

# Essais d'aptitude par comparaison inter-analystes pour l'évaluation des performances de l'indicateur Macrophytes en milieu lagunaire poly-euhalin

Nicolas Cimiterra, Valérie Derolez, Thierry Laugier,  
Grégory Messiaen, Vincent Ouisse, Florence Salvetat

Novembre 2023

Document final

Avec le soutien de





## Contexte de programmation et de réalisation

---

Ce rapport a été réalisé dans le cadre du programme scientifique et technique AQUAREF pour l'année 2023, au titre de l'action B1.12 « Etudes techniques et scientifiques ».

### Auteurs :

Nicolas Cimiterra  
Ifremer - Sète  
[Nicolas.cimiterra@ifremer.fr](mailto:Nicolas.cimiterra@ifremer.fr)

Valérie Derolez  
Ifremer - Sète  
[Valerie.derolez@ifremer.fr](mailto:Valerie.derolez@ifremer.fr)

Thierry Laugier  
Ifremer - Sète  
[Thierry.laugier@ifremer.fr](mailto:Thierry.laugier@ifremer.fr)

Grégory Messiaen  
Ifremer - Sète  
[Gregory.messiaen@ifremer.fr](mailto:Gregory.messiaen@ifremer.fr)

Vincent Ouisse  
Ifremer - Sète  
[Vincent.ouisse@ifremer.fr](mailto:Vincent.ouisse@ifremer.fr)

Florence Salvétat  
Ifremer - Brest  
[Florence.salvetat@ifremer.fr](mailto:Florence.salvetat@ifremer.fr)

### Contributeurs :

Franck Lagarde  
Ifremer - Sète  
[Franck.lagarde@ifremer.fr](mailto:Franck.lagarde@ifremer.fr)

Hervé Violette  
Ifremer - Sète  
[Herve.violette@ifremer.fr](mailto:Herve.violette@ifremer.fr)

Régis Hocdé  
IRD - Montpellier  
[Regis.hocde@ird.fr](mailto:Regis.hocde@ird.fr)

Lucas Bérenger  
Biotope  
[Lberenger@biotope.fr](mailto:Lberenger@biotope.fr)

Noémie Jublier  
Biotope  
[njublier@biotope.fr](mailto:njublier@biotope.fr)

Clément Larrouy  
SEANEO  
[Clement.larrouy@seaneo.com](mailto:Clement.larrouy@seaneo.com)

Claudie Iborra  
SEANEO  
[Claudie.iborra@seaneo.com](mailto:Claudie.iborra@seaneo.com)

---

### Vérification du document :

Rémi Buchet  
Ifremer Nantes  
[Remi.buchet@ifremer.fr](mailto:Remi.buchet@ifremer.fr)

Christian Chauvin  
INRAE  
[Christian.chauvin@inrae.fr](mailto:Christian.chauvin@inrae.fr)

Béatrice Lalère  
INRAE  
[Beatrice.lalere@lne.fr](mailto:Beatrice.lalere@lne.fr)

### Les correspondants

---

OFB : Olivier Perceval, [Olivier.perceval@ofb.gouv.fr](mailto:Olivier.perceval@ofb.gouv.fr)

IFREMER : Nicolas Cimiterra, [Nicolas.cimiterra@ifremer.fr](mailto:Nicolas.cimiterra@ifremer.fr)

Référence du document : Cimiterra Nicolas, Derolez Valérie, Laugier Thierry, Messiaen Grégory, Ouisse Vincent, Salvetat Florence (2023) - Essais d'aptitude par comparaison inter-analystes pour l'évaluation des performances de l'indicateur Macrophytes en milieu lagunaire poly-euhalin - Rapport AQUAREF 2023 - 53 p

Droits d'usage :	<i>Accès libre</i>
Couverture géographique :	<i>National</i>
Niveau géographique :	<i>National</i>
Niveau de lecture :	<i>Professionnels, experts</i>
Nature de la ressource :	<i>Document</i>

<b>1. INTRODUCTION ET CONTEXTE DU PROJET</b> .....	<b>8</b>
1.1 Contexte du projet.....	8
<b>2. MATERIEL ET METHODE</b> .....	<b>10</b>
2.1 Organisation de la CIL .....	10
2.2 L'indicateur DCE Macrophyte en lagunes poly-euhalines - Indicateur EXCLAME ( $EQR_{MAC}$ ) .....	11
2.3 Analyses des données .....	14
<b>3. RESULTATS</b> .....	<b>20</b>
3.1 Etude de l'abondance floristique .....	20
3.2 Etude de la composition taxonomique .....	23
3.3 EQR et classe de qualité.....	33
<b>4. DISCUSSION</b> .....	<b>40</b>
4.1 Estimation du recouvrement total et incertitude .....	40
4.2 Estimation du recouvrement relatif en espèces de référence et incertitude .....	41
4.3 EQR, classes d'état écologique et incertitudes .....	43
4.4 Limites et biais rencontrés dans la CIL.....	44
<b>5. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES</b> .....	<b>45</b>
5.1 Conclusions .....	45
5.2 Perspectives et recommandations .....	46
<b>6. BIBLIOGRAPHIE</b> .....	<b>49</b>
<b>7. ANNEXES</b> .....	<b>50</b>

Liste des annexes :

---

- ANNEXE 1 : Fonctions transferts pour le calcul des  $EQR_A$  et  $EQR_C$
- ANNEXE 2 : Evolution de l' $EQR_{MAC}$  en fonction de l' $EQR_C$  et l' $EQR_A$
- ANNEXE 3 : Protocole DCE

Essais d'aptitude par comparaison inter-analystes pour l'évaluation des performances de l'indicateur Macrophytes en milieu lagunaire poly-euhalin

*Cimiterra Nicolas, Derolez Valérie, Laugier Thierry, Messiaen Gregory, Ouisse Vincent, Salvetat Florence*

RESUME :

La variabilité spatiale et temporelle des prélèvements de macrophytes réalisés sur les lagunes poly-euhalines (salinité moyenne annuelle >18 PSU) dans le cadre de la DCE est bien estimée. En revanche, la variabilité, entre agent d'une même équipe et inter-équipe, liée aux observations réalisées *in situ* (évaluation du recouvrement) reste à préciser.

Cette Comparaison Inter Laboratoire (CIL) s'appuie sur des observations *in situ* et a été réalisée avec les prestataires avec qui nous réalisons habituellement nos diagnostics en mettant en œuvre le protocole DCE macrophyte spécifique aux lagunes poly-euhalines.

**Mots clés :**

Incertitude - indicateur- macrophyte - Lagunes poly-euhalines

Suitability tests were conducted through inter-analyst comparison to assess the performance of the Macrophytes indicator in poly-euhaline lagoon environments

*Cimiterra Nicolas, Derolez Valérie, Laugier Thierry, Messiaen Gregory, Ouisse Vincent, Salvetat Florence*

#### ABSTRACT

The spatial and temporal variability of macrophyte sampling in polyhaline lagoons (with an annual average salinity of >18 PSU) in the context of the EU's Water Framework Directive is well estimated. However, there is a need to better define the variability of in-situ observations (evaluating coverage) between and among team members.

This Inter-Laboratory Comparison (ILC) is based on in situ observations and was conducted with service providers with whom we usually perform our diagnostics, while implementing the specific DCE macrophyte protocol for poly-euhaline lagoons.

#### **Key words:**

Incertitude - Indicator - Macrophyte - Polyhaline Lagoons

## **1. INTRODUCTION ET CONTEXTE DU PROJET**

Dans ce projet, les comparaisons inter laboratoires (CIL) mises en œuvre sont destinées à comparer la similitude ou l'équivalence des observations réalisées par différents analystes, vérifiant ainsi que les protocoles déployés par les différents opérateurs lors de l'acquisition des données sur le terrain et en laboratoire fournissent des résultats homogènes. Cette démarche évalue la comparabilité des résultats sur l'ensemble du littoral surveillé. Elle vise, ainsi, à l'optimisation et à l'harmonisation des méthodes utilisées en surveillance dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). Elle permet également aux laboratoires de vérifier l'exactitude de leurs résultats et de s'assurer qu'ils sont en conformité avec les pratiques du porteur de projet. Elle contribue également à maintenir la qualité et l'intégrité des données, lesquelles sont indispensables dans l'interprétation des résultats produits par l'indicateur mis en œuvre dans la DCE.

### **1.1 CONTEXTE DU PROJET**

Le Laboratoire Environnement Ressources Ifremer Languedoc-Roussillon (LER/LR) est à l'origine du développement de l'indicateur Macrophyte (Ifremer, Créocéan, UMII, 2000 ; MTES, 2018) et opère actuellement sa mise en œuvre deux fois par plan de gestion de 6 ans, contribuant ainsi au titre de la DCE à l'évaluation de la qualité écologique des masses d'eau de transition de type lagunes Poly-euhalines.

La variabilité spatiale et inter-annuelle des peuplements de macrophytes réalisés sur les lagunes poly-et eu-halines (salinité annuelle moyenne >18 PSU) notamment en fonction de la profondeur, et ses effets sur l'évaluation de la qualité écologique au titre de la DCE, sont bien décrits (Derolez *et al* 2012). En revanche, la variabilité entre opérateurs d'une même équipe et inter-équipe des observations réalisées *in situ* (évaluation des recouvrements végétaux totaux et relatifs) et donc des évaluations qui en découlent restent à estimer.

L'objectif global des CIL en général est de garantir que, quel que soit le laboratoire qui réalise la mesure, tous les résultats sont comparables et de qualité maîtrisée et suffisante. Il est donc important que les comparaisons puissent porter sur l'ensemble des phases techniques qui permettent de fournir un résultat. Dans un réseau de stations de surveillance prédéfini, on peut considérer que le protocole d'acquisition de la donnée hydrobiologique débute avec l'échantillonnage, phase regroupant souvent la délimitation du site selon la méthode préconisée, la description stationnelle, l'élaboration du plan d'échantillonnage et l'échantillonnage lui-même (Dagens 2012). Ces différentes étapes méthodologiques se retrouvent dans la mise en œuvre de la stratégie de surveillance associée à l'indicateur DCE macrophytes. Etapes qui consisteront à estimer le recouvrement végétal total, déterminer la richesse spécifique du lieu



et d'associer pour chaque espèce de référence un recouvrement relatif au recouvrement total estimé préalablement (le protocole est détaillé ci-dessous au paragraphe 2.2).

Aussi, un premier travail exploratoire a été réalisé en 2018 en ce sens (Dijoux 2018), afin d'estimer la variabilité inter-opérateur au sein de l'équipe LER/LR d'Ifremer. Ce travail s'est intéressé aux incertitudes liées à l'évaluation du recouvrement végétal des macrophytes. Afin d'estimer la variabilité inter-opérateur, un questionnaire avait été soumis aux agents du LER/LR, qui devaient évaluer les pourcentages de recouvrement à partir d'images numériques.

Cette première étude démontrait que l'estimation du recouvrement était fortement influencée par l'expérience de l'opérateur en termes d'observation *in situ* des macrophytes. Elle concluait également que l'incertitude liée à l'estimation du recouvrement est accrue pour les classes de recouvrement faible. Cette conclusion concorde avec les résultats issus du programme Aquaref mené sur les macrophytes en cours d'eau stipulant que l'estimation du recouvrement visuelle et non mesurée conduit à des erreurs potentielles expliquant la variabilité observée entre opérateurs notamment lorsque les lieux de surveillance présentent des couvertures végétales disparates ou faibles (Wach *et al.*, 2019).

L'objectif de cette CIL est basé sur la variabilité des mesures obtenues *in situ* par les opérateurs en conditions réelles afin d'évaluer l'incertitude de l'indicateur Macrophyte associé. La finalité est d'identifier les facteurs pouvant avoir une influence sur le résultat de la mesure et si besoin de mieux les contrôler.

Dans le cadre de ce premier exercice, nos objectifs consistent donc à identifier les différentes sources d'incertitudes associées à chaque métrique afin d'évaluer la confiance de cet indicateur.

La CIL macrophyte, dont les résultats font l'objet de ce document, est la première réalisée en milieu lagunaire poly-euhalin et s'est déroulée le 28 juin 2022 sur la lagune de Thau.

## 2. MATERIEL ET METHODE

### 2.1 ORGANISATION DE LA CIL

Le site d'étude

Le site d'étude est la lagune de Thau. Parmi les 36 stations DCE macrophytes échantillonnées tous les trois ans dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau, 4 d'entre elles ont été retenues pour réaliser les comparaisons inter-analyses (figure 1).

Le choix des lieux de surveillance tient compte de l'hétérogénéité de différents paramètres tels que la bathymétrie, la visibilité et la nature du recouvrement (taux de recouvrement et communautés macrophytiques). A titre d'exemple, les trois lieux de surveillance TW 61, TE 22 et TE 12 sont considérées comme des stations benthiques profondes > 4m50 et TW 24 peu profonde < 80 cm.

De plus TW 61 et TW 24 sont dominées par des herbiers (*Zostera marina* pour la première et *Zostera noltei* pour seconde) quand TE 22 et TE 12 sont dominées par les macro-algues.

La veille de la journée consacrée au CIL, une équipe de plongeurs de l'Ifremer a positionné un mouillage sur chaque station benthique (matérialisé par une bouée en surface), constituant ainsi des repères précis sur lesquels les observations ont été réalisées.

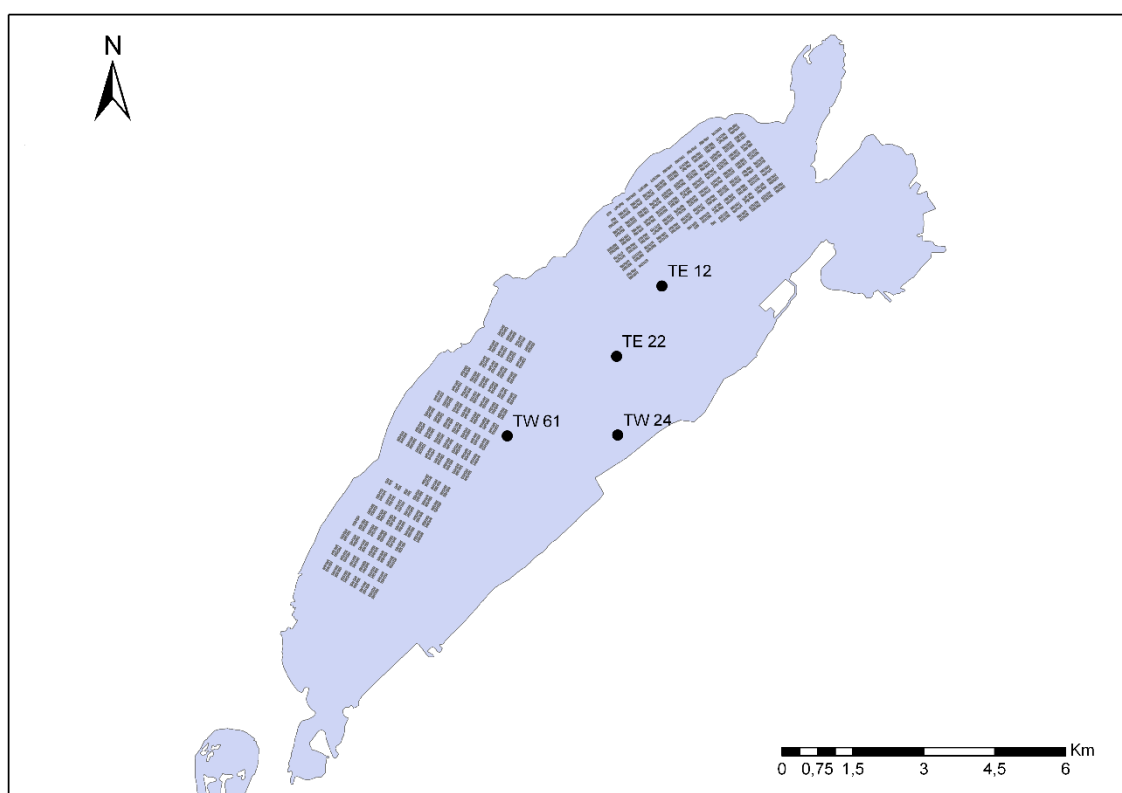


Figure 1 : Stations DCE macrophytes échantillonnées sur la lagune de Thau dans le cadre de la CIL

## Liste des participants et constitution des binômes

Parmi les 10 participants ayant participé à la CIL macrophytes, 5 sont des agents Ifremer-MARBEC, 1 est un agent IRD-MARBEC, 2 sont des salariés du bureau d'étude Biotope et 2 autres salariés du bureau d'étude SEANEO. Chacun d'entre eux a participé au moins une fois à la mise en œuvre du protocole DCE macrophytes en lagunes poly-euhalines.

