevée et très élevée). Les résultats combinés fournissent une évaluation finale des influences continentales atteignant les eaux côtières (urbaine, fluviale, mixte ou nulle) et, par conséquent, une évaluation de l'état physico-chimique de ces eaux. Les indices peuvent être appliqués à partir de données provenant d'eaux littorales (0-200 m du rivage) ou d'eaux situées plus au large (> 200 m du rivage), ou des deux. La procédure, les équations et les limites régissant l'application des indices FAN et FLU ainsi que des informations détaillées sur la méthode sont disponibles dans Flo (2017<sup>33</sup>).

## 4 Élaboration des critères d'évaluation, c'est-à-dire des conditions de référence et des valeurs limites pour le NID et le PT

67. Bien que l'élaboration des critères d'évaluation pour les concentrations de nutriments, la transparence et l'oxygène ait été reconnue comme un minimum pour répondre aux besoins identifiés dans le Rapport 2017 sur la qualité de la Méditerranée, d'après la disponibilité des données, l'établissement des conditions de référence et des valeurs limites n'est possible que pour le NID et le PT, et dans plusieurs sous-régions seulement (pas au niveau de la région méditerranéenne).

68. À cet effet, il est exigé de fournir au moins les ensembles de données suivants : trois années continues de surveillance avec une fréquence minimale mensuelle pour les eaux de type I, une fréquence bimensuelle pour les eaux de type II (quoiqu'une fréquence mensuelle soit privilégiée), et une fréquence saisonnière pour les eaux de type III.

69. Suite à l'analyse de la disponibilité des données de surveillance, les méthodes les plus appropriées pour l'établissement des critères d'évaluation sont déterminées pour chaque sous-région (tableau 8). Comme cela a été expliqué ci-dessus, l'examen de la disponibilité des données indique également qu'il est possible d'utiliser les données à usage non restreint d'EMODnet pour compléter les ensembles de données disponibles dans le système d'information pilote de l'IMAP et dans la base de données du MED POL.

**Tableau 8 :** Sous-régions/sous-zones méditerranéennes<sup>34</sup> dans lesquelles la définition des critères d'évaluation pour le NID et le PT est jugée possible en fonction de la disponibilité des données de surveillance, et méthodes pertinentes pour l'établissement des valeurs limites.

| Sous-régions                      | Subdivision (par ex. sous-zones/mers)  | Disponibilité des données (base de données IMAP + EMODNet)   | Méthode d'établissement des valeurs limites envisagée  |
|-----------------------------------|--|--|--|
| Méditerranée occidentale (WMS)    | Mer d'Alboran  | Contribution des Parties contractantes nécessaire ; la disponibilité des données est limitée à la partie nord (Espagne)  | FAN/FLU, boîte à outils du guide des meilleures pratiques  |
|                                   | Mer du nord-ouest de la Méditerranée (NWMS)  | Probablement suffisante ; les Parties contractantes doivent continuer à améliorer la disponibilité des données   | Méthodologie pour la sous-région de l'Adriatique, boîte à outils du guide des meilleures pratiques |
|                                   | Mer Tyrrhénienne   |  | Méthodologie pour la sous-région de l'Adriatique   |
|                                   | Îles et archipels de la Méditerranée occidentale (WMIA)                                | Données insuffisantes  | –  |
| Mer Adriatique (ADR)              | Nord de l'Adriatique (NADR)<br>Moyenne Adriatique (MADR)<br>Sud de l'Adriatique (SADR) | Probablement suffisamment de données disponibles ; la mer Adriatique doit être considérée comme un ensemble ; les Parties contractantes devraient améliorer la disponibilité des données | Méthodologie pour la sous-région de l'Adriatique   |
| Méditerranée centrale (CEN)       | Méditerranée centrale (CEN)<br>Mer Ionienne (IONS)                                     | Données insuffisantes  | –  |
| Mer Égée et bassin levantin (AEL) | Mer Égée (AEGS)<br>Bassin levantin (LEVS)  | Les données disponibles sont probablement suffisantes pour la partie nord uniquement ; les Parties contractantes devraient améliorer la disponibilité des données                        | Boîte à outils du guide des meilleures pratiques, méthodologie pour la sous-région de l'Adriatique |

70. Le groupe de travail en ligne (OWG) sur l'eutrophisation doit soutenir les travaux actuels en collectant des données ainsi qu'en élaborant et en appliquant des méthodes d'établissement des valeurs limites, y compris les approches statistiques pertinentes.

71. La définition des conditions de référence et des valeurs limites pour les concentrations de NID et de PT est l'étape essentielle pour soutenir l'application des critères d'évaluation actuels relatifs à la chlorophylle *a*, tels qu'établis par la décision IG.22/7. Le seuil B/M pour les concentrations de NID et de PT est la limite la plus importante qui détermine la nécessité de prendre des mesures en cas de défaillance du bon état écologique. Définir les valeurs limites pour l'échelle complète de la relation entre les pressions et les effets permettra également de suivre les mesures d'atténuation.

