



Grottes sous-marines et tombants subtidaux

Evaluation de l'état de conservation

Etude bibliographique et préconisations

Josiane Popovský
Mars 2025

Avec le soutien financier de



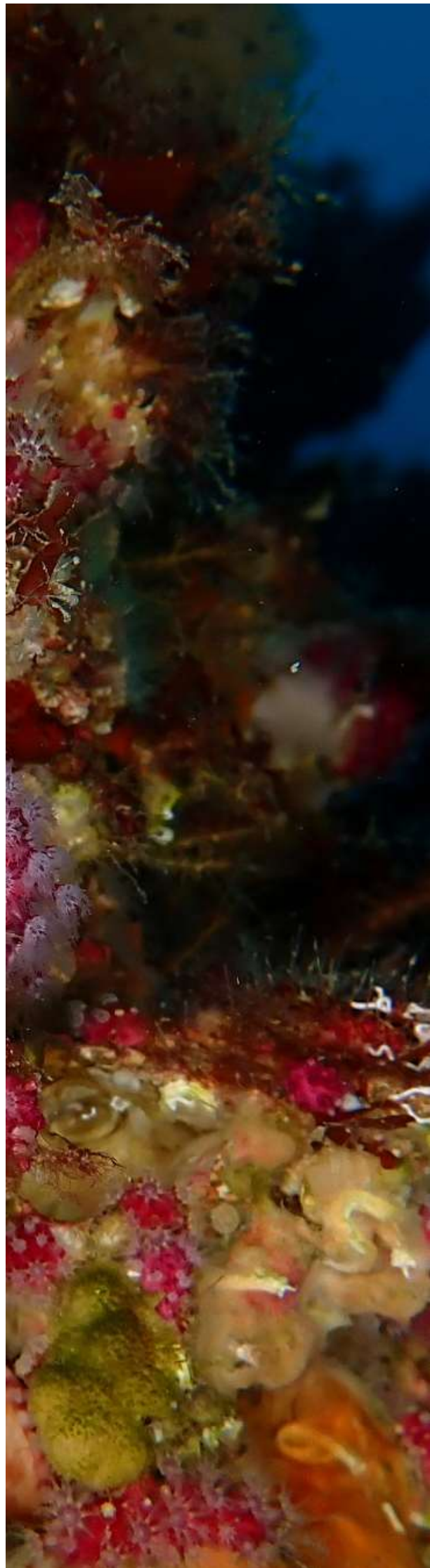
AVANT-PROPOS

Situé au fond du golfe de Gascogne, après quelques centaines de kilomètres de côte sableuse, le littoral basque se dresse sur des falaises rocheuses, entrecoupées de plages de sables et de graviers, de quelques champs de blocs également. Ce littoral classé au titre de la Directive Européenne 92/43/CEE relative à la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore pour des sites marins et littoraux est prolongé en mer par un site dont le classement repose notamment sur la présence de grottes et de tombants (site FR7200813 Côte basque et extension au large, habitat 8330 « grottes marines submergées ou semi-submergées »). Ce dernier classement fait donc le lien avec l'habitat 1170-5 « roche infralittorale en mode exposé (façade atlantique) », qui caractérise les fonds marins de cette partie du Golfe. En effet, des remontés rocheuses sont accessibles entre 15 et 50 m de fond, séparées par des étendues sableuses et/ou caillouteuses (CARTHAM, 2014).

Par ailleurs, cette zone est caractérisée par un contexte biogéographique méridional et un hydrodynamisme particulier, différents de ceux observés dans le reste du Golfe, comme le soulignent les travaux menés au sein du programme CARTHAM et qui ont abouti notamment à la demande de requalification de certains habitats. Ces demandes concernent la requalification d'habitats de l'étage infralittoral à circalittoral sachant que les difficultés liées à la délimitation des étages est importante. Elles portent également sur les niveaux d'énergies dans lesquels certaines espèces sont décrites mais qui ne correspondent pas à la réalité de leur milieu de vie local.

Afin de caractériser ces habitats d'intérêt communautaire, diverses études ont été menées avec notamment les travaux réalisés en partenariat entre Créocéan et l'Institut des Milieux Aquatiques en 2004, puis au cours du programme CARTHAM au début des années 2010 (Créocéan et IMA, 2012) issu des travaux cartographiques du programme européen MeshAtlantic (Gonçalves *et al*, 2013 et Monteiro *et al.*, 2013).

Le présent document va donc servir à présenter les méthodes de travail qui permettent d'acquérir des connaissances pour les milieux rocheux, de déterminer si des approches spécifiques ont été développées pour les habitats particuliers que sont les grottes et les tombants, et enfin dans quelle mesure ces méthodes peuvent intervenir dans l'évaluation de l'état de conservation de ces habitats marins.



SOMMAIRE

Avant-propos	0
I. Objectifs.....	4
1. Pourquoi ce document ?.....	4
2. Pourquoi suivre l'état de conservation des habitats marins ?	4
II. Etat de conservation des habitats.....	5
1. Définition de l'état de conservation favorable	5
2. Pourquoi évaluer l'état de conservation ?.....	6
3. Comment évaluer l'état de conservation à l'échelle d'un site ?	6
III. Description de deux habitats rocheux	6
1. Grottes sous-marines.....	6
2. Tombants subtidaux	8
IV. Méthodes d'évaluation.....	9
1. Méthodes existantes d'acquisition de connaissances	9
1.1. Recensement visuel	9
1.2. Transects en bande (Belt transect)	10
1.3. Quadrats et points de comptage circulaire	10
1.4. Line Intercept Transect (LIT) - Transect en ligne contact	11
1.5. Point Intercept Transect (PIT) - Transect en point contact	13
1.6. Approches écosystémiques.....	13
1.7. Transects photographiques ou vidéo.....	15
1.8. Méthode Medium-Scale Approach (MSA)	16
1.9. ADN environnemental.....	17
1.10. Méthodes acoustiques.....	17
2. Limites, lacunes et difficultés d'utilisation des méthodes précédentes	18
2.1. Limites à l'évaluation de l'état de conservation des habitats	18
2.2. Difficultés d'identification des espèces.....	19
2.3. Que penser de l'usage de quadrats ?.....	19
2.4. Difficultés de l'approche écosystémique	19
2.5. Quelles limites à l'approche par MSA ?.....	19
2.6. Que penser de l'ADNe ?.....	20
2.7. Besoins en informations complémentaires.....	20
V. Méthodes utilisées dans les grottes sous-marines	22
VI. Méthodes applicables aux tombants sous-marins.....	24
VII. Préconisations	25
1. Echantillonnage	25

2.	Points de vigilance pour les travaux de terrain	26
3.	Des méthodes homogénéisées / des réseaux.....	26
4.	Paramètres, données, descripteurs et indices.....	26
VIII.	Besoins de suivi.....	27
IX.	Conclusion	28
X.	Bibliographie.....	31
Annexe 3 : Paramètres obligatoires et additionnels pour le suivi du benthos de substrats durs (GT DCE Réunion, 2012)		38