Chaque participant a estimé son propre niveau d'expertise (A : Confirmé, B : Initié, C : Débutant) concernant ses expériences et connaissances dans la mise en œuvre du protocole de l'indicateur DCE Macrophytes. Les binômes ont été constitués en tenant compte à la fois du caractère réaliste et probable de l'équipe (les personnes ayant l'habitude de travailler ensemble ont formé un binôme) et aussi en tenant compte du niveau d'expertise de chacun privilégiant l'association de deux personnes ayant un niveau d'expertise différent.

Tableau 1 : Liste des opérateurs (et binômes, ici identifiés par un code couleur identique) présents au cours du CIL macrophytes

Nom	Affiliation	Niveau d'expertise estimé
Berenger Lucas	BIOTOPE	B
Jublier Noémie	BIOTOPE	B
Laugier Thierry	Ifremer / MARBEC	A
Lagarde Franck	Ifremer / MARBEC	B
Violette Hervé	Ifremer / MARBEC	B
Messiaen Gregory	Ifremer / MARBEC	A
Cimiterra Nicolas	Ifremer / MARBEC	A
Hocdé Régis	IRD / MARBEC	C
Larrouy Clément	SEANEO	B
Iborra Claudie	SEANEO	B

Avant le départ sur le terrain, le responsable de projet a fait un rappel sur la mise en œuvre du protocole DCE et a précisé les différentes phases de l'essai.

## 2.2 L'INDICATEUR DCE MACROPHYTE EN LAGUNES POLY-EUHALINES - INDICATEUR EXCLAME ( $EQR_{MAC}$ )

Dans les lagunes côtières méditerranéennes poly- et eu-halines, les peuplements de macrophytes sont essentiellement présents sur le substrat meuble. Ils peuvent être classés en deux groupes vis-à-vis de l'eutrophisation du milieu associé (Ifremer, 2013 ; MTEs, 2018) :

- ✓ les espèces de référence : la plupart des phanérogames marines et les algues polluo-sensibles,
- ✓ les autres espèces, incluant les algues opportunistes.

Cette distinction est à la base de l'indicateur d'état de la masse d'eau dans le cadre de la DCE. Ainsi, l'absence d'espèces de référence traduit un état dégradé de la masse d'eau. Au niveau temporel, la disparition des espèces de référence au profit des autres espèces et en particulier des macro-algues opportunistes traduit quant à lui une dégradation de la qualité du milieu au cours du temps.

De manière générale, chaque indicateur est retranscrit sous forme d'EQR (Ecological Quality Ratio) compris entre 0 (état « Mauvais ») et 1 (état « Très Bon »). Les  $EQR_A$  (abondance) et  $EQR_C$  (composition) nécessaires au calcul de l'EQR macrophyte ( $EQR_{MAC}$ ) sont calculés suivant les fonctions transferts détaillées dans l'annexe 1.

Le calcul de l' $EQR_{MAC}$  dépend de 3 variables nommées « métriques » :

- (1) la richesse spécifique moyenne (RS) ;
- (2) le pourcentage moyen de recouvrement des espèces de référence au sein de la surface végétalisée. On parlera donc de recouvrement relatif (RR) (calculé uniquement lorsque le pourcentage de recouvrement en macrophyte (RT) est supérieur à 5%) ;
- (3) le pourcentage moyen de recouvrement végétal total (RT) par les macrophytes. Cette métrique définit à elle seule l'indicateur d'abondance ( $EQR_A$ );

Les deux métriques (RR) et (RS) <sup>1</sup> permettent de définir l'indicateur composition ( $EQR_C$ ).

L'indicateur final ( $EQR_{MAC}$ ) résulte de la combinaison de l' $EQR_A$  et de l' $EQR_C$ . Les grilles de qualité de l' $EQR_{MAC}$  et des  $EQR_C$  et  $EQR_A$  sont présentées dans les tableaux 1, 2 et 3 ci-dessous.

**Tableau 2 : Grille de qualité pour l'indicateur macrophytes des lagunes poly- et eu-halines ( $EQR_{MAC}$ ).**

$EQR_{MAC}$	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
Lagunes poly- et euhalines	[1 - 0,8]	]0,8 - 0,6]	]0,6 - 0, 4]	]0, 4 - 0,2]	]0,2 – 0,00]

<sup>1</sup> La métrique (RS) intervient dans le calcul de l' $EQR_C$  uniquement pour distinguer l'état médiocre de l'état mauvais, lorsque le recouvrement relatif par les espèces de référence (métrique RR) est nul. Deux cas sont alors possibles : si  $RS \geq 3$ , l'état est qualifié de médiocre et si  $RS < 3$ , l'état est qualifié de mauvais.

Tableau 3 : Grille de qualité pour l'EQR<sub>C</sub>

Indice Composition		EQR <sub>C</sub> Composition	Classe
Métrique 1. RS	Métrique 2. RR %		
≥ 3	[100 - 75]	[1 - 0,8]	Très Bon
	]75 - 50]	]0,8 - 0,6]	Bon
	]50 - 5]	]0,6 - 0,4]	Moyen
	]5 - 0]	]0,4 - 0,2]	Médiocre
< 3	0	0,1	Mauvais
≥ 3 ou < 3	Non défini (cas où RT < 5 %)	Non défini	

Tableau 4 : Grille de qualité pour l'EQR<sub>A</sub>

Indice Abondance	EQR <sub>A</sub> Abondance	Classe
Métrique 3. RT %		
[100 - 75]	[1 - 0,8]	Très Bon
]75 - 50]	]0,8 - 0,6]	Bon
]50 - 25]	]0,6 - 0,4]	Moyen
]25 - 5]	]0,4 - 0,2]	Médiocre
]5 - 0]	]0,2 - 0]	Mauvais

Pour l'indicateur EXCLAME, la présence d'espèces de référence, donc la composition, va définir la classe de qualité du compartiment macrophyte de la station diagnostiquée.

Cette qualité sera d'autant plus fortement déclassée que le recouvrement total sera <50% (soit à partir d'un EQR<sub>A</sub> < 0,6 correspondant à la classe de qualité « moyen »). Ainsi, pour des EQR<sub>A</sub> inférieurs à 0,6, il y a un effet de déclassement qui s'accroît (fonction polynomiale) au fur et à mesure que l'on s'écarte du seuil « Bon » ou « Moyen » de l'EQR<sub>A</sub> (voir détails dans l'annexe 2). Pour des EQR<sub>A</sub> supérieurs ou égaux à 0,6 (classe de qualité très bon et bon), la classe de qualité du compartiment macrophyte est égale à celle obtenue pour l'EQR<sub>C</sub> (EQR<sub>MAC</sub> = EQR<sub>C</sub>).

Dans le cas d'une application du diagnostic à l'échelle d'une masse d'eau, les métriques RT, RR et RS sont dans un premier temps calculées par station.

Ensuite, les métriques (RT, RR et RS) obtenues sur l'ensemble des stations sont moyennées pour obtenir les  $EQR_A$ ,  $EQR_C$  et  $EQR_{MAC}$  à l'échelle de la masse d'eau.

Dans ce document il sera parfois question de « recouvrement absolu ». Cette notion n'est pas une métrique composant l'indicateur. Toutefois son approche est parfois nécessaire pour bien comprendre la surface occupée par chaque « grand » groupe ou taxon.

En effet dans le cadre du calcul de l'indicateur, et lorsque l'on s'intéresse au recouvrement des « grands » groupes de macrophytes ou au recouvrement des espèces présentes sur un lieu de surveillance, il est parfois difficile de visualiser la surface occupée par ces derniers. En effet les recouvrements des groupes et des espèces, utiles pour calculer la métrique RR sont estimés au sein même de la surface recouverte par la végétation (ou recouvrement total (RT)). Cette information est donc relative au recouvrement total. Ainsi, afin de caractériser plus finement les peuplements de macrophytes sur le site étudié nous proposons de décrire le taux de recouvrement « réel » (et non relatif) des grands groupes de macrophytes et des espèces qui les composent, correspondant au pourcentage de la surface observée sur l'ensemble des lieux de surveillance et non uniquement sur la surface totale végétalisée.

Nous parlerons alors de **recouvrement absolu** pour caractériser le recouvrement « réel » d'un groupe ou d'une espèce.

#### Acquisition des données

Le protocole DCE Macrophyte décrit en annexe 3 a été appliqué *in situ* en scaphandre autonome par binôme (observation des recouvrements et prélèvements).

Concrètement, chaque plongeur a renseigné la fiche terrain le long d'un transect. De retour au bateau, une troisième fiche terrain a été renseignée afin de réaliser un consensus des informations acquises par les deux plongeurs constituant le binôme.

Au total trois fiches par binôme et par site ont donc été récoltées.

Les identifications des macrophytes ne faisant pas partie de cette CIL, elles ont été effectuées en laboratoire par l'expert Ifremer en charge de la mise en œuvre de l'indicateur.

## 2.3 ANALYSES DES DONNEES

#### Incertitudes

Pour rendre compte du degré de variabilité de nos indicateurs, il est nécessaire d'estimer les incertitudes issues de l'observation *in situ* des macrophytes. D'une manière générale les sources d'incertitudes établies lors de l'acquisition et le traitement des résultats peuvent être nombreuses et peuvent affecter *in fine* les résultats d'une méthode d'évaluation hydrobiologique (Reyjol & Chauvin, 2012). Dans le schéma conceptuel ci-dessous (figure 2), trois parties sont distinguées : la variabilité du milieu évalué (caractéristiques intrinsèques des milieux), le protocole d'acquisition des données hydrobiologiques et le calcul des indicateurs biologiques.

Dans notre étude, les variabilités émanant des caractéristiques intrinsèques du milieu ne seront pas étudiées (zone grisée). Il est supposé que les incertitudes liées aux différentes métriques composant l'indicateur sont indépendantes des variations spatio-temporelles inhérentes à chaque diagnostic « macrophytes » mis en œuvre dans la DCE. Autrement dit nous supposerons que les incertitudes méthodologiques sont invariables en fonction de l'année et du lieu géographique où se déploie le protocole.

Cette étude se concentre davantage sur les variabilités issues du travail réalisé *in situ* par les opérateurs en scaphandre autonome (variabilité inter et intra binôme) ayant des conséquences directes sur l'appréciation des métriques puis sur le calcul de l'indicateur macrophyte lui-même (zone bleue dans la figure 2).

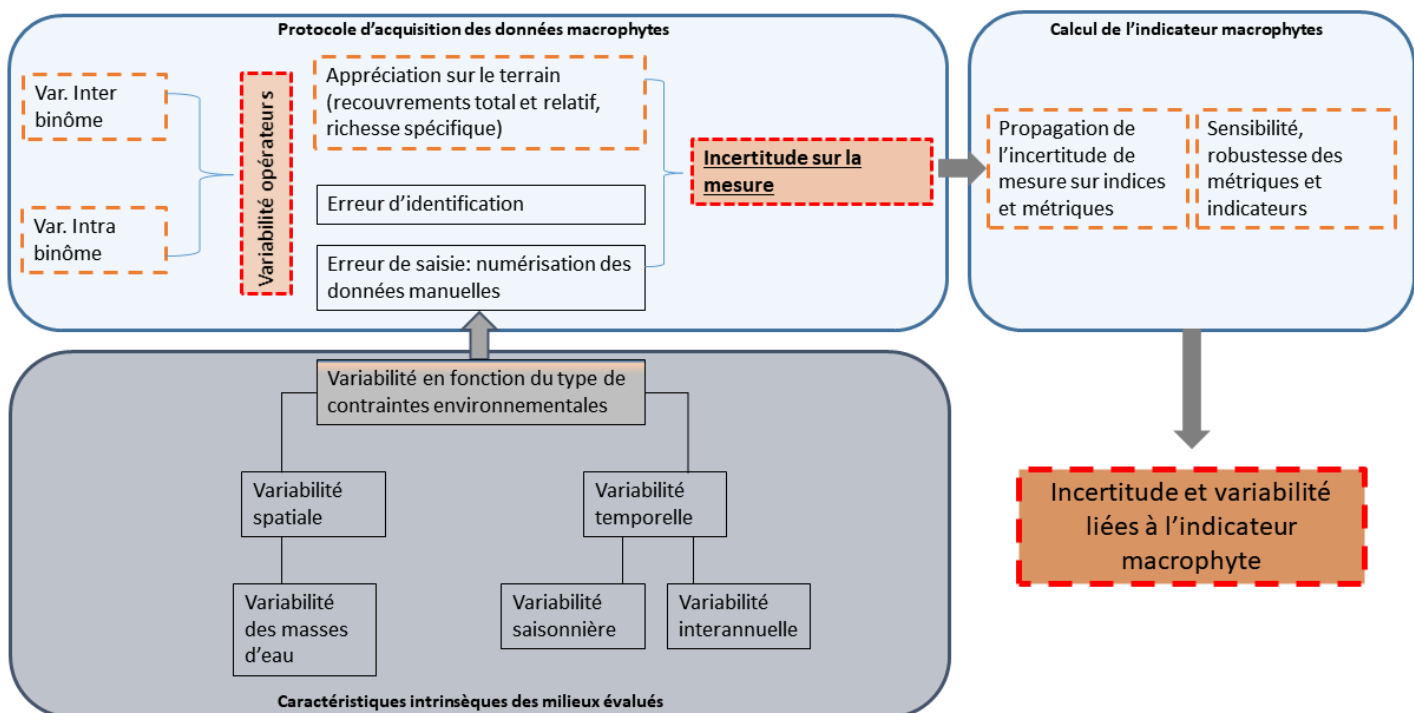


Figure 2: Diagramme schématisant les sources de variabilité durant la mise en œuvre de l'indicateur macrophyte (adapté de Reyjol & Chauvin, 2012)

En pointillés : - - - - - ce qui est évalué dans le cadre de cette CIL

L'incertitude globale appliquée à l'indicateur sera évaluée à partir des incertitudes associées aux variables composant les métriques « Recouvrement total (1) » et « Recouvrement relatif (2) et (3) », lesquelles sont listées ci-dessous :

- (1) L'incertitude liée à l'estimation du recouvrement total (pourcentage de la surface couverte par les macrophytes sur la surface explorée)

- (2) L'incertitude liée à l'estimation du pourcentage relatif de chaque groupe par rapport à l'ensemble de la couverture végétale (figure 3)
- (3) L'incertitude liée à l'estimation du recouvrement relatif des espèces de référence prépondérantes au sein de chaque groupe (figure 3).

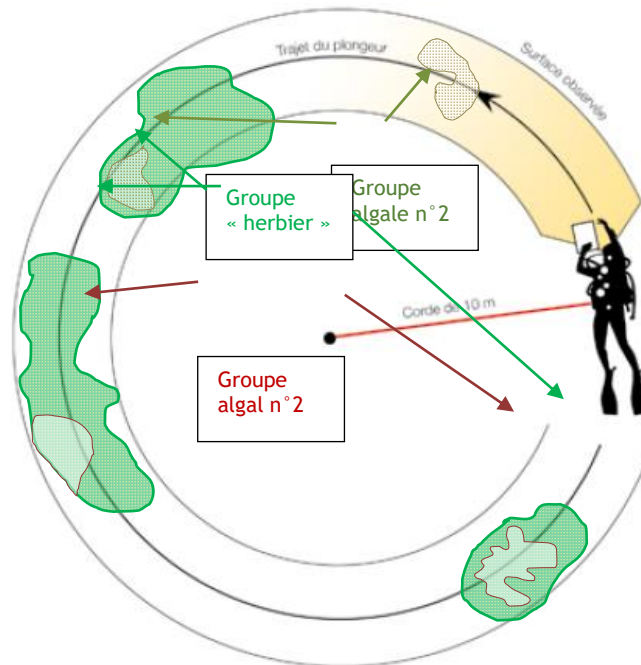


Figure 3: Schéma présentant la notion de groupes possiblement rencontrés par un opérateur durant la mise en œuvre du protocole DCE autour du transect circulaire

L'identification des espèces de référence n'a pas été évaluée par les opérateurs, partant du principe que même si l'opérateur n'a pas de connaissance en taxonomie des macrophytes, ce biais peut être corrigé en laboratoire avec une expertise plus approfondie des échantillons récoltés. En effet, chaque plongeur a pour consigne de prélever des échantillons représentatifs de la diversité des taxons observés dans chacun des groupes (algal et herbier). Ainsi l'expert macrophyte a réalisé une confirmation de l'identification en laboratoire des différents taxons observés *in-situ* avec une expertise plus approfondie des échantillons récoltés. L'évaluation de l'incertitude liée à l'identification des espèces composant les métriques « Richesse spécifique » et « Recouvrement relatif en espèces de référence » ne sera donc pas traitée dans cette étude.