72. Dans le cadre de la mise en œuvre actuelle de l'IMAP, l'élaboration des critères d'évaluation pour la transparence et l'oxygène dissous est prématuré, principalement en raison de l'impossibilité d'identifier clairement les éléments des mesures qui ne sont actuellement pas liés à la production primaire (Fleming-Lehtinen, 2016<sup>35</sup>). Cela s'avère notamment pour les zones peu profondes et côtières qui nous intéressent le plus.

73. La présente proposition d'élaboration de critères d'évaluation pour les concentrations de NID et de PT dans le cadre de la mise en œuvre de l'indicateur commun 13 de l'IMAP correspond bien aux résultats les plus récents concernant la mise en œuvre de la DCE et de la DCSMM de l'UE (Salas Herrero *et al.*, 2020<sup>36</sup>). Ces résultats renvoient à la comparaison entre les informations communiquées par les États membres de l'UE à WISE sur les normes relatives aux éléments de la qualité physico-chimique générale, y compris les nutriments, et les informations sur les méthodes utilisées pour évaluer l'eutrophisation dans les eaux côtières conformément à la DCSMM, avec les normes méthodologiques convenues et utilisées pour l'évaluation des éléments des critères d'eutrophisation (c'est-à-dire les conditions relatives aux nutriments, la transparence et l'oxygène dissous) au niveau de la mer régionale.

**Annexe I**  
**Références**

## Références

- Bethoux, J.P., Morin, P., Madec, C. and Gentili, B. (1992). Phosphorus and nitrogen behaviour in the Mediterranean sea. *Deep-Sea Res* 39: 1 641-1 654.
- Borja, A., Elliott, M., Henriksen, P., and Marb, N. (2013). Transitional and coastal waters ecological status assessment: advances and challenges resulting from implementing the European water framework directive. *Hydrobiologia* 704, 213–229. doi: 10.1007/s10750-012-1276-9
- Cade, B.S. and Noon, B.R. (2003). A gentle introduction to quantile regression for ecologists. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 412-420.
- Dafner, E.V., Boscolo, R. and Bryden, H.L. (2003). The N:Si:P molar ratio in the Strait of Gibraltar. *Geophysical Research Letters* 30: 1 506-1 509.
- COP 19. (2016). Decision IG.22/7 - Integrated Monitoring and Assessment Programme (IMAP) of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria. COP19, Athens, Greece. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.
- Devlin, M., Best, M., Coates, D., Bresnan, E., O'Boyle, S., Park, R., et al. (2007). Establishing boundary classes for the classification of UK marine waters using phytoplankton communities. *Mar. Pollut. Bull.* 55, 91–103. doi: 10.1016/j.marpolbul.2006.09.018
- Dworak, T., Berglund, M., Haider, S., Leujak, W. and Claussen, U. (2016). A comparison of European nutrient boundaries for transitional, coastal and marine waters. Working Group on ecological Status ECOSTAT.
- European Commission [EC] (2009). Guidance Document on Eutrophication Assessment in the Context of European Water Policies. Common Implementation Strategy Guidance Document No. 23. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Union.
- Estrada, M. (1996). Primary production in the Northwestern Mediterranean. *Sci. Mar.* 60, 55–64.
- Fleming-Lehtinen, V. (2016). Secchi depth in the Baltic Sea – an indicator of eutrophication. University of Helsinki, Faculty of Biological and Environmental Sciences, Helsinki. 42 pages.
- Flo, E. (2017). Opening the black box of coastal inshore waters in the NW Mediterranean Sea: environmental quality tools and assessment. PhD. 372 pages.  
<https://www.tdx.cat/handle/10803/461378> (date accessed: 2.10.2018)
- Garmendia, M., Borja, Á, Franco, J., and Revilla, M. (2013). Phytoplankton composition indicators for the assessment of eutrophication in marine waters: present state and challenges within the European directives. *Mar. Pollut. Bull.* 66, 7–16. doi: 10.1016/j.marpolbul.2012.10.005
- Giovanardi, F., Francé, J., Mozetič, P., Precali, R. (2018). Development of ecological classification criteria for the Biological Quality Element phytoplankton for Adriatic and Tyrrhenian coastal waters by means of chlorophyll a (2000/60/EC WFD). *Ecological Indicators*. 93. 316-332. doi: 10.1016/j.ecolind.2018.05.015.
- Giovanardi, F., Tromellini, E., (1992). An empirical dispersion model for total phosphorus in a coastal area: the Po River-Adriatic system. *Sci. Total Environ. Supplement* 201–210. doi:10.1016/B978-0444-9990-3.50022-5.
- Giovanardi, F., Vollenweider, R.A., (2004). Trophic conditions of marine coastal waters: experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas. *J. Limnology* 63, 199–218. doi: 10.4081/jlimnol.2004.199.
- Helcom (2009). Eutrophication in the Baltic Sea — An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region. *Baltic Sea Environment Proceedings* No 115B.
- Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., and Feld, C. K. (2010). The European water framework directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future. *Sci. Total Environ.* 408, 4007–4019.