Table des figures et tableaux

Figure 1 : Critères d'évaluation de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire à l'échelle biogéographique (INPN - Évaluation de l'état de conservation).....	5
Figure 2 : Schéma explicatif du confinement des communautés de grottes (Chevaldonné, 2022)	7
Figure 3 : Illustration des similitudes entre grotte et habitat profond (Chevaldonné, 2022)	8
Figure 4 : Pose de transect (© CAPENA).....	10
Figure 5 : Inventaire sur quadrat (© CAPENA).....	11
Figure 6 : Schéma du transect en ligne contact (LIT) (source : Bianchi <i>et al.</i> , 2014).....	11
Figure 7 : Illustration de quelques méthodes d'acquisition de données : transect, transect en bande, quadrats, LIT (line intercept transect) (source : GT DCE Réunion, 2012).....	12
Figure 8 : Schéma du transect en point contact (PIT) (source : Bianchi <i>et al.</i> , 2004).....	13
Figure 9 : Modèle conceptuel de fonctionnement de l'écosystème coralligène. MOP : matière organique particulaire, MOD : matière organique dissoute. En vert : la production primaire, en marron : la production secondaire. Les compartiments numérotés de 1 à 10 sont ceux qui ont été sélectionnés pour faire l'objet d'une évaluation pour le calcul de l'EBQI. Le cadre rouge délimite l'écosystème. (Ruitton <i>et al.</i> , 2017)	14
Figure 10 : Mise en place d'un quadrat-photo (© CAPENA)	15
Figure 11 : Pourcentage de recouvrement selon le type de répartition des espèces (source : N. Formont d'après PRODON).....	17
Figure 12 : Bouteille de prélèvement (© CAPENA).....	17
Figure 13 : Télémétrie acoustique (© Andromède Océanologie <i>in</i> Giraud <i>et al.</i> , 2024).....	17
Figure 14 : Approche « structurale » des peuplements coralligènes (Sartoretto, 2012)	21
Figure 15 : Modèle conceptuel de fonctionnement de l'écosystème grotte sous-marine. MOP : matière organique particulaire, MOD : matière organique dissoute. En vert : la production primaire, en marron :	

la production secondaire. Les compartiments numérotés de 1 à 7 sont ceux qui ont été sélectionnés pour faire l'objet d'une évaluation pour le calcul de l'EBQI. Le cadre rouge délimite l'écosystème (Ruitton et al., 2017).....	23
Figure 16 : Illustrations de la prise de conscience autour de la biodiversité	28
Figure 17 : Plan pour un guide méthodologique d'évaluation de l'état de conservation à l'échelle d'un site (Delavenne & de Bettignies, 2023).....	30
Figure 18 : Plan de travail pour l'évaluation de l'état de conservation d'un habitat (Delavenne & de Bettignies, 2023).....	31
Tableau 1 : Limites et avantages des prélèvements d'ADNe (Giraud <i>et al.</i> , 2024)	20

I. OBJECTIFS

1. POURQUOI CE DOCUMENT ?

Au sein du projet Marha, CAPENA a pour objectif de participer à l'élaboration voire au test de méthodologies permettant d'évaluer l'état de conservation des habitats « grottes sous-marines » et « récifs » dont les tombants.

Les méthodes d'évaluation de l'état de conservation des habitats marins rocheux sont nombreuses mais ne sont pas toutes applicables à ces habitats particuliers. Ces méthodes proposent diverses approches techniques souvent en se focalisant sur des espèces ou des communautés alors que l'habitat est un espace aux conditions écologiques plutôt homogènes mais complexes car multi-paramètres, tout comme les relations trophiques qui s'y déroulent.

Nous proposons donc une revue des méthodes, de leurs objectifs, conditions d'application, type d'informations qui peuvent en être tirées, *etc.*, pour aller vers une sélection de ce qui peut être retenu pour les habitats particuliers tombants et grottes.

2. POURQUOI SUIVRE L'ETAT DE CONSERVATION DES HABITATS MARINS ?

La création du réseau de sites au titre de Natura 2000 définis par les directives « Oiseaux » (2009/147/CE) et « Habitats-Faune-Flore » (92/43/CEE) repose sur la désignation de sites naturels ou semi-naturels et d'espèces animales et végétales dits d'intérêt communautaire car rares, fragiles ou menacés. Ces directives européennes imposent notamment aux Etats membres d'assurer la surveillance de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire (HIC).

La Directive Cadre sur l'Eau (DCE) et la Directive Cadre Stratégie Milieu Marin (DCSMM) visent également à suivre et évaluer l'état de conservation des habitats.

Certains ont pu s'interroger sur la nécessité de réaliser une évaluation et un suivi des zones protégées dont les activités humaines sont exclues. Bianchi et son équipe rappellent alors qu'en l'absence de perturbation d'origine anthropique directement identifiable, le milieu marin, ouvert reste sous l'influence des activités menées alentours et à terre. Le milieu n'est pas stable malgré toute apparence et on ne peut pas faire l'économie d'un suivi (Bianchi *et al.*, 2022).

C'est donc parce que la France a des obligations mais aussi parce que la conscience environnementale est présente à tous les échelons du citoyen aux ministères qu'il est indispensable de connaître les habitats et les espèces à protéger même dans les zones où les activités humaines sont peu présentes voire absentes. Afin de gérer les activités humaines pour éviter la dégradation des milieux et éviter le déclin des espèces, connaître puis faire un état des lieux des habitats et espèces présents sont des étapes préalables indispensables. L'évaluation de l'état de conservation et son évolution dans le temps sont à la base de ces directives et de leurs objectifs.

II. ETAT DE CONSERVATION DES HABITATS

L'état de conservation d'un habitat résulte de « l'effet de l'ensemble des influences agissant sur cet habitat ainsi que sur les espèces typiques qu'il abrite, et qui peuvent affecter à long terme sa répartition naturelle, sa structure et ses fonctions ainsi que la survie à long terme de ses espèces typiques sur le territoire européen » (art. 1).

La Commission européenne demande que les habitats d'intérêt communautaire atteignent ou conservent un état « favorable » à l'échelle biogéographique pour « assurer le maintien ou le rétablissement des habitats naturels et des espèces de faune et de flore sauvages d'intérêt communautaire » (DHFF, art. 2).

1. DEFINITION DE L'ETAT DE CONSERVATION FAVORABLE

A l'échelle biogéographique, un habitat présente un état de conservation favorable si (DG Environnement *in* Delavenne et de Bettignies, 2023) :

- son aire de répartition naturelle et si ses superficies au sein de cette aire sont stables ou en extension,
- sa structure et ses fonctions se maintiennent,
- et l'état de conservation des espèces qui lui sont typiques est favorable.

Plusieurs paramètres et critères sont définis pour arriver à évaluer l'état de conservation (Figure 1).