L'approche utilisée comprend plusieurs étapes :

- L'estimation de l'incertitude sur l'indicateur Macrophyte est tiré de l'application du Guide pour l'expression de l'incertitude de mesure (GUM). La méthodologie sera de considérer les différentes fonctions aboutissant au calcul de l'indicateur Macrophyte et de propager les incertitudes sur les variables (i.e. indices ou métriques) selon la loi de



propagation des incertitudes explicitée dans le GUM pour aboutir à l'incertitude finale associée à l'indicateur Macrophyte.

Indicateur Macrophyte =  $EQR_{MAC} = f(EQR_A, EQR_C)$  cf. fonction  $f$  en Annexe 1 et 2

$$EQR_A = g(RT)$$

$$EQR_C = h(RR, RS)$$

L'incertitude sur l'indicateur Macrophyte est donc une propagation des incertitudes sur les indices  $EQR_A$  et  $EQR_C$ , elles-mêmes issues de la propagation des incertitudes sur les métriques  $RT$ ,  $RR$  et  $RS$ .

$$U(EQR_{MAC}) = 2 \times \sqrt{\left( \left( \frac{\partial f}{\partial EQR_A} \right)^2 \times u^2(EQR_A) + \left( \frac{\partial f}{\partial EQR_C} \right)^2 \times u^2(EQR_C) \right)}$$

$$U(EQR_A) = 2 \times \sqrt{\left( \left( \frac{\partial g}{\partial RT} \right)^2 \times u^2(RT) \right)}$$

$$U(EQR_C) = 2 \times \sqrt{\left( \left( \frac{\partial h}{\partial RR} \right)^2 \times u^2(RR) + \left( \frac{\partial h}{\partial RS} \right)^2 \times u^2(RS) \right)}$$

$U$  désignant l'incertitude élargie obtenue en multipliant l'incertitude type composée par un facteur d'élargissement  $k$ . Le choix de  $k=2$  fournit un niveau de confiance de 95 %.

Dans le cadre de l'analyse des données issues du protocole DCE, les différentes métriques composants l'indicateur sont définies et comparées entre chaque plongeur faisant partie d'un même binôme (variabilité intra-binôme) et entre chaque binôme (variabilité inter-binôme) afin de pouvoir leur associer une incertitude.

- Lors de l'exercice mis en œuvre durant la CIL, l'estimation des incertitudes sur les métriques  $RT$ ,  $RR$  et  $RS$ , est réalisé en s'inspirant de l'approche proposée dans la norme NF-ISO21748 (également explicitée de manière plus globale dans l'ISO5725-1). Cette approche indique que tout processus de mesure peut être représenté par le modèle numérique suivant :

$$y = \mu + \delta + B + \sum c_i x'_i + e \quad (1)$$

où

$y$  est un résultat observé, supposé être calculé à partir de  $y=f(x_1, x_2, \dots, x_n)$  ;

$\mu$  est l'espérance mathématique (inconnue) de résultats idéaux ;

$\delta$  est un terme représentant le biais intrinsèque de la méthode de mesure utilisée ;

$B$  est la composante laboratoire du biais ;

$c_i$  est le coefficient de sensibilité, égal à  $\Delta y / \Delta x_i$  ;  
 $x'_i$  est l'écart par rapport à la valeur nominale de  $x_i$  ;  
 $e$  est l'erreur résiduelle.

Cette approche en déduit un modèle d'estimation d'incertitude comme suit :

$$u^2(y) = u^2(\hat{\delta}) + s_L^2 + \sum c_i^2 u^2(x_i) + s_r^2$$

où

$s_L^2$  est la variance estimée de  $B$  ;

$s_r^2$  est la variance estimée de  $e$  ;

$u(\hat{\delta})$  est l'incertitude-type associée à  $\delta$  due à l'incertitude de l'estimation de  $\delta$  ( $\hat{\delta}$ ) en mesurant un étalon de référence ou un matériau de référence certifié  $\hat{\mu}$  ;

$u(x_i)$  est l'incertitude associée à  $x'_i$ .

Le modèle générique produit en (1) doit être adapté au contexte et aux objectifs de l'étude ainsi qu'à l'état actuel des connaissances de la méthode.

Aussi, le modèle adapté à cet exercice ici présenté en (2) sera bâti comme indiqué ci-dessous. Ce modèle est appliqué à chaque lieu de surveillance (assimilable en termes statistiques à un niveau) :

$$y = m + B + e \quad (2)$$

où

$m$  est l'estimation de l'espérance mathématique  $\mu$  des résultats.

Ainsi, il a été décidé de ne pas retenir le biais intrinsèque de la méthode de mesure utilisée dans le modèle. En effet, l'absence de site certifié à l'instar de ce qui peut être réalisé en laboratoire avec des matériaux certifiés, rend impossible la quantification des erreurs liées à la méthode.

La composante « laboratoire » du biais,  $B$ , représente la composante « binôme » du biais. En conséquence, **la variance  $s_L^2$ , associée au biais, sera la variance inter-binôme** (calculée pour chaque lieu de surveillance). Cette variance est calculée comme indiquée dans la norme ISO5725-2 (repris également dans la ISO5725-5).

$$s_L^2 = \frac{s_d^2 - s_r^2}{2}$$

où

$s_r^2$  est la variance estimée de  $e$  (erreur résiduelle pour chaque lieu) ; elle peut être assimilée ici à la variance intra-binôme ou variance de répétabilité.

$s_d^2$  est la variance estimée des moyennes attribuées par les  $p = 5$  binômes (pour chaque lieu de surveillance)

$$s_d^2 = \frac{1}{p-1} \sum_{i=1}^p n_i (\bar{y}_i - \bar{y})^2$$

où

$\bar{y}_i$  est l'estimation de l'espérance mathématique de chaque laboratoire/binôme (pour 1 lieu de surveillance).

$\bar{y}$  est l'estimation de l'espérance mathématique de tous les laboratoires/binôme (pour 1 site).

Enfin, la combinaison des variances intra- (**répétabilité**<sup>2</sup>) et inter-binôme donnera la variance de **reproductibilité**<sup>3</sup>, seule composante de notre calcul d'incertitude :

$$s_R^2 = s_r^2 + s_L^2$$

$$U(\text{Métrique}) = 2 \times \sqrt{s_R^2} \quad (\text{pour chaque lieu de surveillance})$$

Enfin, compte tenu du faible nombre de binômes pour chaque site, nous avons réalisé l'ensemble des estimations statistiques en appliquant les méthodes robustes (Algorithme A et S) préconisées et détaillées dans l'ISO5725-5. Ces méthodes permettent de travailler sur des **estimations robustes** de l'espérance mathématique (en passant préalablement par une évaluation de médiane) et de la dispersion des données. Au préalable nous avons également vérifié la présence de valeurs aberrantes en appliquant un test simple de Grubbs sur les données minimale et maximale. Bien que certaines données se soient révélées isolées ou aberrantes (cf. ISO5725-2 pour la sémantique), nous avons choisi de garder l'ensemble des valeurs afin de se rapprocher au mieux d'une situation réelle ; à savoir que tout plongeur ayant suivi une formation préalable peut être amené à mettre en œuvre le protocole DCE macrophyte et ce quel que soit son niveau d'expertise. Dans certains cas, les méthodes robustes se sont parfois montrées peu pertinentes, nous avons alors gardé les estimateurs classiques (moyenne et écart-type de l'échantillon).

Cette CIL macrophyte a donc été effectuée :

1. Pour déterminer l'incertitude de chaque métrique composant l'indicateur en évaluant uniquement la fidélité pour chaque recouvrement (total et relatif) et plus précisément la reproductibilité et la répétabilité pour chacune de ces métriques et pour chaque lieu de surveillance.
2. Puis dans un deuxième temps, pour évaluer l'incertitude sur l'indicateur en propageant les incertitudes sur les indices ou métriques.

Toutefois si le calcul de la moyenne des recouvrements totaux est mathématiquement réalisable il ne l'est pas pour les incertitudes évaluées dans ce document. Trois méthodes d'évaluation d'incertitude sur la métrique sont donc proposées :

- L'incertitude définie par la méthode 1 représente uniquement **l'hétérogénéité des lieux** et est un indicateur de la variabilité du calcul de la moyenne (classique) qui peut être liée à la variabilité des sites (l'hétérogénéité du milieu et donc la représentativité des lieux). Si l'on

---

<sup>2</sup> La répétabilité est calculée à partir de la variance intra-binôme.

<sup>3</sup> La reproductibilité est calculée à partir des variances inter-binôme

- devait résumer, ce serait la dispersion sur la valeur de la moyenne si on faisait faire « n » fois ce calcul de moyenne sur 4 lieux de la lagune.
- L'incertitude définie par la méthode 2, qui propage les incertitudes liées à l'évaluation faite par les binômes, (incertitudes elles-mêmes impactées par la complexité ou la simplicité de la flore du lieu) est une estimation de la part de cette variabilité sur la variabilité finale de la métrique moyennée. Cette incertitude « n'apparaît pas » (ou plus exactement n'apparaît qu'en partie) dans la méthode 1. Et *a contrario* l'hétérogénéité des lieux de surveillance n'apparaît pas dans cette 2<sup>nd</sup>e méthode.
  - La méthode 3, quant à elle, est proposée afin d'obtenir une valeur moyenne des métriques tenant compte des incertitudes attribuées à chaque lieu de surveillance. Elle permet d'aboutir à une meilleure évaluation de la moyenne des métriques. Concernant l'incertitude de cette moyenne pondérée, il s'agit d'une première évaluation ne prenant en considération que la variabilité des binômes (comme dans la méthode 2), sans considération de l'hétérogénéité des sites. Cette approche (propagation des incertitudes) très conservatrice devra être repensée et vérifiée si elle doit être conservée.

#### Facteurs majoritaires de l'incertitude

En écologie, les paramètres que nous mesurons sont généralement utilisés pour calculer des indicateurs. Ainsi dans cette étude nous essayerons de préciser la part de chaque métrique et les facteurs majoritaires ayant une influence sur l'incertitude globale de l'indicateur.

### **3. RESULTATS**

D'une manière générale, les résultats seront présentés selon deux approches :

- Une première analyse descriptive des métriques étudiées à partir des données brutes.
- Une seconde analyse dans laquelle seront détaillées les incertitudes liées à ces métriques, calculées à partir de données interpolées (issues de l'application des méthodes robustes).

#### **3.1 ETUDE DE L'ABONDANCE FLORISTIQUE**

Analyse descriptive liée à l'estimation du taux de recouvrement total

Les comparaisons de résultats basées sur les estimations des recouvrements totaux par les 5 binômes sur chaque lieu de surveillance permettent de mettre en évidence des différences marquées de recouvrement total selon le lieu de

surveillance considéré, qui prend des valeurs de 30,5 % à 80 % (figure 4 et tableau 5).

Pour chaque recouvrement total moyen (toutes palanquées confondues) un écart-type est calculé. Ainsi nous pouvons voir que les lieux de surveillance dont les recouvrements sont importants ( $\geq 90\%$ ) présentent des écart-types faibles (Coefficient de variation  $< 10\%$  de la valeur moyenne) contrairement aux deux autres (tableau 5). Notons que TW 24 présente un écart-type particulièrement important reflétant sans doute le caractère complexe de ce lieu de surveillance.

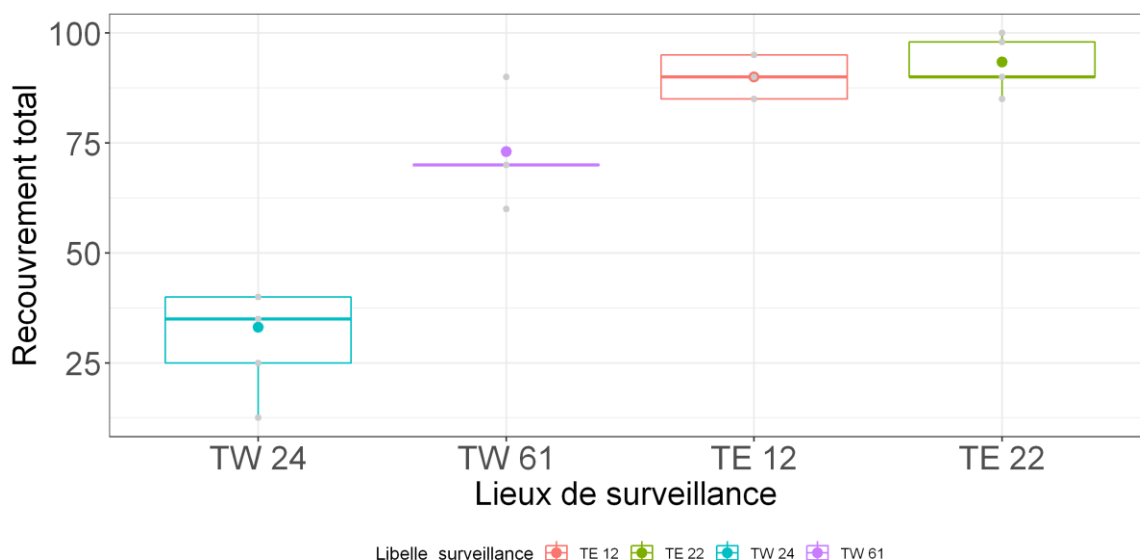


Figure 4: Recouvrement total estimé (%) sur chaque lieu de surveillance à partir des données acquises par les 5 binômes

Tableau 5: Moyennes et écart-types des recouvrements totaux calculés sur chaque lieu de surveillance à partir des estimations de chaque binôme

Lieux de surveillance	moyennes	écart-types	Coefficient de variation (%)
TW 24	30,5	8,8	28,9
TW 61	72	10,3	14,3
TE 12	90	4,5	4,9
TE 22	92,6	5,4	5,8

Les comparaisons de résultats basées sur les estimations des recouvrements totaux par binôme (tous sites confondus) conduisent à des différences de presque 13 % avec des estimations allant de 67 % à 80 % (figure 5 et tableau 6).

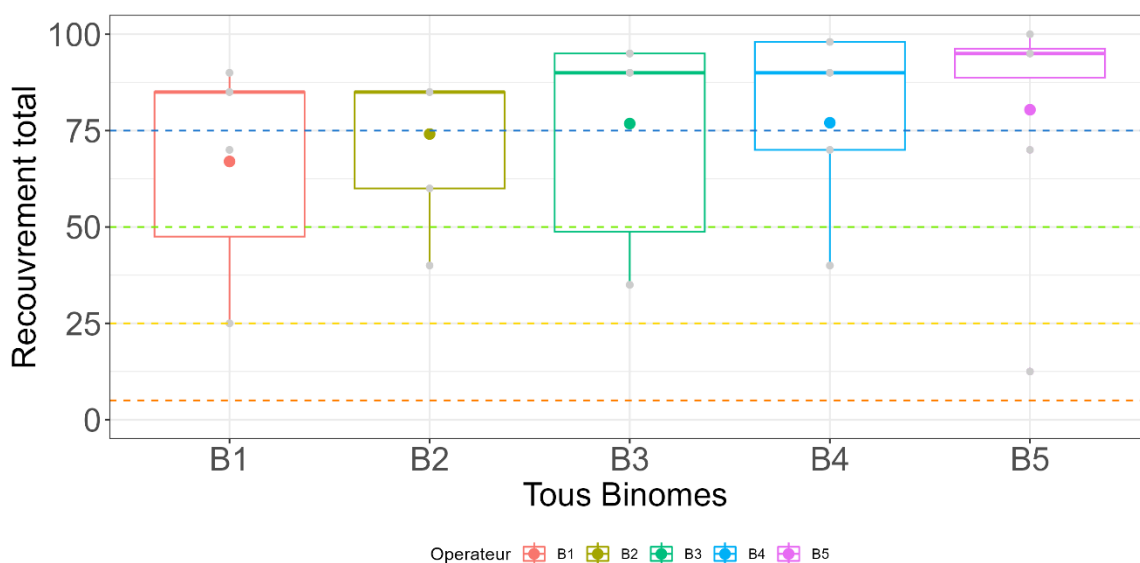


Figure 5: Recouvrement total estimé par chaque binôme sur les 4 lieux de surveillance.

Les traits de couleur en pointillés représentent les limites basses des états DCE pour la métrique RT (bleu : Très bon, vert : Bon, jaune : Moyen, orange : Médiocre). Les points représentent les valeurs moyennes du recouvrement total. Les traits en gras représentent les valeurs médianes du recouvrement total. Les boîtes à moustache recouvrent 50 % des observations.

Tableau 6: Moyennes (%) et écart-types des recouvrements totaux de chaque binôme calculés à partir de chaque lieu de surveillance

Binômes	moyennes	écart-types	Coefficient de variation (%)
B1	67	27,1	40,4
B5	80,4	32,7	40,6
B3	76,8	26,3	26,3
B4	77	23,1	34,2
B2	74,1	18,2	24,6

Incertitude liée à l'estimation du taux de recouvrement total (métrique RT)

Dans le cadre de ce travail, la valeur « robuste » du recouvrement total est définie comme valeur cible de référence.