IMAP (2017). Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria UNEP, Athens, 52 pp.

Krom, M. D., Kress, N., and Benner, S. (1991). Phosphorus limitation of primary productivity in the eastern mediterranean sea. *Limnol. Oceanogr.* 36, 424–432. doi: 10.4319/lo.1991.36.3.0424

Lazzari, P., Solidoro, C., Salon, S. and Bolon, G. (2016). Spatial variability of phosphate and nitrate in the Mediterranean Sea: a modeling approach. *Deep Sea Research Part 1: Oceanographic Research Papers* 108: 39-52. doi: 10.1016/j.dsr.2015.12.006

Phillips G, Kelly M, Teixeira H, Salas F, Free G, Leujak W, Pitt Ja, Lyche Solheim A, Varbiro G, Poikane S, (2018) Best practice for establishing nutrient concentrations to support good ecological status, EUR 29329 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISBN 978-92-79-92906-9, doi:10.2760/84425, JRC112667.

R Development Core Team (2006). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. <http://www.R-project.org>

Ramírez. T., Cortés, D., Mercado, J.M., Vargas-Yáñez, M., Sebastián, M., Liger, E. (2005) „Seasonal dynamics of inorganic nutrients and phytoplankton biomass in the NW Alboran Sea Estuar. *Coast. Shelf Sci.*, 65 (4), pp. 654-670, 10.1016/j.ecss.2005.07.012

Reyjol, Y., Argillier, C., Bonne, W., Borja, A., Buijse, A. D., Cardoso, A. C., et al. (2014). Assessing the ecological status in the context of the European water framework directive: where do we go now?. *Sci. Total Environ.* 497, 332–344. doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.07.119

Rinaldi, A. (2014). Fiorituri algali In Adriatico. Il bacino padano-adriatico tra sviluppo e scienza (Algal blooms in the Adriatic. The Padano-Adriatic basin between development and science) Editrice La Mandragora.

Salas Herrero, F., Araújo, R., Claussen, U., Leujak, W., Boughaba, J., Dellsaea, J., Somma, F., Poikane, S., (2020). Physico-chemical supporting elements in coastal waters: Links between Water and Marine Strategy Framework Directives and Regional Sea Conventions. EUR 30383 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg. ISBN 978-92-76-22418-1, doi:10.2760/444388, JRC121759.

Tett, P., Gilpin, L., Svendsen, H., Erlandsson, C. P., Larsson, U., Kratzer, S., et al. (2003). Eutrophication and some European waters of restricted exchange. *Cont. Shelf Res.* 23, 1635–1671. doi: 10.1016/j.csr.2003.06.013

Teichberg, M., Fox, S. E., Olsen, Y. S., Valiela, I., Martinetto, P., and Iribarne, O. (2010). Eutrophication and macroalgal blooms in temperate and tropical coastal waters: nutrient enrichment experiments with *Ulva* spp. *Global Change Biol.* 16, 2624–2637.

Thingstad, T.F., Krom, M.D., Mantoura, R.F.C., Flaten, G.A.F., Groom, S., Herut, B., Kress, N., Law, C.S., Pasternak, A., Pitta, P., Psarra, S., Rassoulzadegan, F., Tanaka, T., Tselepides, A., Wassmann, P., Woodward, E. M. S., Wexels Riser, C., Zodiatis, G. and Zohary T. (2005). Nature of phosphorus limitation in the ultraoligotrophic Eastern Mediterranean. *Science (New York)* 309: 1 068-1 071.

Tsirtis, G.E. (1995). A simulation model for the description of a eutrophic system with emphasis on the microbial processes. *Water Science and Technology* 32: 189 -196.

Tyrrell, T. (1999). The relative influences of nitrogen and phosphorus on oceanic primary production. *Nature (London)* 400: 525-531.

UNEP/MED WG.492/Inf.12. Analysis of the Methodologies Available for Establishment of the Assessment Criteria for IMAP Common Indicator 13.

Vollenweider, R.A., F. Giovanardi, G. Montanari, A. Rinaldi, (1998). Characterization of the Trophic Conditions of Marine Coastal Waters. *Environmetrics*, 9, 329-357.COP

WFD CIS Guidance Document No. 5 (2003) Transitional and Coastal Waters Typology, Reference Conditions and Classification Systems.