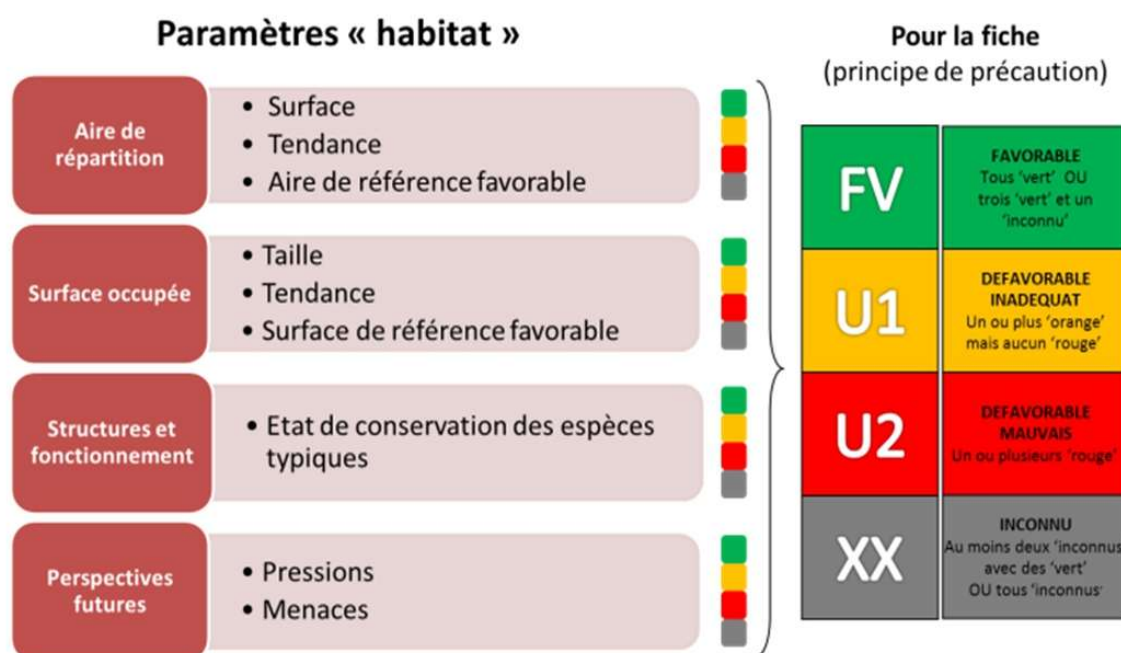


Figure 1 : Critères d'évaluation de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire à l'échelle biogéographique (INPN - Évaluation de l'état de conservation)

A l'échelle d'un site, la terminologie parle d'état de référence. Ce qui revient pour chaque descripteur à déterminer si la valeur actuelle est suffisante pour atteindre le bon état de conservation (Lepareur, 2011). Le bon état de conservation est donc une « co-construction entre les principes écologiques et

des choix sociaux » (Lepareur, 2011). Cette valeur repose toutefois sur la viabilité des écosystèmes à long terme.

2. POURQUOI EVALUER L'ETAT DE CONSERVATION ?

En premier lieu, évaluer l'état de conservation des habitats naturels est une obligation réglementaire. Mais sur les sites, le suivi de l'état de conservation est aussi un moyen de vérifier l'efficacité des mesures de gestion mises en œuvre qui permettent le maintien des activités tout en évitant la dégradation du milieu marin voire des mesures qui améliorent cet état.

3. COMMENT EVALUER L'ETAT DE CONSERVATION A L'ECHELLE D'UN SITE ?

La définition à l'échelle biogéographique (Figure 1) ne permet pas une application directe à l'échelle d'un site (Evans & Arvela, 2011 ; Bensettiti *et al.*, 2012 ; Maciejewski *et al.*, 2015 in Delavenne et de Bettignies, 2023). Ce sont donc les paramètres adaptés à l'échelle du site qui sont conservés pour les évaluations, on s'affranchit de notions telles que l'aire de répartition. Par ailleurs, les méthodes visent à être adaptées aux différents habitats (Lepareur, 2011). Sont donc utilisées la structure et la fonctionnalité de l'habitat ainsi que les menaces et pressions qui s'exercent sur lui.

L'état de conservation des espèces typiques est lié à la notion de biodiversité qui ne devrait pas se traduire uniquement par la richesse spécifique mais aussi par le fonctionnement de l'écosystème (Bianchi *et al.*, 2022). Les travaux de Grall & Coïc en 2006 proposent une analyse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos au travers des différents tests statistiques qui peuvent être appliqués aux données de biodiversité. Bien que les organismes et les communautés benthiques peuvent révéler des modifications du milieu car ils ne peuvent fuir et sont de sensibilités diverses, les descripteurs qui peuvent être appliqués, calculés, ne répondent pas toujours à l'évaluation de l'état de l'écosystème : ainsi la richesse spécifique dépendant de la taille de l'échantillon et du type d'habitat ne peut être un descripteur valide à lui seul. Peuvent donc être associés lors de suivis temporels, les calculs d'abondance, d'indice de raréfaction, *etc.* (Grall & Coïc, 2006).

Enfin pour les sites Natura 2000, les méthodes d'évaluation proposées doivent être calibrées à l'échelle d'un habitat pertinent pour la gestion, généralement au niveau de la biocénose (Delavenne & de Bettignies, 2023).

Sur la côte basque, plusieurs sites Natura 2000 littoraux et marins sont désignés au titre de divers habitats dont les récifs et les grottes marines. C'est pourquoi, après avoir défini les habitats « grottes sous-marines » et « tombants subtidaux », les méthodes d'évaluations existantes pour les substrats rocheux, seront présentées et analysées pour leur adaptation à notre espace local et à ces habitats.

III. DESCRIPTION DE DEUX HABITATS ROCHEUX

Les grottes sous-marines sont définies dans divers référentiels décrivant les habitats marins d'intérêt communautaire alors que les tombants font partie des récifs et ne sont pas des habitats génériques.

1. GROTTE SOUT-MARINES

Dans le référentiel national (La Rivière *et al.*, 2022), les grottes sous-marines sont décrites au niveau infralittoral (B1-9) « Grottes marines, surplombs et autres micro-habitats à biocénose sciaphile infralittorales » comme en circalittoral (C1-9.1, C1-9.5 et C1-9-6). Ces habitats sont caractérisés par un

faible éclairage du substrat et donc la présence de communautés plus ou moins sciaphiles. Sur la côte basque, ce sont les grottes marines et surplombs infralittoraux à corallines encroûtantes et crustacés (B1-9.6.2) ou à bryozoaires dont *Crisia* spp. et *Chartella papyracea* (B1-9.7) qui sont les plus représentées (fiche rédigée par Le Gal A., Decaris F.-X., Derrien-Courtél S., Derrien R., de Casamajor M.-N. in La Rivière *et al.*, 2022).