Tableau 7: Valeurs robustes et incertitudes liées à l'estimation du recouvrement total

	Site	Valeur Robuste RT	S <sub>r</sub> (répétabilité)	S <sub>L</sub> (dispersion)	S <sub>R</sub> (reproductibilité)	Incertitude associée à RT (=2*s <sub>R</sub> )
	TE12	90,00	6,49	3,33	7,29	14,59
	TW61	72,00	2,94	12,25	12,59	25,19
	TE22	92,60	2,94	6,75	7,36	14,73
	TW24	30,50	15,31	7,83	17,19	34,38
Choix de calculs possibles	Moyenne des 4 Sites	Valeur RT Moyen				Incertitude associée à RT
1	RT Moyen	71,28				28,69
2	RT Moyen	71,28				11,85
3	RT Moyen pondéré par les incertitudes	84,31				9,23

Le lieu de surveillance TW 24 présente une incertitude importante (tableau 7) au regard de la valeur robuste qui lui est attribué, confirmant ainsi les résultats avancés au paragraphe § 3.1 sur le caractère complexe de cette station benthique.

### 3.2 ETUDE DE LA COMPOSITION TAXONOMIQUE

Pour chaque lieu de surveillance, le recouvrement relatif en espèces de référence est la somme des produits de chaque recouvrement taxonomique de référence par le recouvrement relatif du groupe auquel il appartient.

Afin de dégager une incertitude sur cette métrique il semble donc indispensable de bien comprendre quelles sont les incertitudes liées aux taux de recouvrement relatif de chaque groupe et aux taux de recouvrement des taxons de référence pour chaque lieu de surveillance.

Analyse descriptive liée au taux de recouvrement relatif de chaque groupe

Les estimations des taux de recouvrement relatifs de chaque groupe diffèrent en fonction du lieu de surveillance observé (figure 6). Lorsque les groupes d'un même lieu de surveillance ont des taux de recouvrement extrêmes (très faibles ou très élevés) les écart-types sont faibles (Tableau 8).

Notons que les lieux de surveillance TE 12 et TE 22 sont semblables en termes de recouvrement (total, vu au paragraphe 3.1 et relatif) avec une dominance du groupe algal de plus de 98% dans les deux cas.

Inversement, sur TW 24 et TE 61, les taux de recouvrements relatifs des groupes sont plus nuancés, les écart-types associés à ces recouvrements sont bien plus importants, compris entre 10 et 15 (Figure 6 et tableau 8).

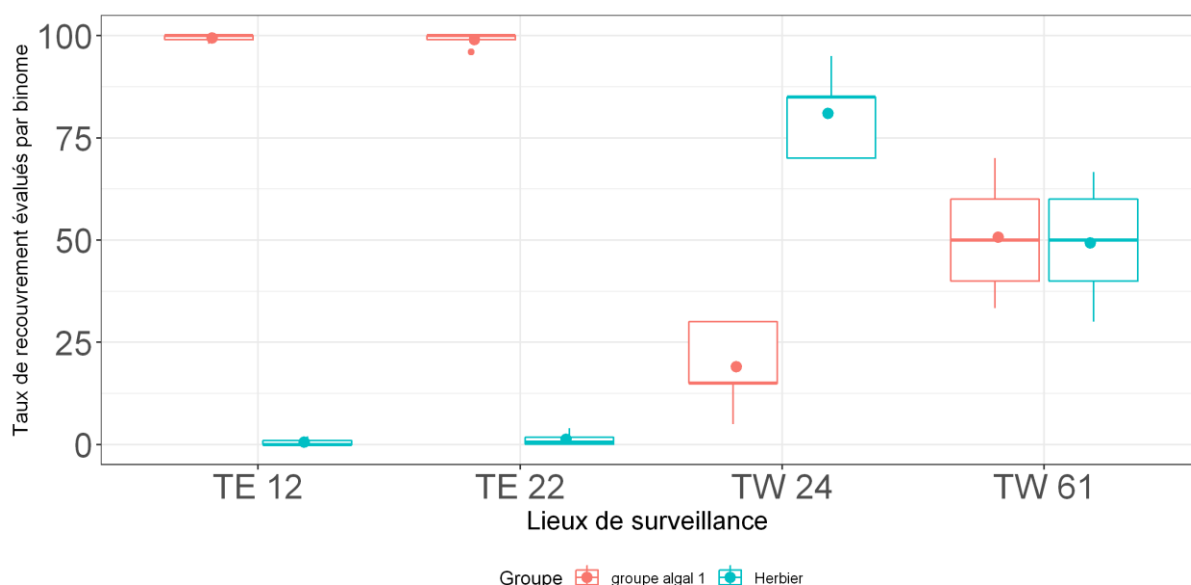


Figure 6 : Recouvrement relatif de chaque groupe (algal ou herbier) estimé par les 5 binômes sur les 4 lieux de surveillance

Tableau 8 : Moyennes (%) et écart-types des recouvrements relatifs des groupes herbier et algal de chaque lieu de surveillance calculés à partir de l'estimation des 5 binômes

Lieux	Groupe	Moyenne	Ecart-types
TE 12	Herbier	0,6	0,89
TE 12	Algal	99,4	0,89
TE 22	Herbier	1,2	1,87
TE 22	Algal	98,8	1,73
TW 24	Herbier	81	10,8
TW 24	Algal	19	10,8
TW 61	Herbier	49,3	14,8
TW 61	Algal	50,7	14,8

Les estimations des taux de recouvrement relatifs de chaque groupe suivent la même tendance pour chaque binôme (tous lieux de surveillance confondus). En effet, tous les binômes s'accordent en estimant un taux de recouvrement algal supérieur aux taux de recouvrement en herbier sur le site d'étude (tous lieux de surveillance confondus) (Figure 7).

Cependant des différences d'estimation sont observées entre binômes pour un même type de groupe (herbier ou algal). Ces résultats semblent mettre en évidence des bilans inter-opérateurs sensiblement différents concernant l'estimation du taux de recouvrement relatif des groupes avec des différences de presque 30% dans l'estimation moyenne du groupe Herbier et 16 % pour le groupe algal entre le binôme B2 et B4 (Tableau 9).



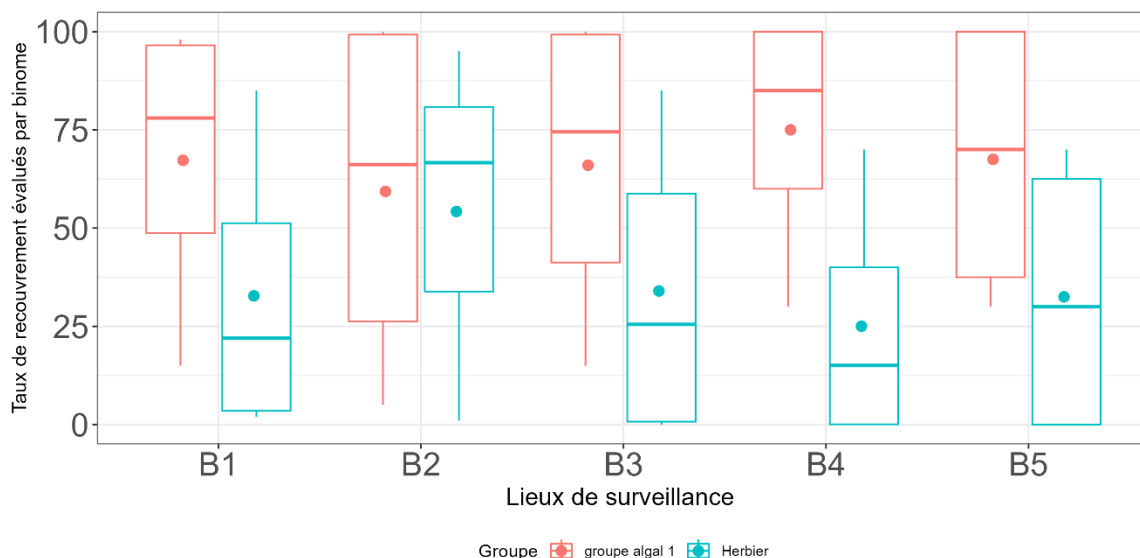


Figure 7 : Recouvrement relatif de chaque groupe (algal ou herbier) estimé par chaque binôme pour tous les lieux de surveillance confondus.

Tableau 9: Moyennes et écart-types des recouvrements relatifs des groupes herbier et algal estimés par chaque binôme tous lieux de surveillance confondus

Binômes	Groupe	Moyenne	Ecart-types
B1	Herbier	32,8	39
B1	Algal	67,2	39
B2	Herbier	54,2	48,2
B2	Algal	59,3	47,8
B3	Herbier	34	41,2
B3	Algal	66	41,2
B4	Herbier	25	33,1
B4	Algal	75	33,2
B5	Herbier	32,5	37,7
B5	Algal	67,5	37,7

Incertitude liée à l'estimation du taux de recouvrement relatif de chaque groupe

L'incertitude liée à l'estimation du recouvrement relatif du groupe Herbier ou à celui du groupe algal, est identique. En effet, les valeurs robustes du recouvrement relatif du groupe algal sont égales à  $[1 - (\text{valeur robuste du RR Groupe herbier})]$ . Autrement dit les étendues calculées sur les estimations des recouvrements faites par chaque plongeur au sein d'un binôme sont identiques et les incertitudes qui en découlent sont donc similaires que l'on considère le recouvrement relatif du groupe Herbier ou celui du groupe algal (Tableau 10). La valeur « robuste » est définie comme valeur cible de référence.

Tableau 10 : Valeurs robustes et incertitudes liées à l'estimation du recouvrement relatif du groupe Herbier

Site	Valeur Robuste RR Groupe Herbier	S <sub>r</sub> (répétabilité)	S <sub>L</sub> (dispersion)	S <sub>R</sub> (reproductibilité)	Incertitude associée au RR Groupe
TE12	0,6	1,31	0,41	1,374	2,75
TW61	49,33	2,94	12,25	19,28	38,56
TE22	1,020	1,34	0,86	1,964	3,93
TW24	81	15,31	7,83	12,332	24,66

Les valeurs robustes des taux de recouvrement relatifs du groupe Herbier diffèrent en fonction du lieu de surveillance ce qui nous permet d'observer ici que lorsque les valeurs robustes associées aux recouvrements relatifs des groupes sont équilibrés (exemple TW 61 couvert pour moitié environ par le groupe algal et le groupe herbier), l'incertitude associée est élevée (tableau 10).

A *contrario*, lorsqu'un groupe domine l'autre (TE 12 et TE 22) les incertitudes sont faibles. Ceci est d'autant plus vrai lorsque c'est le groupe algal qui domine, les incertitudes associées au recouvrement du groupe Herbier sont faibles respectivement égales à 2,75 et 3,93 %. Notons au contraire que lorsque le groupe Herbier domine le groupe algal (exemple avec TW 24 dont le recouvrement relatif du groupe Herbier est > 80%), l'incertitude associée à cette estimation est relativement plus importante.

Analyse descriptive liée à l'estimation du taux de recouvrement relatif des taxons au sein de chaque groupe

Le diagramme de Venn ci-dessous (figure 8) présente le nombre total d'occurrences taxonomiques communes à tous les binômes ainsi que la contribution de chacun des binômes à cette occurrence totale. Ainsi comme la CIL s'est déroulée sur 4 lieux de surveillance, l'occurrence théorique maximale pour chaque taxon est de 4 par binôme.

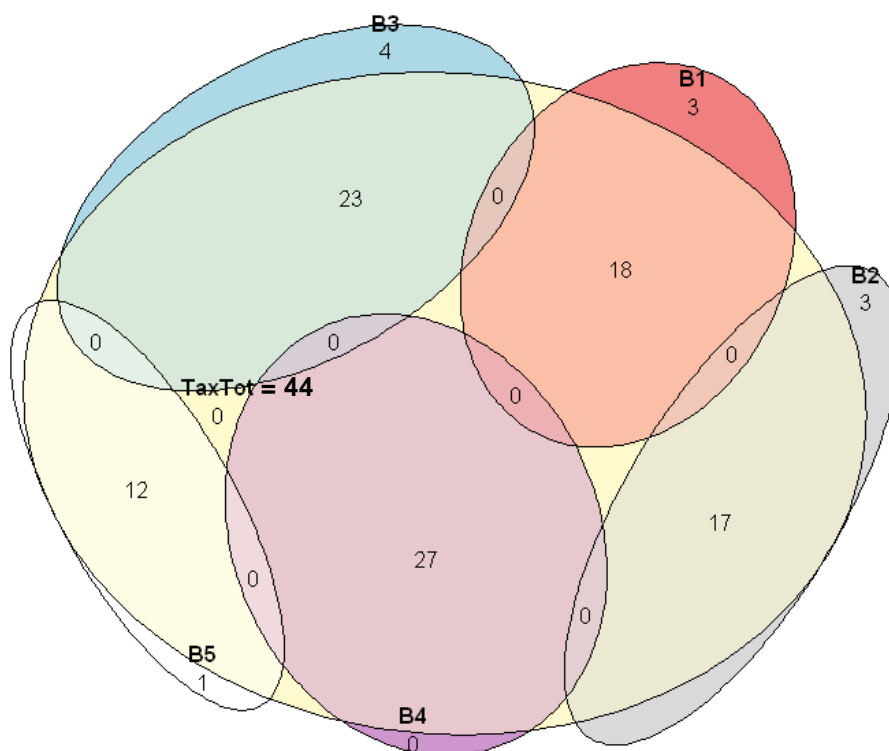


Figure 8 : Occurrence taxonomique communes entre opérateurs et échantillonnage total (réalisé sur 5 lieux de surveillance)

Au niveau de l'ensemble des relevés, les deux binômes dont l'occurrence taxonomique est la plus élevée sont B3 et B4 avec une occurrence taxonomique de 27. Cependant B3 et B4 se distinguent l'un de l'autre car sur les 27 taxons identifiés par B4, tous ont été identifiés conjointement par tous les binômes alors que pour le binôme B3, 4 des 27 taxons ont été identifiés uniquement par ce dernier.

L'occurrence totale est de 44, signifiant que 44 taxons ont été comptabilisés conjointement par tous les binômes.

L'échantillonnage des binômes B3 et B4 correspond donc à 61% de l'observation commune.

Notons que le binôme B5 se détache des autres en présentant une occurrence taxonomique bien plus faible puisque 13 occurrences ont été comptabilisées sur 44 comptabilisées conjointement, représentant ainsi un effort d'observation correspondant à 30 % de l'observation commune.

Enfin, notons que chaque binôme échantillonne un nombre de taxons parmi lesquels certains sont identifiés exclusivement par un des cinq binômes. Par exemple, sur 13 taxons identifiés par le binôme B5, 12 d'entre eux sont également identifiés par les 4 autres binômes. Le binôme B3 quant à lui a échantillonné plus de deux fois plus de taxons (27) que le binôme B5 et parmi ceux-ci 23 d'entre eux ont également été échantillonnés par les autres binômes. Enfin l'échantillonnage de B4 est le plus représentatif de tous puisque 100% de

son échantillonnage concorde avec celui de l'échantillonnage réalisé par les autres binômes.

D'une manière générale, le binôme B5 identifie sensiblement moins (29,5%) que le binôme B2 (45,5%), qui en identifie un peu moins que le binôme B1 (47,7%), qui en identifie un peu moins que les binômes B3 et B4 (61,3 % chacun).

Par ailleurs, si B5 identifie moins que les autres binômes, 92,3 % de ses identifications sont communes à l'observation réalisée par les autres binômes. Autrement dit, si l'effort d'observation de ce binôme n'est pas pertinent, sa capacité à observer les espèces cryptiques ou peu abondantes ne l'est pas non plus.

Les relevés basés uniquement sur les taxons de référence (figure 9), il apparaît que 3 binômes présentent des occurrences taxonomiques très proches ; 8 pour les binômes B1, B4 et 9 pour le binôme B2. L'occurrence taxonomique la plus élevée est pour le binôme B3 (avec 13 occurrences taxonomique sur 18)

Notons que le même binôme (B5) se détache ici aussi des autres en présentant une occurrence taxonomique bien plus faible puisque 3 occurrences ont été comptabilisées sur 18 comptabilisées conjointement, représentant ainsi un effort d'observation correspondant à 16,6 % de l'échantillonnage commun.