Malgré des caractères communs en termes de composition spécifique et de distribution des taxons (Ozalp, 2019), les grottes présentent une importante variabilité de peuplements.

L'étude de nombreuses grottes sous-marines montre une zonation de la répartition des espèces de l'entrée vers le fond : les algues photophiles sont rapidement remplacées par des espèces sciaphiles (Knittweis *et al.*, 2015). Cette zonation serait due à un important gradient des conditions environnementales lié au confinement de la cavité : intensité de la lumière, mouvements d'eau mais aussi en raison de la conformation de la cavité, de son entrée, de sa profondeur, *etc.* (Busotti *et al.*, 2006 in Knittweis *et al.*, 2015). La Figure 2 décrit les facteurs influençant le niveau de confinement des grottes.

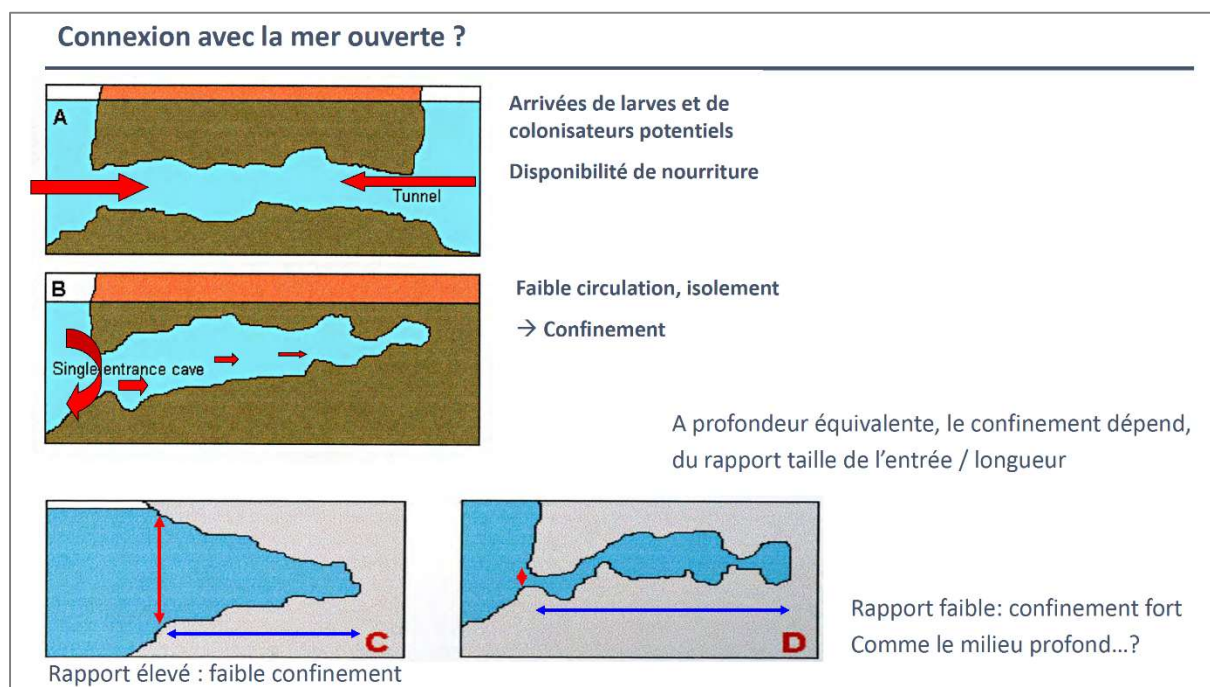


Figure 2 : Schéma explicatif du confinement des communautés de grottes (Chevaldonné, 2022)

Les grottes peuvent refléter la vie marine plus profonde (Harmelin *et al.*, 1985) : comme en profondeur, les conditions de vie difficiles et l'isolement organisent la répartition des peuplements. La Figure 3 illustre les similitudes de ces milieux.

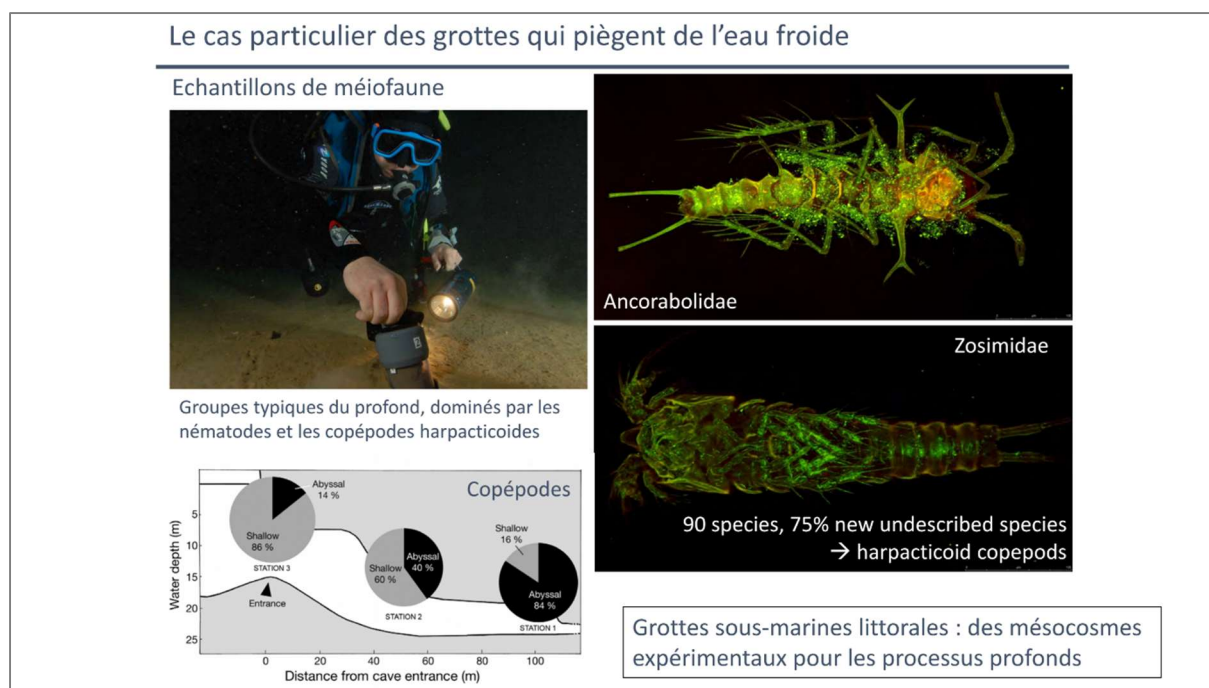


Figure 3 : Illustration des similitudes entre grotte et habitat profond (Chevaldonné, 2022)

Cet habitat peut subir diverses pressions comme les dommages mécaniques causés aux espèces fragiles par les activités de plongée non réglementées, les dommages physiques et l'envasement dus aux activités des infrastructures côtières et marines, la pollution marine (par exemple, les rejets de stations d'épuration, les déchets marins), les activités humaines extractives, l'augmentation de la température de l'eau et l'arrivée puis l'installation d'espèces potentiellement non indigènes (Chevaldonné & Lejeusne, 2003 ; Guarneri *et al.*, 2012 ; Giakoumi *et al.*, 2013 ; Gerovasileiou *et al.*, 2016b in Gerovasileiou *et al.*, 2019) (UNEP/MAP-SPA/RAC, 2021).

2. TOMBANTS SUBTIDEAUX

Au titre de la DHFF (92/43/CEE), cet habitat est inclus dans l'Habitat d'Intérêt Communautaire « 1170 Récifs ».

Dans le référentiel national (La Rivière *et al.*, 2022), l'habitat « Tombant de l'infralittoral » B1-7 est décrit de la surface à 30 m de profondeur. Bien que présentant des associations d'espèces différentes selon leur orientation par rapport aux courants, leur exposition à la houle ou encore l'éclairement, ces parois relativement verticales permettent l'installation d'espèces vivant normalement plus en profondeur, plus éloignées de la lumière (fiche rédigée par Le Gal A., Decaris F.-X., Derrien-Courtrel S., Derrien R., de Casamajor M.-N. in La Rivière *et al.*, 2022).

Sur la côte basque, les embranchements les plus représentés sont les Cnidaires, les Spongiaires et les Algues qui restent encore très présentes bien qu'éparses le long des tombants de 6 récifs du large. Ces murs ou empilements de strates plus ou moins relevées sont majoritairement orientés est-ouest. Les platiers se situent à une profondeur comprise entre 25 et 34 m et plongent jusqu'à 30 à 45 m pour les zones explorées dans l'étude (Popovský *et al.*, 2022).

Comme le milieu marin dans sa globalité, cet habitat peut subir diverses pressions chimiques (pollutions, enrichissements en nutriments et en matière organique), des pressions biologiques (arrivée de nouvelles espèces, prélèvements sur ou à proximité des parois), mais aussi physiques (présence de déchets, de microparticules, perturbations acoustiques).

IV. METHODES D'ÉVALUATION

La méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats et l'approche qui seront choisies dépendent de l'objectif poursuivi, de la nature du substrat, de la question à laquelle on souhaite répondre. A-t-on simplement besoin de savoir si telle ou telle espèce est présente ou absente ? A-t-on besoin de données spatialisées ? A-t-on besoin de suivre une évolution ? Désire-t-on des informations sur l'abondance d'espèces ? Veut-on suivre l'impact d'une activité ?

Comme indiqué rapidement au paragraphe II.3, plusieurs étapes doivent entrer en jeu afin de définir un état de conservation :

- connaître les espèces présentes, celles qui sont représentatives, celles qui répondent aux modifications du milieu,
- traduire le fonctionnement de l'écosystème.

Les méthodes ici présentées sont celles référencées pour des substrats durs qu'ils soient rocheux ou biogéniques.

1. METHODES EXISTANTES D'ACQUISITION DE CONNAISSANCES

1.1. Recensement visuel

Les approches visuelles reposent sur l'observation de la faune et/ou de la flore durant un laps de temps défini. Cette méthode est plutôt exploratoire, elle peut être utilisée lors d'études préliminaires pour décrire des habitats, signaler la présence ou l'absence de taxons. Des évaluations semi-quantitatives peuvent aussi être utilisées car adaptées par exemple aux espèces mobiles (Gerovasileiou *et al.*, 2019).

Des inventaires précis, nombreux, sur divers substrats permettent par exemple d'établir les listes d'espèces et d'habitats ZNIEFF¹. Un inventaire ZNIEFF permet de recenser les espaces les plus représentatifs du patrimoine naturel. A cette fin, les CSRPN² listent les éléments déterminants de la biodiversité régionale qu'il s'agisse d'espèces ou d'habitats. Ces listes constituent un préalable à la définition de zones à classer. L'intérêt patrimonial de ces zones peut être faunistique et/ou floristique et/ou écologique. Pour obtenir la vision globale nécessaire à l'établissement de ces zones d'intérêt, l'effort d'échantillonnage s'applique sur une large zone (niveau sectoriel). L'approche stationnelle peut par la suite être utilisée dans les ZNIEFF désignées pour détecter les variations des communautés benthiques (Doré, 2015).

¹ ZNIEFF : Zone naturelle d'intérêt écologique, faunistique et floristique

² CSRPN : Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel

1.2. Transects en bande (Belt transect)



Cette méthode consiste à noter la présence de taxons cibles en progressant le long d'un transect sur une surface donnée Figure 7 : une bande de plusieurs mètres de long (10 à 20 m voire 50 m) sur 0,5 à 1 m de large (Le Moal & Aish, 2013). Cette méthode est bien adaptée pour le benthos et les poissons.

Le niveau d'identification varie en fonction du groupe taxonomique et du programme de suivi. L'identification au niveau de l'espèce est adaptée pour les actions de suivi et de gestion, parfois en se focalisant sur les espèces indicatrices, reconnaissables (Obura, 2014).

Figure 4 : Pose de transect (© CAPENA)

Le dénombrement exhaustif des invertébrés doit être privilégié mais les conditions d'acquisition (conditions environnementales, autres paramètres à collecter, nombreuses actions à réaliser en peu de temps) peuvent obliger à revoir cette ambition à la baisse, il est alors possible de se concentrer sur les organismes de grande taille ou de faire une évaluation semi-quantitative par tranche de dénombrement (GT DCE Réunion).

Cette méthode peut être couplée avec celle des quadrats pour dénombrer les invertébrés.

1.3. Quadrats et points de comptage circulaire

Les quadrats et les points de comptage circulaires sont utilisés comme alternative ou en complément à la réalisation des transects en bande dans les circonstances suivantes :

- de fortes densités d'organismes à suivre,
- l'observation des espèces mobiles est facilitée par l'immobilité de l'observateur,
- la sécurité des plongeurs ou les conditions de mer nécessitent de limiter leur déplacement sous l'eau (Obura, 2014).

Le choix d'inventorier des zones circulaires plutôt que carrées peut être fait pour des raisons logistiques : il peut être plus aisé d'utiliser une ligne de 56 cm pour matérialiser un cercle de 1 m² qu'un quadrat en PVC couvrant la même superficie. Quel que soit le matériel choisi, les quadrats ou les parcelles circulaires sont placés aléatoirement dans la zone d'échantillonnage (Obura, 2014).

L'analyse des données apporte une évaluation de la diversité et de la densité.

L'approche de type REBENT (réseau benthique) dont une partie des relevés se fait dans des quadrats, est utilisée pour décrire le plus exhaustivement possible les biocénoses présentes dans les habitats. Cette stratégie de surveillance a pour objectif de suivre l'extension des ceintures algales et les changements spécifiques à différentes profondeurs. Elle vise à identifier un maximum d'espèces présentes et à suivre l'évolution spatio-temporelle de leur répartition.