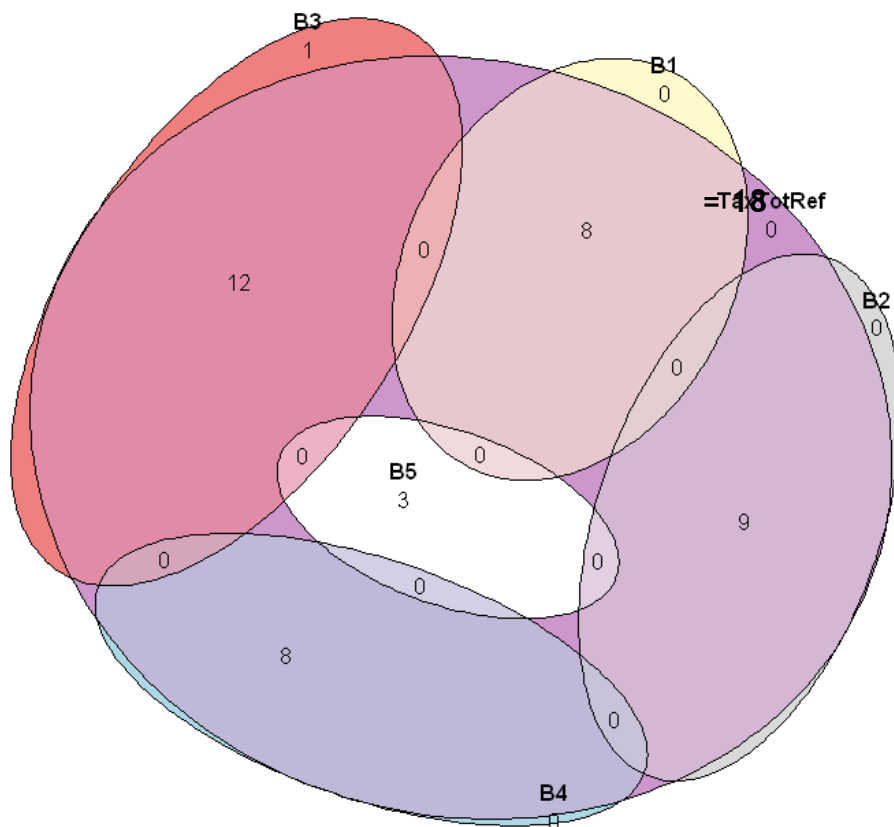


Figure 9 : Occurrence taxonomique communes pour les espèces de référence entre opérateurs et échantillonnage total

La figure 10 présente les taxons de référence observés conjointement par nombre de binôme (de 1 à 5) sur les différents lieux de surveillance échantillonnés. Les barres (1), (2) et (3) des histogrammes représentent les

taxons observés par un, deux ou trois binômes et la barre (5) représente les taxons observés par tous les binômes sur au moins un site.

Les taxons identifiés par un seul binôme (barre 1) et une partie de ceux identifiés par deux (barre 2) sont souvent des taxons dont le recouvrement « absolu » est faible et dont l'observation peut devenir aléatoire (ils sont alors régulièrement notés comme étant présents dans le diagnostic mais non associés à une évaluation de recouvrement, par exemple, le taxon *Valonia spp*).

Les taxons présents dans la barre (3) correspondent à des espèces identifiées conjointement par 3 binômes, il peut alors s'agir d'individus dont le recouvrement est modeste voire <1% et dont le repérage systématique devient aléatoire.

En ce qui concerne la barre (5), les trois taxons *Acetabularia sp*, *Zostera noltei* et *Zostera marina*, sont observés par les cinq binômes, sur au moins un site.

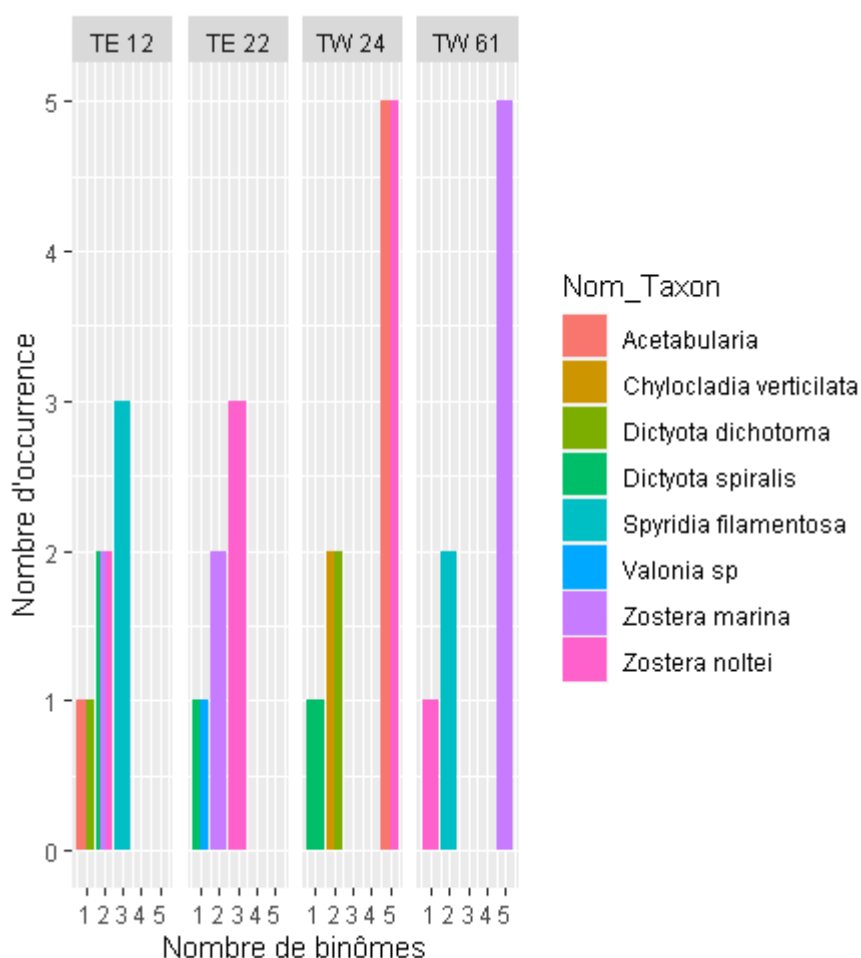


Figure 10 : Nombre d'occurrences taxonomiques en fonction du nombre de binômes, par lieu de surveillance et pour les espèces de référence.

L'occurrence taxonomique est donc fonction de la qualité d'observation du binôme (effort d'échantillonnage) et est également liée aux caractéristiques mêmes de certains taxons (statut écologique, morphologie, abondance). Ainsi, cette occurrence est particulièrement importante dans l'estimation de taux de recouvrement des taxons de référence au sein de chaque groupe, mais plus particulièrement au sein du groupe algal.

En effet au sein du groupe Herbier la somme des pourcentages des recouvrements relatifs des espèces lui appartenant ne peut être différent de 100% car toutes les espèces de phanérogames des lagunes poly- et eu-halines sont des espèces de référence, ce qui n'est pas valable pour les espèces appartenant au groupe algal.

Autrement dit, dans l'hypothèse où un binôme n'observe qu'une espèce de phanérogame au sein d'un herbier pourtant considéré comme mixte et présentant trois espèces, le taux de recouvrement relatif en taxon de référence au sein du groupe Herbier n'en serait pas changé.

Les différences dans l'estimation du recouvrement relatifs en herbier (tous sites confondus) s'expliquent donc au niveau de l'estimation du groupe Herbier (figure 7).

Contrairement aux taxons « herbier », le recouvrement relatif des macro-algues de référence dépend à la fois du recouvrement relatif du groupe algal (figure 6) et du recouvrement relatif des taxons prépondérants au sein du groupe (figure 11).

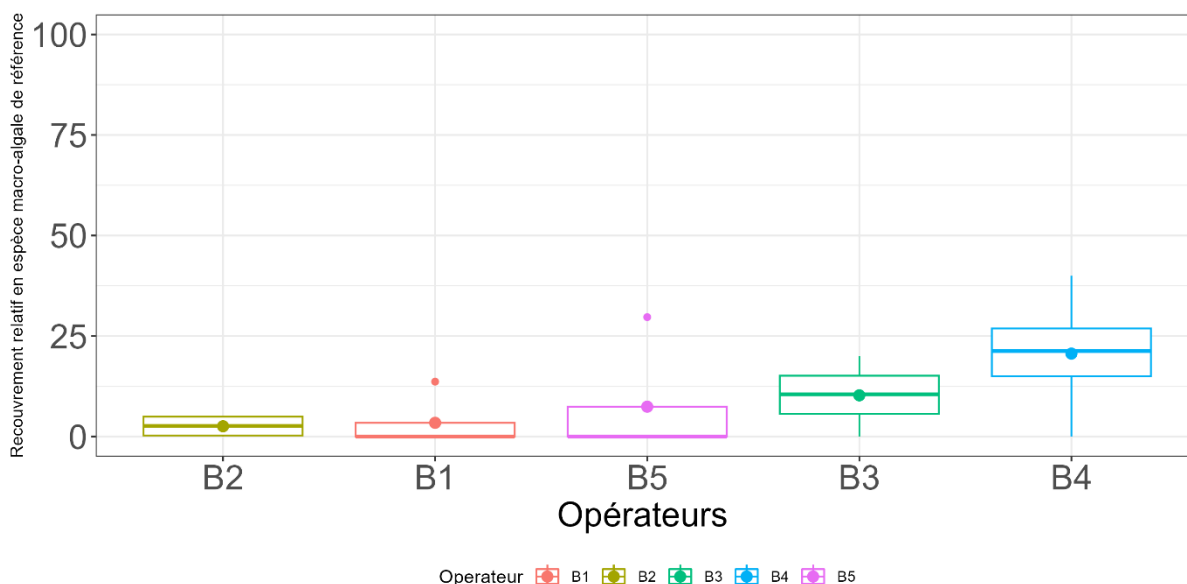


Figure 11 : Recouvrement relatif en espèces de macro-algue de référence évalué par chaque binôme, tous lieux de surveillance confondus

Tableau 11 : Moyennes et écart-types des recouvrements relatifs des espèces de référence au sein du groupe algal estimés par chaque binôme tous lieux de surveillance confondus

Binômes	moyennes	écart-types
B2	2,56	2,77
B1	3,41	6,82
B5	7,42	14,8
B3	10,9	7,53
B4	20,6	16,4

Ces différences sont également observables au sein de chaque lieu de surveillance (figure 12). Ainsi on peut voir que les 5 binômes ont pu observer au moins une espèce de macro-algue de référence sur le lieu de surveillance TW24. Sur le lieu TE 22 par contre seul un binôme (B4) sur 5 a observé une espèce de macro-algue de référence.

Notons également que les binômes B1 et B5 se distinguent pour avoir observé des macro-algues de référence uniquement sur la station TW24 alors que les trois autres binômes ont réalisé des observations sur au moins 3 des 4 lieux de surveillance.

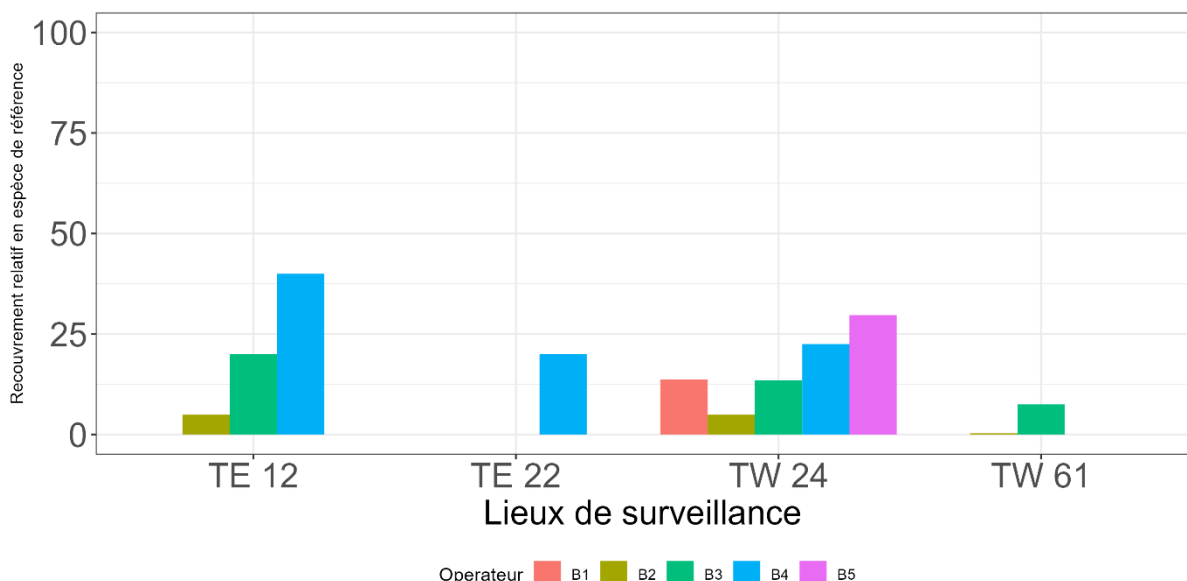


Figure 12 : Recouvrement relatif en espèce de macro-algue de référence (par rapport au recouvrement évalué par chaque binôme, sur chaque lieu de surveillance)

Incertitude liée à l'estimation du taux de recouvrement relatif des taxons de référence au sein de chaque groupe

Comme présenté dans le paragraphe précédent, la somme des pourcentages des recouvrements relatifs des espèces au sein du groupe Herbier ne peut être différent de 100% car toutes les espèces de phanérogames sont des espèces de référence.

Ainsi, pour chaque lieu de surveillance, les incertitudes liées aux recouvrements relatifs en espèce de référence prépondérantes au sein du groupe Herbier sont considérées comme nulles (Tableau 12).

Dans le cadre de ce travail, la valeur « robuste » est définie comme valeur cible de référence.

**Tableau 12 : Incertitudes liées à chaque recouvrement relatif des espèces de référence du groupe herbier calculées à partir de la valeur robuste**

Site	RR taxon Herbiers (au sein du groupe herbier)	Valeur Robuste RR Herbier de la méthode obtenue	S <sub>r</sub> (répétabilité)	S <sub>L</sub> (dispersion)	S <sub>R</sub> (reproductibilité)	Incertitude associée
TE12	100	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TW61	100	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TE22	100	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TW24	100	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Au contraire les résultats présentés en figure 11 et tableau 11 mettent en évidence des écarts dans l'estimation du recouvrement de chaque taxon de référence présent dans le groupe algal.

Ainsi, les incertitudes calculées pour chaque lieu de surveillance sont particulièrement importantes avec des valeurs deux fois plus élevées que les valeurs robustes calculées (Tableau 13).

**Tableau 13 : Incertitudes liées à chaque recouvrement relatif des espèces de référence du groupe algal calculées à partir de la valeur robuste**

Site	Valeur Robuste RR algue Ref	S <sub>r</sub> (répétabilité)	S <sub>L</sub> (dispersion)	S <sub>R</sub> (reproductibilité)	Incertitude associée
TE12	14,582	4,72	17,91	18,52	37,04
TW61	1,567	0,76	3,28	3,36	6,73
TE22	20,750	15,44	25,66	29,951	59,91
TW24	16,86	15,99	-	15,986	31,97

Incertitude liée à l'estimation du recouvrement relatif en espèces de référence (métrique RR)

L'incertitude liée à l'estimation du recouvrement relatif en espèces de référence tient compte à la fois des incertitudes liées à l'estimation du recouvrement des groupes herbier et algal (§ 3.2.2.) et des incertitudes liées à l'estimation du recouvrement des espèces de référence présentes au sein de ces groupes (§ 3.2.4). Dans le cadre de ce travail, la valeur « robuste » est définie comme valeur cible de référence. Le tableau 14 ci-dessous présente les



recouvrements relatifs en espèces de référence par lieux de surveillance auxquels sont associées les incertitudes élargies.

Tableau 14 : Incertitudes liées à chaque recouvrement relatif des espèces de référence du groupe algal calculées à partir de la valeur robuste

	Site	Valeur Robuste RR	S <sub>r</sub> (répétabilité)	S <sub>L</sub>	S <sub>R</sub> (reproductibilité)	Incertitude associée à RR (=2*s <sub>R</sub> )
	TE12	15,18	4,90	17,28	17,96	35,92
	TW61	50,90	13,81	14,39	19,95	39,89
	TE22	21,77	15,65	24,86	29,37	58,74
	TW24	98,34	1,39	2,08	2,50	5,00
Choix de calculs possibles	Moyenne des 4 Sites	Valeur RR Moyen				Incertitude associée à RR
1	RR Moyen	46,55				37,85
2	RR Moyen	46,55				25,28
3	RR Moyen pondéré par les incertitudes	95,55				4,93

Le lieu de surveillance TW 24 présente une incertitude très faible (tableau 14) au regard de la valeur robuste qui lui est attribué, puisqu'étant composé essentiellement d'herbier. Ainsi le caractère complexe de cette station benthique avancés au paragraphe § 3.1 ne fait pas référence à sa composition mais bien à la manière dont l'observateur évalue le recouvrement d'une zone couverte par les herbiers. Les autres lieux de surveillance étant composés en grande partie de macro-algues, les incertitudes évaluées au regard de la valeur robuste attribuée à ces lieux de surveillance sont relativement élevées.