Le protocole REBENT a été créé pour répondre à 3 demandes (Derrien-Courtet *et al.*, 2004) :

- la Directive Cadre Européenne « Habitats, Faune, Flore » visant à réaliser la cartographie des habitats et la définition d'indicateurs de suivi ;
- la Directive Cadre « Eau » qui au travers du suivi de la composition et de l'abondance de la flore et de la faune benthique évalue l'état écologique des masses d'eau ; suivi opéré par quadrats au niveau des diverses ceintures algales et le long de transects descendant en profondeur afin de qualifier la qualité des masses d'eau (Ar Grall & Le Duff, 2007).

- disposer d'informations pertinentes pour établir des plans d'urgence adaptés en cas de pollution accidentelle.



L'utilisation de quadrats est la base du protocole REBENT. Cette approche non destructrice repose sur des comptages ou une évaluation du recouvrement selon les taxons, réalisés dans des quadrats à différentes profondeurs, en fonction des ceintures algales, et selon un transect repéré et géolocalisé. Dans ce protocole, des quadrats sont réalisés au sein des différentes ceintures algales, le long d'un transect qui descend le plus rapidement possible (8 à 10 quadrats (0,25 m²) posés aléatoirement).

Figure 5 : Inventaire sur quadrat (© CAPENA)

Les protocoles DCE-2 (macroalgues) de type REBENT pour les roches subtidales ont été proposés comme socle commun pour évaluer l'état des habitats afin de disposer de listes fermées d'espèces à suivre et de grilles de notation (Janson *et al.*, 2019).

Ces protocoles tiennent compte des espèces caractéristiques des différentes sous-régions marines (Derrein-Courtel & Le Gal, 2022).

1.4. Line Intercept Transect (LIT) - Transect en ligne contact

La méthode consiste à déposer une ligne graduée et à mesurer le recouvrement du benthos qui se situe en dessous.

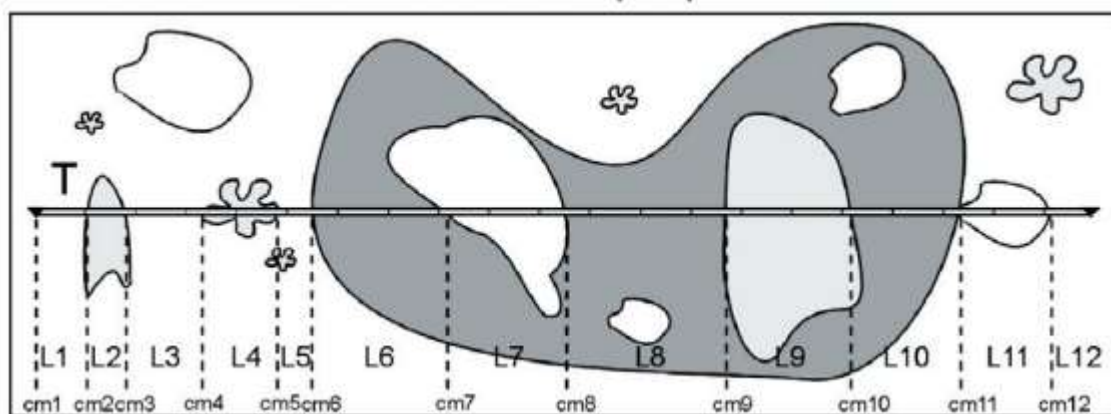


Figure 6 : Schéma du transect en ligne contact (LIT) (source : Bianchi *et al.*, 2014)

Tous les organismes et le substrat non biologique interceptés par le ruban gradué sont identifiés, les organismes étant identifiés par grands groupes systématiques ou jusqu'à l'espèce (Le Moal & Aish, 2013). Certains scientifiques remplacent le ruban par une chaîne qui permet d'ajouter des informations de rugosité du substrat mais cette technique peut endommager les organismes qui se trouvent dessous (Katsanevakis *et al.*, 2012).

Le LIT, en plus du pourcentage de couverture, peut fournir des densités de population sous forme de nombre de colonies individuelles par unité de surface (Katsanevakis *et al.*, 2012).

Ce type de suivi est utilisé également pour les récifs coralliens à 3 niveaux différents d'identification (Obura, 2014) :

- les types benthiques de manière générale,
- un suivi de la croissance des formes fonctionnelles,
- au niveau du genre pour les groupes clés tels que les coraux durs et mous, et les algues charnues.

Mais ce découpage n'est pas si simple car certains genres de coraux peuvent avoir plusieurs formes de croissance, ainsi *Acropora* présente cinq formes de croissance (Obura, 2014).

Outre les méthodes de transect ou de quadrat souvent utilisées, voire une combinaison des 2 techniques (Figure 7), d'autres méthodes sont utilisées pour répondre à des objectifs de connaissance différents, et y répondre avec des méthodes qui évoluent aussi en fonction des progrès scientifiques.

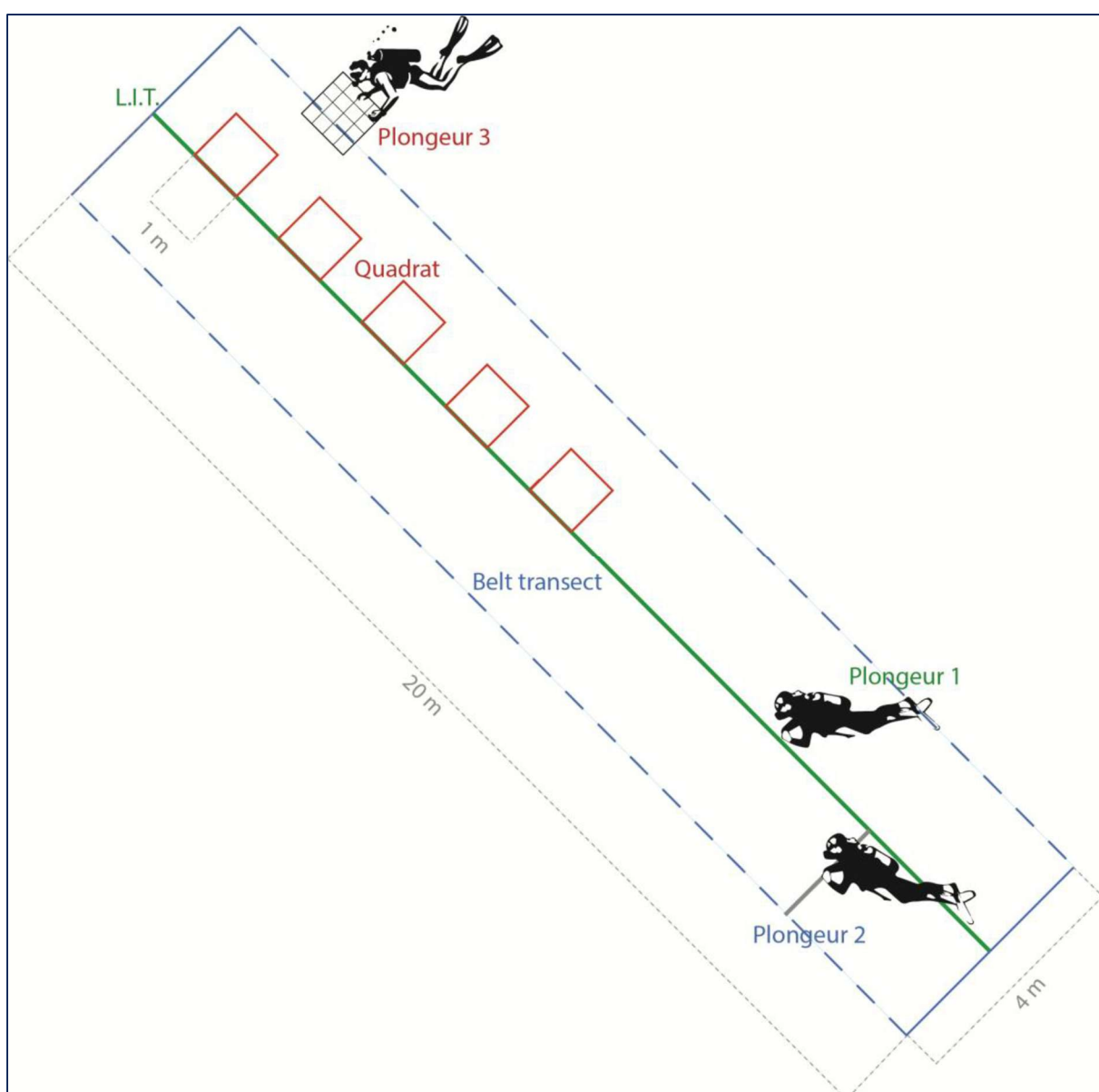


Figure 7 : Illustration de quelques méthodes d'acquisition de données : transect, transect en bande, quadrats, LIT (line intercept transect) (source : GT DCE Réunion, 2012)

1.5. Point Intercept Transect (PIT) - Transect en point contact

Le PIT est globalement similaire au LIT. On indique ce qui se trouve sous un point matérialisé tous les 10 ou 50 cm (Figure 8), alors que pour le LIT, tout ce qui est présent sous le ruban est noté : les organismes sont notés les uns après les autres, de même que les zones non colonisées.

La résolution du PIT est inférieure mais la vitesse de saisie des informations est supérieure.

De nombreux programmes de suivi commencent avec le PIT car il est plus simple et plus rapide à mettre en œuvre. Le nombre moins important de points de relevés fait que ceux-ci sont allégés et donc que les besoins en identification sont moindres (Obura, 2014).

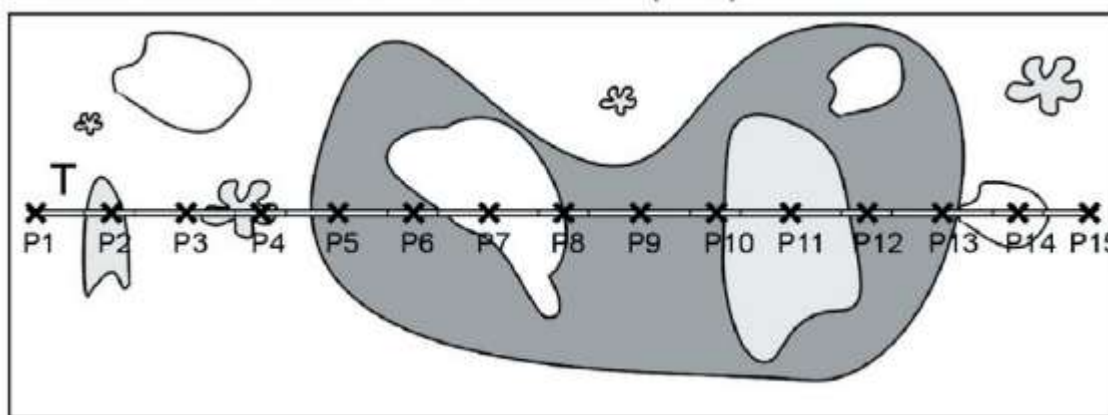


Figure 8 : Schéma du transect en point contact (PIT) (source : Bianchi *et al.*, 2004)

Les suivis par transects en plongée (PIT) ou par ROV³ permettent de mettre en évidence l'extension ou la régression des espèces sessiles (méthodes souvent utilisées pour les récifs coralliens) (Lam *et al.*, 2006). Ces méthodes permettent également de déterminer l'abondance d'espèces (Buckland *et al.*, 2007). Pour les comptages de poissons, l'estimation de leur biomasse en réalisant des transects nécessite quelques précautions : attendre quelques minutes après la mise à l'eau avant de se mettre en mouvement, s'adapter aux conditions d'hydrodynamique. Ainsi si le courant est trop important, il est plus judicieux de réaliser un long transect ou au contraire une observation statique pendant un temps déterminé que plusieurs transects parallèles (Wilson & Green, 2009).

Les 2 précédentes méthodes (LIT et PIT) permettent d'estimer le pourcentage de couverture des espèces sessiles (Katsanevakis *et al.*, 2012). Elles sont rapides mais moins sensibles que la méthode des quadrats aux variations spatiales à petite échelle.

1.6. Approches écosystémiques

L'approche écosystémique a pour objectif de décrire et suivre les habitats dans leur complexité et leur fonctionnement, tout en suivant leurs réponses aux modifications naturelles et anthropiques. Elle permet d'établir des stratégies de gestion pour favoriser la conservation du milieu et des services qu'il rend (Ruitton *et al.*, 2017).

³ ROV : Remotely Operated underwater Vehicle

Les approches précédemment décrites mettent souvent l'accent sur des espèces, des groupes d'espèces ou des communautés pour construire des indices permettant de suivre la qualité du milieu en suivant la qualité de l'eau ou le statut des espèces d'intérêt ou emblématiques (Ruitton *et al.*, 2017). Ces indices sont parcellaires dans la mesure où ils ne décrivent pas les écosystèmes et ne permettent donc pas de suivre l'état de conservation des habitats (Ruitton *et al.*, 2017).

Pour utiliser l'approche écosystémique, l'identification et la connaissance de la vulnérabilité des espèces ingénieures est indispensable : de leur état dépend le fonctionnement de l'écosystème puisque leur présence améliore la diversité jusqu'à une augmentation de 25 % de la richesse spécifique (Romero *et al.*, 2015).

Un modèle conceptuel de chaque habitat doit être réalisé afin de décrire les différents compartiments et de matérialiser les échanges trophiques entre compartiments pour une compréhension globale du système (Ruitton *et al.*, 2013).