Notons que la valeur robuste du recouvrement et l'incertitude associée obtenues avec le choix de calcul n°3 sont bien différentes de celles obtenues avec les choix de calcul n°1 et 2.

### 3.3 EQR ET CLASSE DE QUALITE

Calculs des différents EQR

Pour chaque lieu de surveillance et pour chacun des binômes, les EQR et les classes de qualité correspondantes ont été calculés (Tableau 15).

Les classes de qualité estimées à partir des relevés de chaque binôme s'étendent toutes du niveau moyen (classe 3) au niveau médiocre (classe 4) sur le lieu de surveillance TE 12 et TE 22, excepté pour le binôme B4 qui classe ce dernier en « Bon ».

Le lieu de surveillance TW 61 est qualifié en état « Bon » pour trois des cinq binômes, et les deux autres le classent en état moyen.

Enfin le lieu de surveillance TW 24 fait l'unanimité avec un classement en état « Très Bon » par l'ensemble des binômes.

Les différences de classe de qualité constatées entre binômes s'inscrivent sur trois lieux de surveillance (TE 12, TE 22 et TW 61). Si les opérateurs s'accordent plutôt sur la manière d'évaluer le lieu de surveillance en estimant des recouvrements totaux semblables ( $EQR_A$  proches) ces différences s'expliquent plus précisément dans la manière dont chaque binôme évalue le lieu de surveillance en estimant différemment la composition spécifique et les recouvrements relatifs en espèce de référence avec *in fine* des écarts conséquents entre  $EQR_C$ .

Tableau 15 : Résultats pour l'élément de qualité « Macrophyte » présentés par station et par binômes

Recouvrements (RT) (RR) et EQR(s) calculés par Station et par Binôme (trié par station)							
Stations	Binômes	RT	RR	$EQR_A$	$EQR_C$	$EQR_{MAC}$	Classe
TE 12	B1	0,85	0,02	0,88	0,21	0,21	4
TE 12	B5	0,95	0,04	0,96	0,22	0,22	4
TE 12	B3	0,95	0,20	0,96	0,47	0,47	3
TE 12	B4	0,9	0,40	0,92	0,56	0,56	3
TE 12	B2	0,85	0,09	0,88	0,42	0,42	3
TE 22	B1	0,9	0,05	0,92	0,22	0,22	4
TE 22	B5	1	0,09	1	0,42	0,42	3
TE 22	B3	0,9	0,15	0,92	0,44	0,44	3
TE 22	B4	0,98	0,70	0,98	0,76	0,76	2
TE 22	B2	0,85	0,10	0,88	0,42	0,42	3
TW 24	B1	0,25	0,9865	0,4	0,99	0,95	1
TW 24	B5	0,125	0,997	0,28	0,997	0,89	1
TW 24	B3	0,35	0,985	0,48	0,988	0,97	1
TW 24	B4	0,4	0,925	0,52	0,94	0,93	1
TW 24	B2	0,4	0,9995	0,52	0,99	0,98	1
TW 61	B1	0,7	0,4	0,76	0,55	0,55	3
TW 61	B5	0,7	0,6	0,76	0,68	0,68	2
TW 61	B3	0,9	0,575	0,92	0,66	0,66	2
TW 61	B4	0,7	0,3	0,76	0,51	0,51	3
TW 61	B2	0,6	0,6699	0,68	0,74	0,74	2

En considérant ces quatre lieux de surveillance pour évaluer une zone comme cela est fait dans le cadre de la DCE, les EQR et les classes de qualité correspondantes ont été calculés pour chacun des binômes (Tableau 16). Quatre binômes sur cinq s'accordent sur une évaluation globale classant le site d'étude en « Moyen » alors que le cinquième binôme classe le site en « Bon ». L' $EQR_{MAC}$  final calculé à partir des métriques (RT et RR) des 5 binômes sur les quatre lieux de surveillance (Thau EIL) classe le site d'étude en « état moyen ».

Globalement, les écarts constatés dans le tableau 15 sont lissés lorsque les recouvrements relatifs sont moyennés (tous lieux de surveillance confondus) (Tableau 16) permettant aux binômes de s'accorder plus largement sur la

manière d'évaluer le site d'étude ce qui atteste d'une certaine robustesse de l'indicateur et plus particulièrement de l'EQR<sub>C</sub>.

Tableau 16 : Résultats pour l'élément de qualité « Macrophyte » présentés par binôme toutes stations confondues. Thau EIL = moyenne des métriques des 5 binômes.

Recouvrements (RT) (RR) et EQR(s) calculés par Binôme (toutes stations confondues)						
Binômes	Recouvrement relatif de référence (RR)	Recouvrement végétal (RT)	EQR <sub>A</sub>	EQR <sub>C</sub>	EQR <sub>MAC</sub>	Classe
B5	0,43	0,69375	0,76	0,57	0,57	3
B3	0,48	0,775	0,82	0,59	0,59	3
B4	0,58	0,745	0,8	0,64	0,64	2
B1	0,36	0,675	0,74	0,54	0,54	3
B2	0,47	0,675	0,74	0,59	0,59	3
Thau EIL	0,46	0,71	0,77	0,58	0,58	3

#### Propagation des incertitudes aux différents EQR(s)

Les tableaux 17 et 18 ci-dessous présentent les différents recouvrements totaux et relatifs en espèces de référence et les EQR correspondants (EQR<sub>A</sub> et EQR<sub>C</sub>) par lieux de surveillance auxquels sont associées leurs incertitudes.

Tableau 17 : Recouvrements totaux et EQR<sub>A</sub> par lieux de surveillance auxquels sont associées leurs incertitudes.

		Site	Valeur Robuste RT de la méthode obtenue	Incertitude associée (%)	EQR <sub>A</sub>	Incertitude associée
		TE12	90,00	14,589	0,92	0,12
		TW61	72,00	25,190	0,78	0,20
		TE22	92,60	14,725	0,94	0,12
		TW24	30,50	34,383	0,44	0,28
Choix du moyennage pour RT (voir fin §2.3)	1	Moyenne =	71,28	28,69	0,77	0,23
	2	Moyenne =	71,28	11,85	0,77	0,09
	3	Moyenne =	84,31	9,23	0,87	0,07

Les incertitudes associées aux EQR<sub>A</sub> dont la valeur est élevée (>0,90) (TE 12 et TW 22) sont relativement faibles (<0,15) ce qui n'est pas le cas pour des recouvrements plus modérés avec des incertitudes  $\geq 0,20$ .

L'EQR<sub>A</sub> global (calculé à l'échelle du site d'étude) présente une incertitude faible si l'on considère les choix de calcul 2 et 3.

Tableau 18 : Recouvrements relatifs et  $EQR_C$  par lieux de surveillance auxquels sont associées leurs incertitudes.

		Site	Valeur Robuste RR Taxon Ref	Incertitude associée (%)	$EQR_C$	Incertitude associée
		TE12	15,18	35,92	0,45	0,16
		TW61	50,90	39,89	0,61	0,32
		TE22	21,77	58,74	0,47	0,26
		TW24	98,34	5,00	0,99	0,04
Choix du moyennage pour RR (voir fin §2.3)	1	Moyenne =	46,55	37,85	0,58	0,17
	2	Moyenne =	46,55	25,28	0,58	0,11
	3	Moyenne =	95,55	4,93	0,96	0,02

Les incertitudes associées aux  $EQR_C$  pour chaque lieu de surveillance semblent variables et ce quel que soit le recouvrement relatif, excepté pour TW 24 dont le recouvrement >95% et avec un  $EQR_C = 0,99$  présente une incertitude très faible.

L' $EQR_C$  global (calculé à l'échelle du site d'étude) présente une incertitude relativement faible si l'on considère les choix de calcul 3.

Toutefois, selon les choix de calcul 1 et 2, les incertitudes associées aux  $EQR_C$  sont suffisamment conséquentes pour faire basculer la classe dans l'état supérieur ou inférieur. Cette question est abordée dans le paragraphe suivant.

Tableau 19 :  $EQR_{MAC}$  et incertitudes associées en tenant compte de trois possibilités de calculs.

		$EQR_{MAC}$	Incertitude associée
Choix du moyennage pour l' $EQR_{MAC}$ (voir fin §2.3)	1	0,56	0,17
	2	0,56	0,11
	3	0,96	0,02

L' $EQR_{MAC}$  (calculé à l'échelle du site d'étude, Tableau 19) présente une incertitude relativement faible si l'on considère les choix de calcul 3. Toutefois, selon les choix de calcul 1 et 2, les incertitudes associées aux  $EQR_{MAC}$  sont suffisamment conséquentes pour faire basculer la classe dans l'état supérieur ou inférieur. Cette question est abordée dans le paragraphe suivant.

Estimation de l'amplitude associée aux différents EQR et classes de qualité aux regards des incertitudes propagées et calculées sur les métriques

Deux approches sont proposées permettant de cadrer les différentes classes de qualité.

La première approche (tableau 20) présente des EQR minimaux et maximaux calculés à partir de leurs incertitudes. La seconde approche (tableau 21) présente des EQR minimaux et maximaux calculés à partir des recouvrements minimaux et maximaux composant l'EQR.

Tableau 20 : Valeurs maximales et minimales des  $EQR_A$  en tenant compte des différentes méthodes de la propagation de l'incertitude

		Valeur Robuste RT de la méthode obtenue	Incertitude associée (%)	$EQR_A$	Incertitude associée	* $EQR_A$ Min $EQR_A$ Max	Classe Approche 1
Choix du moyennage pour RT (voir fin §2.3)	1	71,28	28,69	0,77	0,23	0,54	3
						1,00	1
	2	71,28	11,85	0,77	0,09	0,68	2
						0,86	1
	3	84,31	9,23	0,87	0,07	0,80	1
						0,94	1

\*Ici l'EQRmin = EQR-Incertitude associée et l'EQRmax = EQR+Incertitude associée

Tableau 21 : Valeurs maximales et minimales des EQR<sub>A</sub> en tenant comptes des RTmin et RTmax selon les trois possibilités de calcul

		Valeur Robuste RT de la méthode obtenue	Incertitude associée (%)	RT Min RT Max	**EQR <sub>A</sub> Min EQR <sub>A</sub> Max	Classe Approche 2
Choix du moyennage pour RT (voir fin §2.3)	1	71,28	28,69	42,59	0,54	3
				99,96	1,00	1
	2	71,28	11,85	59,43	0,68	2
				83,12	0,86	1
	3	84,31	9,23	75,08	0,80	1
				93,55	0,94	1

\*\*Ici l'EQRmin = f(RTmin) et l'EQRmax = f(RTmax)

Dans le cas du recouvrement total, les deux approches permettent de cadrer les classes de qualité d'une manière identique.

De la même manière que pour l'EQR<sub>A</sub>, La première approche (tableau 22) présente des EQR minimaux et maximaux calculés à partir de leurs incertitudes.

La seconde approche (tableau 23) présente des EQR minimaux et maximaux calculés à partir des recouvrements minimaux et maximaux composant l'EQR.

Tableau 22 : Valeurs maximales et minimales des EQR<sub>C</sub> en tenant comptes de la propagation de l'incertitude

		Valeur Robuste RR de la méthode obtenue	Incertitude associée (%)	EQR <sub>C</sub>	Incertitude associée	*EQR <sub>C</sub> Min EQR <sub>C</sub> Max	Classe Approche 1
Choix du moyennage pour RR (voir fin §2.3)	1	46,55	37,85	0,58	0,17	0,41	3
						0,75	2
	2	46,55	25,28	0,58	0,11	0,47	3
						0,69	2
	3	95,55	4,93	0,96	0,02	0,94	1
						0,98	1

\*Ici l'EQRmin = EQR-Incertitude associée et l'EQRmax = EQR+Incertitude associée

Tableau 23 : Valeurs maximales et minimales des EQRC en tenant comptes des RRmin et RRmax selon les trois possibilités de calcul

		Valeur Robuste RR de la méthode obtenue	Incertitude associée (%)	RR Min RR Max	**EQRC Min EQRC Max	Classe Approche 2
Choix du moyennage pour RR (voir fin §2.3)	1	46,55	37,85	8,69	0,42	3
				84,40	0,87	1
	2	46,55	25,28	21,27	0,47	3
				71,83	0,77	2
	3	95,55	4,93	90,61	0,92	1
				100	1	1

\*\*Ici l'EQRmin = f(RTmin) et l'EQRmax = f(RTmax)

Dans le cas du recouvrement relatif, les deux approches ne permettent pas de cadrer les classes de qualité de la même manière. L'approche n°2 accentue les écarts.

De la même manière que pour l'EQR<sub>A</sub> et l'EQR<sub>C</sub> la première approche (tableau 24) présente des EQR minimaux et maximaux calculés à partir de leurs incertitudes.

La seconde approche (tableau 25) présente des EQR minimaux et maximaux calculés à partir des recouvrements minimaux et maximaux composant l'EQR.

Tableau 24 : Valeurs maximales et minimales des EQR<sub>MAC</sub> en tenant comptes de la propagation de l'incertitude

		EQR <sub>MAC</sub>	Incertitude associée	*EQR <sub>MAC</sub> Min EQR <sub>MAC</sub> Max	Classe Approche 1
Choix du moyennage pour EQR <sub>MAC</sub> (voir fin §2.3)	1	0,58	0,17	0,42	3
				0,75	2
	2	0,58	0,11	0,47	3
				0,70	2
	3	0,96	0,02	0,94	1
				0,98	1

\*Ici l'EQRmin = EQR-Incertitude associée et l'EQRmax = EQR+Incertitude associée

Tableau 25 : Valeurs maximales et minimales des EQR<sub>MAC</sub> en tenant comptes des RRmin et RRmax selon les trois possibilités de calcul

		EQR <sub>MAC</sub>	** EQR <sub>MAC</sub> Min (EQR <sub>A</sub> Min & EQR <sub>C</sub> Min) EQR <sub>MAC</sub> Max (EQR <sub>A</sub> Max & EQR <sub>C</sub> Max)	Classe Approche 2
Choix du moyennage pour EQR <sub>MAC</sub> (voir fin §2.3)	1	0,58	0,42	3
			0,88	1
	2	0,58	0,47	3
			0,77	2
	3	0,96	0,92	1
			1	1

\*\*Ici l'EQR<sub>MAC</sub>min = f(EQR<sub>A</sub>min & EQR<sub>C</sub>min) et l'EQR<sub>MAC</sub>max = f(EQR<sub>A</sub>max & EQR<sub>C</sub>max)

Dans le cas du calcul de l'EQR<sub>MAC</sub>, les deux approches ne permettent pas de cadrer les classes de qualité de la même manière. L'approche n°2 accentue les écarts.

#### 4. DISCUSSION

L'objectif principal de la présente étude est d'attribuer un niveau d'incertitude à l'évaluation de l'état biologique réalisée sur le compartiment macrophytes dans les lagunes poly-euhalines en appliquant le protocole de l'indicateur DCE *in-situ* sur une partie des lieux de surveillance de la lagune de Thau. Ces lieux de surveillance ont été sélectionnés afin d'obtenir une observation contrastée (différence dans le recouvrement végétal et différence de composition spécifique). De la même manière les dix opérateurs (organisés en 5 binômes de plongeurs) ont tous des niveaux d'expertises différents.

Par ailleurs, le second objectif de cette étude est de repérer les points sensibles, susceptibles d'influencer plus ou moins fortement le résultat de l'indicateur.

##### 4.1 ESTIMATION DU RECOUVREMENT TOTAL ET INCERTITUDE

**L'estimation des recouvrements totaux a permis de mettre en évidence des écarts relativement faibles entre binômes (tous sites confondus) puisqu'une différence de 13 % a été relevée entre l'estimation la plus pessimiste et la plus optimiste.**

Le lieu de surveillance sur lequel les estimations de recouvrement sont les plus variables est le lieu TW 24. Ce lieu présente le recouvrement total moyen le plus faible parmi les 4 observés, ce qui confirme la difficulté d'estimation *in situ* des faibles recouvrements mis en évidence jusque-là uniquement à partir d'image numérique de synthèse (Dijoux, 2018). De plus, ce lieu de surveillance est dominé par les herbiers de *Zostera noltei* recouvrant en moyenne 81 % de la zone végétalisée, la prépondérance de ce groupe par rapport au groupe algal



accentue la difficulté dans l'estimation du recouvrement des macrophytes. La difficulté « ressentie » par les plongeurs réside dans le fait que le recouvrement du groupe Herbier est déconnecté de sa densité intrinsèque. Autrement dit, le recouvrement estimé d'un herbier résulte de sa densité mais également du nombre et de la morphologie (longueur, largeur) des feuilles. Ces espèces sont également dressées dans la colonne d'eau et non posées au fond comme la majorité des macroalgues.

L'estimation du recouvrement est donc étroitement liée à la perception qu'a le plongeur de la zone observée et aura tendance vraisemblablement à minimiser le recouvrement d'une zone où l'herbier est qualifié d'éparse.

Toutefois, les incertitudes globales attribuées à l'EQR<sub>A</sub>, calculées à partir des valeurs robustes issues des recouvrements totaux restent raisonnables si l'on considère les calculs 2 et 3.

#### **4.2 ESTIMATION DU RECOUVREMENT RELATIF EN ESPECES DE REFERENCE ET INCERTITUDE**

En ce qui concerne l'indice de composition, basé à la fois sur la richesse spécifique et le recouvrement relatif en espèces de référence, les résultats sont plus contrastés. En effet cet indice sans doute plus complexe que l'indice d'abondance peut être visualisé en trois temps, combinant deux estimations de recouvrement (toutes deux relatives), le relevé de la richesse spécifique et l'identification d'espèces de macrophytes.

Les incertitudes calculées sur chaque lieu de surveillance sont particulièrement importantes et traduisent le niveau de difficultés que peuvent rencontrer les opérateurs dans l'estimation du recouvrement relatif en espèces de référence.

Tout d'abord, l'observateur doit définir le recouvrement du groupe Herbier et du ou des groupes « algaux » au sein du recouvrement total préalablement estimé. Cette première étape s'accompagne donc d'une première incertitude. Notons d'ailleurs que lorsque les groupes d'un même lieu de surveillance ont des taux de recouvrement extrêmes (très forts ou très faibles), les écart-types des estimations de recouvrement des groupes et les incertitudes associées sont faibles. A l'inverse lorsque ceux-ci sont plus équilibrés, ces résultats semblent présenter une plus grande variation.

Ces résultats et cette tendance peuvent sembler contradictoires par rapport à ceux présentés précédemment dans l'estimation du recouvrement total où il était explicité que la difficulté d'estimation semblait être accrue pour les recouvrements faibles. Cependant, si dans un cas l'estimation du recouvrement est réalisée sur une surface définie de 120 m<sup>2</sup> (Indice abondance), la seconde est variable car relative à la surface estimée par la couverture végétale. Ainsi un recouvrement relatif faible, moyen, ou fort (quel que soit le groupe considéré) peut présenter un recouvrement absolu pouvant être faible (si le recouvrement total est déjà faible) alors qu'un recouvrement relatif faible présentera toujours un recouvrement absolu faible (si le recouvrement total est de 100 %). Cette propagation d'incertitude (la première sur l'évaluation du recouvrement total et la seconde sur l'évaluation du recouvrement de chaque groupe) peut expliquer la raison pour laquelle les incertitudes sont plus importantes lorsqu'il s'agit d'estimer les recouvrements relatifs.

La seconde étape est l'attribution du recouvrement relatif de chaque taxon observé au sein de son groupe d'appartenance. Dans la mesure où l'indice de

composition ne s'intéresse qu'au recouvrement relatif des taxons de référence, et comme tous les taxons appartenant au groupe Herbier sont de référence, l'incertitude associée aux recouvrements des taxons appartenant au groupe Herbier sera nulle et donc différente de l'incertitude calculée à partir des estimations de recouvrement des taxons de référence appartenant au groupe « algal ».

Sur le plan de la méthode elle-même, cet exercice nous permet de proposer quelques points de vigilance dans l'estimation de cette métrique (indice de composition). En effet lors de l'évaluation du recouvrement relatif des herbiers à phanérogames la sensibilité de cet indice est exacerbée lors de l'estimation du recouvrement relatif du groupe Herbier mais aucunement lors de l'estimation du pourcentage de recouvrement relatif des taxons prépondérant au sein du groupe. **Autrement dit l'observation doit être particulièrement fine et rigoureuse dans l'estimation du recouvrement relatif du groupe Herbier plutôt que dans la répartition du recouvrement des différentes espèces de phanérogames au sein de ce groupe.**

Par contre, l'évaluation du recouvrement relatif des macro-algues de référence dépend tout autant de l'estimation du recouvrement relatif du groupe algal que de l'estimation du pourcentage de recouvrement relatif des taxons présents dans ce groupe, ainsi **la majoration de l'estimation du recouvrement relatif du taxon 1 (qu'il soit de référence ou non) entraîne logiquement la minoration de l'estimation du recouvrement du taxon 2, etc.**

Ainsi la manière dont l'observateur appréhende son environnement sur l'ensemble des lieux de surveillance influence très largement l'incertitude liée à l'estimation du taux de recouvrement relatif des taxons de référence au sein de chaque groupe.

Afin d'approfondir cette question, un premier diagramme de Venn, basé sur l'occurrence taxonomique a été produit, permettant de présenter le nombre total d'occurrences taxonomiques communes à tous les binômes et la contribution de chacun des binômes à cette occurrence totale.

Ces résultats semblent mettre en évidence des bilans inter-opérateurs sensiblement différents sur le plan de l'échantillonnage. Cependant ces derniers doivent être relativisés dans le cadre du calcul de l'indicateur macrophytes. En effet, même à supposer que la détermination taxonomique soit complètement comparable entre binômes, les taxons à faible ou très faible effectif sur une station peuvent être détectés de façon aléatoire en inter-opérateurs comme en intra-opérateur (i.e. le même opérateur qui reproduirait exactement la même procédure d'échantillonnage), ce qui contribue à faire baisser la proportion de déterminations communes à la même station. De plus l'indicateur macrophytes est basé uniquement sur les espèces de référence.

Sur cette base de comparaison, l'occurrence en taxons de référence commune entre l'échantillonnage de chaque opérateur et l'échantillonnage total est plus élevée. En effet pour 4 binômes sur 5, 100% des identifications sont communes à l'échantillonnage global, ce qui signifie que lorsqu'un binôme observe un taxon de référence ce dernier a également été observé par les autres. **La reconnaissance et l'identification des taxons de référence seraient donc plus faciles que pour les taxons opportunistes.**

Il est fort probable que cette différence soit liée à une meilleure connaissance par les opérateurs des taxons de référence entrant dans le calcul de l'indicateur macrophytes (taxons rencontrés plus régulièrement, faisant l'objet d'une

description spécifique dans le guide de reconnaissance des macrophytes en lagunes méditerranéennes). Toutefois, mis à part 3 taxons observés conjointement par l'ensemble des binômes sur 2 des 4 lieux de surveillance, (*Zostera noltei*, *Zostera marina* et *Acetabularia acetabulum*), la détection commune des autres taxons de référence (dans le cadre de cette CIL) devient beaucoup plus aléatoire ce qui conduit vraisemblablement à une variabilité assez importante de la richesse spécifique et de la diversité taxonomique déterminée par chacun.

La variabilité de détection d'un taxon sur un lieu de surveillance peut être liée à son recouvrement absolu (faible ou fort), à une plasticité phénotypique qui rendrait sa reconnaissance plus complexe ou à une morphologie singulière (*Acetabularia acetabulum*), qui malgré une abondance ou un recouvrement très faible sera reconnu et comptabilisé par les opérateurs.

L'exemple des résultats acquis par le binôme n°5 est particulièrement significatif. En effet ce binôme ressort comme étant celui qui réalise le plus faible effort d'observation (cf §3.2). Nous nous attendions intuitivement à ce que ce binôme classe le site d'une manière bien différente des autres mais ce n'est pas le cas ce qui démontre la robustesse de l'indicateur.

En effet l'indicateur Macrophyte est conçu de sorte que lorsque le recouvrement total est supérieur à 50% ( $EQR_A > 0,6$ ), la présence d'espèce de référence, (c'est-à-dire la composition,  $EQR_C$ ) définira exclusivement la qualité du lieu de surveillance, ou du site d'étude ( $EQR_{MAC}$ ). L'indice de composition lui est conçu sur le recouvrement relatif des espèces de référence qui le compose. Autrement dit, bien qu'un niveau de compétence en identification taxinomique ne soit pas nécessaire sous l'eau puisqu'il peut être corrigé par une expertise menée en laboratoire, le dénombrement d'espèces est lui particulièrement important. En outre, un oubli ou une détermination erronée d'un taxon peut avoir des conséquences non négligeables sur le calcul de l'indicateur et ce d'autant plus si le cortège est pauvre. **Le recouvrement relatif attribué à chaque taxon étant directement lié et inversement proportionnel au nombre de taxons identifiés, le niveau d'expertise est susceptible d'influencer grandement l'estimation du recouvrement relatif en espèce de référence.**

#### 4.3 EQR, CLASSES D'ETAT ECOLOGIQUE ET INCERTITUDES

Les classes d'état écologique obtenues pour chaque lieu de surveillance à partir des métriques « abondance » et « composition », varient généralement d'une classe de qualité d'un binôme à l'autre (excepté pour le lieu de surveillance TE 22). En effet pour ce lieu, les écarts ne sont pas limités au voisinage de la limite de classe mais s'étendent plus largement, allant jusqu'à deux fois plus ou deux fois moins la valeur estimée par les autres binômes (3 binômes le classant en état Moyen et les deux autres en état Bon et Médiocre).

L'évaluation par binôme tous lieux de surveillance confondus est plus nuancée. Quatre binômes sur cinq classent le site en état Moyen alors que le dernier le classe en Bon état.

Notons que le binôme ayant classé le site en Bon état est également le binôme ayant estimé un recouvrement relatif en espèce macro-algales de référence le plus élevé, présentant également un effort d'observation (toutes espèces confondues) élevé.

*A contrario*, le binôme B5 pourtant sorti du lot pour avoir réalisé un effort d'observation très faible en termes de dénombrement spécifique et classant le site en état « moyen » propose une estimation de recouvrement total (tout site confondus) très élevée, égale à 80,4 %, ce qui correspond à l'estimation la plus importante réalisée par les 5 binômes. De plus, ses estimations quant aux recouvrements relatifs en espèces de référence se situent dans la moyenne « haute » et sont parmi les plus importantes par rapport à celles estimées par les autres binômes.

Le choix des méthodes de calcul (1, 2 et 3) d'incertitude associé à chaque indicateur est à prendre en considération dans l'interprétation des résultats et ne présente pas les mêmes avantages et/ou inconvénients.

La méthode 1, pour le calcul d'incertitude, reflète l'état de l'art actuel, qui ne prend pas en considération la variabilité de la donnée acquise par le binôme (pas de considération de la répétabilité et reproductibilité de la méthode, assimilées à la répétabilité inter et intra-binôme au sein de cette étude).

La méthode 2, pour le calcul d'incertitude, propose une amélioration possible, en apportant la considération et l'utilisation des incertitudes (de répétabilité et reproductibilité) pour une estimation plus rigoureuse de la confiance en l'estimation de l'indicateur. Cette estimation de la confiance se traduit par l'ajout de la quantification de l'incertitude sur la valeur estimée de l'indicateur.

Les méthodes 1 et 2 sont donc basées sur le calcul actuel de l'indicateur (moyenne non pondérée).

La méthode 3, propose une utilisation et une considération optimales des incertitudes (de répétabilité et reproductibilité) **tant sur le calcul de l'estimation de l'indicateur lui-même que de son incertitude**. Elle représente une potentialité d'évolution du calcul de l'indicateur.

Toutefois elle n'est pas applicable aujourd'hui car ne correspond pas aux méthodes de calcul actuellement employées. L'incertitude associée à cette 3<sup>ème</sup> méthode est jugée comme « conservatrice » car celle-ci va tendre la valeur de l'indicateur et son incertitude associée vers les valeurs des sites présentant le moins de variabilité. **De ce fait, les sites présentant une plus forte incertitude, c'est-à-dire ceux présentant un recouvrement total faible ou ayant une richesse spécifique importante seront moins considérés avec ce calcul.**

#### 4.4 LIMITES ET BIAIS RENCONTRES DANS LA CIL

Rappelons que cette comparaison inter-laboratoires est la première réalisée sur les macrophytes en lagunes poly-euhalines en milieu naturel. Bien que les 10 plongeurs aient pu réaliser toutes les observations nécessaires au calcul de l'indicateur (recouvrement total, recouvrement relatif en espèce de référence et relevé de la richesse spécifique) sur les 4 lieux de surveillance étudiés, cet exercice met en évidence plusieurs points qu'il est nécessaire de préciser. En effet, les CIL sont conçues le plus souvent pour évaluer des analyses en laboratoire dont les méthodes sont définies par des normes ce qui est différent pour les exercices *in situ*. A titre d'exemple, aucune liste fermée d'espèces n'a été proposée pour le rendu des résultats, et les plongeurs n'ont pas été contraints dans le nombre d'espèces qu'il était possible d'observer sur chacun des lieux de surveillance. Ce choix n'est pas sans conséquence pour

l'organisateur car cette approche n'oriente pas l'observation du plongeur sur des taxons précis et ne contraint pas l'observateur dans le nombre d'espèces à observer.

Toutefois comme stipulé dans la partie matériel et méthode, afin de s'affranchir de ces particularités sur les plans de l'observation et de l'identification, l'expert macrophyte a réalisé une confirmation de l'identification en laboratoire des différents taxons observés *in-situ* des échantillons récoltés. En outre, ce type d'approche *in-situ* sans liste fermée s'est voulue la plus réaliste possible en restant la plus proche des conditions habituelles d'observation et d'identification.

Le choix des lieux de surveillance et leurs caractéristiques intrinsèques peuvent également être sources de biais dans le calcul d'incertitudes. En effet deux des quatre lieux de surveillance présentaient en moyenne des recouvrements totaux identiques, supérieurs ou égaux à 90 % (TE 12 = 90 % et TE 22 = 92,6 %) et une composition floristique semblable (les taux de recouvrements relatifs du groupe Herbier étant tous deux faibles, avec des valeurs respectivement égales à 0,6 % et 1,27 %), contribuant à la diminution de la variabilité des mesures et des résultats.

Aussi, bien que ce résultat n'ait pas été présenté dans ce document, la variabilité des observations inter et intra-binôme ne semble pas être corrélée avec le niveau d'expertise déclaré par l'opérateur. Une des limites pouvant expliquer ce constat peut être le faible nombre d'opérateurs présents dans cette étude entraînant non seulement un doute sur la significativité statistique du résultat ainsi qu'un déséquilibre dans la proportion de chaque niveau, avec 3 opérateurs de niveau A, 6 opérateurs de niveau B et un seul opérateur de niveau C ne permettant pas d'interpréter correctement ce résultat (raisons pour lesquelles il n'a pas été présenté).

## **5. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES**

### **5.1 CONCLUSIONS**

Cet exercice a permis de mettre en évidence des points susceptibles d'influencer plus ou moins fortement le résultat de l'indicateur.

Le premier point concerne l'estimation du recouvrement total et confirme les hypothèses avancées par Dijoux, *et al* (2018). L'incertitude liée à l'estimation du recouvrement total *in situ* est en effet accrue pour les classes de recouvrement faible traduisant une difficulté d'estimation pour les faibles recouvrements.

Le deuxième point concerne le recouvrement relatif du groupe Herbier notamment lorsque les groupes d'un même lieu de surveillance présentent des taux de recouvrement équivalents. Dans ce cas l'incertitude liée à l'estimation du recouvrement du groupe est importante. Ceci s'explique sans doute par la manière dont l'opérateur peut interpréter le recouvrement de l'herbier quand ce dernier est épars ou dense ou encore par la manière dont celui-ci interprète son recouvrement dans une approche en 3 dimensions (feuilles et faisceaux érigés dans la colonne d'eau).

Enfin, le troisième point concerne le recouvrement relatif des espèces de référence. En effet un diagnostic minutieux et rigoureux ne favorise pas

nécessairement l'atteinte d'un bon classement sur le plan écologique. En effet, pour le calcul de la métrique composition (EQRC), plus l'opérateur est exhaustif dans son diagnostic plus le recouvrement des taxons estimés relativement à la couverture végétale est faible. De la même manière, un observateur moins expérimenté ou moins efficace/attentif, réalisant un effort d'observation très faible (par exemple par manque de connaissance taxinomique) aura tendance à majorer le recouvrement des quelques taxons qu'il reconnaîtra et en particulier les taxons de référence. Dans ce cas, une surestimation du recouvrement total aura tendance à exacerber le recouvrement absolu des taxons de référence et donc biaiser le diagnostic dans son classement écologique. Insistons toutefois sur ce troisième point en précisant que ce n'est pas parce que le diagnostic serait moins bien réalisé que la qualité affichée serait meilleure, la qualité du relevé affecte le classement dans les deux sens avec une incertitude élargie symétriquement.

Les résultats issus du calcul des différents EQR mettent en évidence une certaine variabilité dans le classement écologique du site réalisé par les différents binômes. Toutefois la construction même des indices et de l'indicateur (procédant par classes de recouvrement) conduisent à diminuer la variabilité initiale des mesures puisque des différences importantes ont été notées entre binômes notamment en ce qui concerne l'estimation des recouvrements relatifs en espèces de référence et sur l'effort d'échantillonnage (occurrence taxinomique), avec des incertitudes non négligeables. En d'autres termes, indices et indicateurs sont sans doute moins variables que les données avec lesquels ils sont construits. Ils sont robustes, donc peu sensibles à des variations dans les observations. Cela démontre une certaine robustesse de l'indicateur DCE macrophyte à l'échelle de la masse d'eau, en revanche, son utilisation à des échelles plus locales serait discutable. En d'autres termes, un nombre élevé de lieux de surveillance permet de lisser les incertitudes et donc améliore la robustesse de l'indicateur

Enfin, insistons sur le fait que le niveau de connaissance est important dans la mise en œuvre de cet indicateur DCE macrophyte et doit être maximal tout au long du processus d'acquisition des données avec *a minima* des plongeurs naturalistes ayant une capacité de détection importante des différents taxons présents, permettant d'assurer une observation *in situ* fiable, avec l'appui constant d'un expert sur cette thématique afin d'assurer la bonne détermination en laboratoire et les analyses des données qui en sont issues. Cette rigueur est primordiale pour assurer un suivi écologique à long terme permettant également de garder un regard critique sur le développement des indicateurs (amélioration des méthodes de diagnostic, suivi des espèces invasives, etc.).

## 5.2 PERSPECTIVES ET RECOMMANDATIONS

Les analyses réalisées sur les différentes données acquises lors de cette CIL ont soulevé des difficultés dans l'évaluation *in situ* du recouvrement total notamment lorsque ce dernier est faible. L'utilisation des classes de recouvrement ainsi qu'une harmonisation des pratiques entre observateurs avant chaque campagne DCE permettraient de lisser les écarts observés entre opérateurs sur cette métrique.

L'évaluation du recouvrement des herbiers présente également certaines limites dans le calcul de la métrique « Recouvrement Relatif ». Ceci s'explique entre

autre par le fait que ces communautés peuvent présenter des densités plus ou moins variables. L'organisation en 3 dimensions des feuilles et faisceaux, lesquels sont érigés dans la colonne d'eau, nécessite une approche différente dans l'estimation du recouvrement, indiquant ainsi la limite de l'évaluation actuelle en 2 dimensions. Une étude dédiée à cette problématique serait souhaitable. Une première approche à partir de photographies issues d'une technique de photoquadrats a d'ailleurs été réalisée durant cette étude. Les comparaisons réalisées entre les opérateurs et la donnée exploitée à partir d'analyses d'images n'ont pour le moment pas pu être exploitées mais permettraient sans doute de produire un modèle d'incertitude permettant d'exprimer le classement final en probabilité d'affectation à chacune des 5 classes d'état (Wach *et al.*, 2019).

Cette future étude pourrait également explorer la question du **rôle de l'Intelligence Artificielle dans l'exploitation automatisée des images acquises *in situ*** dans le calcul des métriques composant l'indicateur.

Plus concrètement une des pistes rapidement réalisable permettant de lisser les incertitudes concernant cette métrique serait une harmonisation de pratiques entre agent avant chaque campagne à partir d'images d'herbiers de différentes espèces ayant des caractéristiques morphologiques différentes sous la forme de « fiche d'aide à l'estimation des recouvrements » utilisée en cours d'eau ou plus récemment adaptées pour les relevés de zostères en intertidal, ce qui permettrait de diminuer les écarts observés.

Enfin, l'indicateur DCE macrophyte étant basé sur des relevés floristiques ce qui le démarque méthodologiquement des autres approches basées sur un « échantillonnage », son estimation nécessite une approche naturaliste de l'opérateur, qui est un élément important dans le calcul des métriques « Recouvrement Relatif » et « Richesse Spécifique ». En effet si la compétence en identification des taxons n'est pas un critère déterminant dans la mise en œuvre *in situ* du protocole (la détermination rigoureuse des différents taxons étant une étape ultérieure, assurée par l'expert macrophyte), la capacité de détection par les opérateurs est par contre indispensable pour assurer le bon calcul de ces métriques.

## Résumé :

- L'estimation des recouvrements totaux nécessaires au calcul de l'EQR<sub>A</sub> présente une incertitude faible. Toutefois elle augmente lorsque les recouvrements totaux sont faibles.
- L'estimation du recouvrement du groupe Herbier nécessaire au calcul de l'EQR<sub>C</sub> est plus complexe que l'estimation du groupe algal et s'accompagne donc d'une incertitude plus élevée.
- L'estimation du recouvrement relatif des taxons « macroalgues » de référence nécessaire également au calcul de l'EQR<sub>C</sub> est plus complexe que l'estimation du recouvrement relatif des taxons herbier et s'accompagne ainsi d'une variation plus importante.
- La reconnaissance et l'identification des taxons de référence seraient plus faciles que pour les taxons opportunistes ce qui influencerait grandement l'estimation du recouvrement relatif en espèces de

référence (et donc le calcul de l'EQR<sub>C</sub>) en fonction du niveau d'expertise de l'opérateur.

- Les indices (EQR<sub>A</sub> et EQR<sub>C</sub>) et l'indicateur DCE macrophyte (EQR<sub>MAC</sub>) sont robustes et peu sensibles à des variations dans les observations à l'échelle d'une masse d'eau ou d'un site d'étude mais leur utilisation à une échelle plus locale est discutable car inadapté méthodologiquement.



## 6. BIBLIOGRAPHIE

CIMITERRA N., DEROLEZ V., OUISSE V., (2022). Diagnostic du compartiment macrophyte dans 17 masses d'eau de transition lagunaires sur la période du plan de gestion 2016-2021

DAGENS N., CHAUVIN C., (2012) - Les essais interlaboratoires en hydrobiologie - Rapport AQUAREF 2012 - 44 p

DEROLEZ V., OHEIX J., (2012). Diagnostic de la qualité du compartiment macrophytes des lagunes profondes dans le contexte de la Directive Cadre sur l'Eau (bassin Rhône Méditerranée & Corse). Propositions d'évolution de la stratégie d'échantillonnage

DIJOUX L. (2018). Evaluation de l'incertitude liée à l'identification et à l'évolution du recouvrement des macrophytes des lagunes méditerranéennes dans le cadre de la DCE. 29 p

Guide relatif aux règles d'évaluation de l'état des eaux littorales dans le cadre de la DCE (GuideREEEL-DCE-MTES2018)

Ifremer, Créocéan, UMII, 2000. Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires méditerranéens. Rapport final, 2 tomes. 410 p

JCGM 101:2008. Supplément 1 du "Guide pour l'expression de l'incertitude de mesure" – Propagation de distributions par une méthode de Monte Carlo (2008)  
NF ISO 5725 - 1 Application de la statistique - Exactitude (justesse et fidélité) des résultats et méthodes de mesure - Partie 1 : principes généraux et définitions

NF ISO 5725 - 2 Application de la statistique - Exactitude (justesse et fidélité) des résultats et méthodes de mesure - Partie 2 : méthode de base pour la détermination de la répétabilité et de la reproductibilité d'une méthode de mesure normalisée

NF ISO 5725 - 5 Application de la statistique - Exactitude (justesse et fidélité) des résultats et méthodes de mesure - Partie 5 : méthodes alternatives pour la détermination de la fidélité d'une méthode de mesure normalisée

NF ISO 21748 - Lignes directrices relatives à l'utilisation d'estimations de la répétabilité, de la reproductibilité et de la justesse dans l'évaluation de l'incertitude de mesure

REYJOL Y., CHAUVIN C. - 2012. Les interactions scientifiques-gestionnaires dans le domaine de l'écologie aquatique : exemple de la mise en œuvre de la DCE. Conférence Invitée.

JILO - Journées Internationales de Limnologie 21/05/2014-23/05/2014, Marseille, FRA. 45 p.

WACH M., GUEGUEN J., CHAUVIN C., DELMAS F., DAGENS N., FERET T., LORIOT S., TISON-ROSEBERY J. 2019. Probability of misclassifying river ecological status: A large-scale approach to assign uncertainty in macrophyte and diatom-based biomonitoring, Ecological Indicators, Volume 101, 2019, Pages 285-295

## 7. ANNEXES

ANNEXE 1 : Fonctions transferts pour le calcul des  $EQR_A$  et  $EQR_C$

Indice d'abondance :

$$\text{Si } RT \leq 0,25 \rightarrow EQR_A = RT + 0,15$$

$$\text{Si } RT > 0,25 \rightarrow EQR_A = 0,8RT + 0,2$$

Indice Abondance	$EQR_A$ Abondance	Classe
Métrique 3. RT %		
[100 - 75]	[1 - 0,8]	Très Bon
]75 - 50]	]0,8 - 0,6]	Bon
]50 - 25]	]0,6 - 0,4]	Moyen
]25 - 5]	]0,4 - 0,2]	Médiocre
]5 - 0]	]0,2 - 0]	Mauvais

Indice de composition :

$$\text{Si } RT < 0.05 \rightarrow EQR_C \text{ non défini (noté « non défini »)}$$

Si  $RT \geq 0.05$  et :

$$\text{si } RR \geq 0,5 \rightarrow EQR_C = 0,8 RR + 0,2$$

$$\text{ou si } 0,05 \leq RR < 0,5 \rightarrow EQR_C = 0,444 RR + 0,378$$

$$\text{ou si } 0 < RR < 0,05 \rightarrow EQR_C = 0,4 RR + 0,2$$

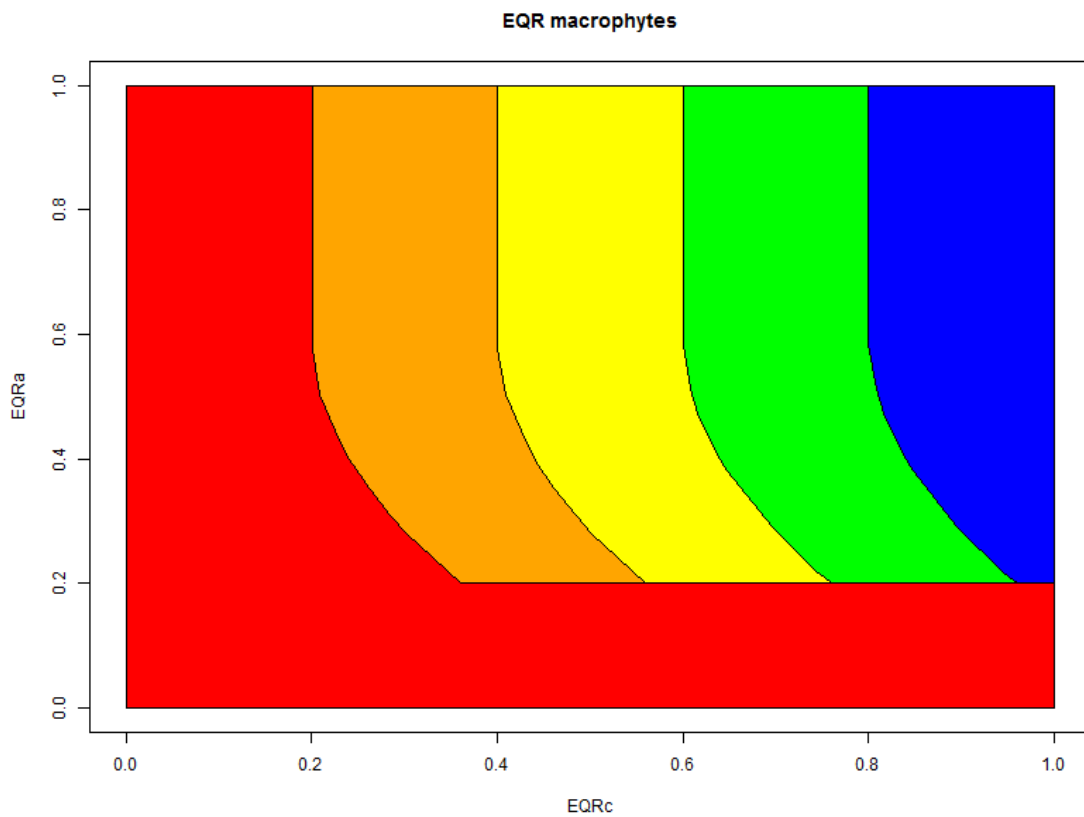
Indice Composition		$EQR_C$ Composition	Classe
Métrique 1. RS	Métrique 2. RR %		
$\geq 3$	[100 - 75]	[1 - 0,8]	Très Bon
	]75 - 50]	]0,8 - 0,6]	Bon
	]50 - 5]	]0,6 - 0,4]	Moyen
	]5 - 0]	]0,4 - 0,2]	Médiocre
< 3	0	0,1	Mauvais
$\geq 3$ ou < 3	Non défini (cas où $RT < 5\%$ )	Non défini	

## ANNEXE 2 : Evolution de l'EQR<sub>MAC</sub> en fonction de l'EQR<sub>C</sub> et l'EQR<sub>A</sub>

Indicateur macrophyte (EQR<sub>MAC</sub>)

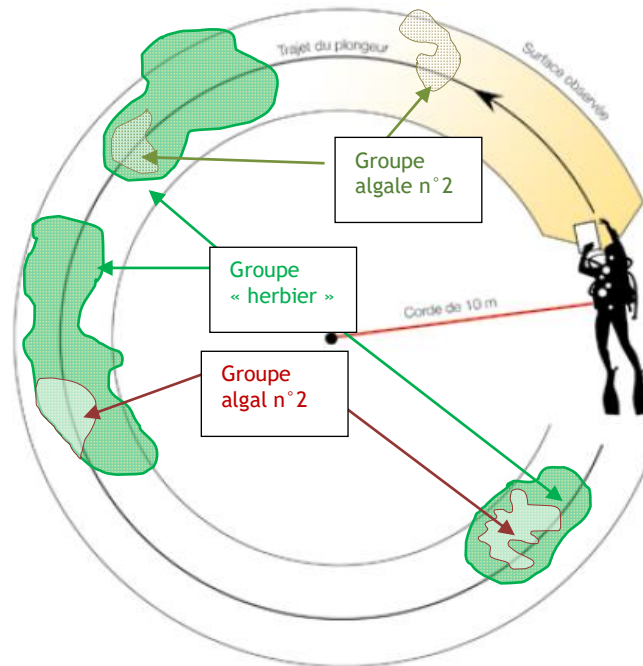
- Si EQR<sub>C</sub> = « non défini » → EQR<sub>MAC</sub> = EQR<sub>Abondance</sub> / 2
- Sinon :
- Si EQR<sub>A</sub> ≥ 0,6 → EQR<sub>MAC</sub> = EQR<sub>C</sub>
- Si EQR<sub>A</sub> < 0,6 → EQR<sub>MAC</sub> = EQR<sub>C</sub> - (0,6 - EQR<sub>A</sub>)<sup>2</sup>

La valeur obtenue de l'EQR<sub>MAC</sub> est arrondie à la seconde décimale.



### ANNEXE 3 : Protocole DCE

- Sur chaque lieu de surveillance : 1 zone de prospection en plongée, 10 m de rayon
- Dans cette zone, on note la surface totale végétalisée = recouvrement absolu
- Puis au sein de cette surface, on note le recouvrement de chaque espèce identifiée en les regroupant selon leur assemblage (1 groupe = 1 « paysage » / « assemblage »).



- Chaque feuille de terrain doit être remplie suivant l'exemple ci-dessous.

Diagnostic des macroalgues par recouvrement				Nom de la lagune							
				THAU							
N° station	Profondeur	Date	Heure	Plongeur/observateur							
1	1,4	06/03/20	09 H								
Visibilité			Sédiment		Présence de Coquilles						
Bonne	moyenne	mauvaise	Vaseux	Sablo-vaseux	sableux	Oui	Non				
X				X			X				
Recouvrement total (% surface explorée couverte par végétation)											
homogène		Moyennement homogène			hétérogène						
X											
0	<5%	1/8	1/4	1/3	1/2	2/3	3/4	1	observations		
				X							
Description Générale :											
Observations susceptibles de donner des indications supplémentaires pour affiner le diagnostic											
Pourcentage relatif de chaque groupe (au sein de la végétation présente)											
N° groupe	0	1/8	1/4	1/3	1/2	2/3	3/4	1	observations		
Herbier									Eparses	Densité moyenne	Densité forte
				30%							
1	/////							70%			
2	/////										
3	/////										
Ne donner le % relatif que pour les n-1 premiers groupes											
Commentaires											