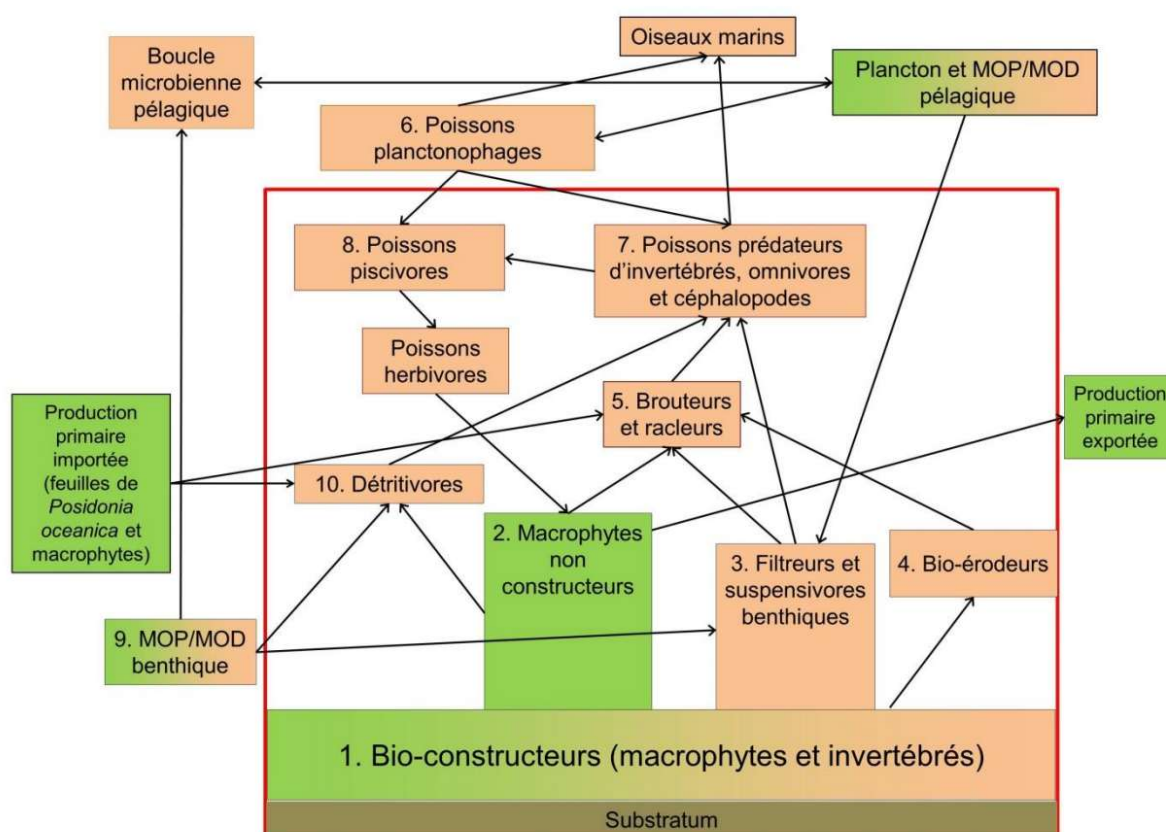
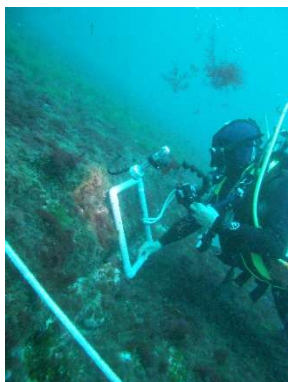


Figure 9 : Modèle conceptuel de fonctionnement de l'écosystème coralligène. MOP : matière organique particulaire, MOD : matière organique dissoute. En vert : la production primaire, en marron : la production secondaire. Les compartiments numérotés de 1 à 10 sont ceux qui ont été sélectionnés pour faire l'objet d'une évaluation pour le calcul de l'EBQI. Le cadre rouge délimite l'écosystème. (Ruitton *et al.*, 2017)

La récolte d'information se fait sur site par des méthodes visuelles, des prises de photos voire des vidéos pour analyse ultérieure afin de lister les espèces présentes, pour les affecter à leurs compartiments respectifs : les espèces bio-constructrices constituent le compartiment 1, les macrophytes non constructeurs le compartiment 2, etc. (Figure 9).

Selon les compartiments, des quadrats ou des transects en bande sont mis en place, voire une combinaison des 2. Ainsi pour évaluer le recouvrement de certains compartiments comme les filtreurs et suspensivores benthiques, ce sont des quadrats photographiques qui sont réalisés le long d'un transect (30 quadrats 0.5*0.5 m ; transect de 40 m) (Ruitton *et al.*, 2017). Les quadrats photo servent également au dénombrement et à l'évaluation du recouvrement des autres compartiments fixes comme les éponges. D'autres compartiments encore sont comptés le long de transects en bande, c'est le cas des oursins, des poissons.

1.7. Transects photographiques ou vidéo



Dès 2012, des quadrats photographiques ont été utilisés pour décrire des assemblages de coralligène : chaque station a été échantillonnée par 30 photos (quadrat 50*50 cm) le long d'un transect de 40 m (Deter, 2012).

Ces méthodes permettent d'inventorier des organismes relativement gros (1 cm minimum), mais si la résolution de l'appareil est suffisante cette taille peut être diminuée (Doré, 2015). Elles permettent une assez grande exhaustivité dans la mesure où au retour de plongée, il est possible de détailler ce que le cliché a capturé.

Figure 10 : Mise en place d'un quadrat-photo (© CAPENA)

L'approche photographique, couplée à l'approche écosystémique, se base sur l'établissement préalable d'une liste d'espèces de référence pour chaque compartiment trophique local (De Casamajor *et al.* 2022).

Les travaux réalisés sur la côte basque découlent de la méthode Index-Cor (Sartoretto *et al.*, 2014) basée sur une approche intégrée tenant compte de l'impact des activités humaines sur la biodiversité, des assemblages d'espèces benthiques et de la structure du coralligène. Elle se déploie le long de transects de 15 m. Sur ce trajet, un plongeur prend 15 photos délimitées par un quadrat. Cette approche nécessite l'établissement préalable de listes établies au niveau de groupes supra-spécifiques adaptées au contexte biogéographique local car l'identification en plongée et encore plus sur photo s'avère difficile pour de nombreux groupes taxonomiques. Il est alors possible d'estimer le pourcentage de recouvrement des groupes.

Une variante de transect photo consiste à tracter un plongeur en apnée sur de petits fonds (Manta Tow). Cette technique est utilisée pour des relevés sur les coraux. L'observateur tracté à vitesse constante pendant 2 mn le long d'un transect rectiligne ou circulaire, relève les biocénoses présentes et leur état de santé. La couverture corallienne et les principaux macro-invertébrés sont notés (Le Moal & Aish, 2013).

Cette méthode permet d'avoir une représentation de l'état d'un récif à grande échelle.

En 2006, Kenyon et son équipe travaillent sur la base du Manta Tow pour tester la pertinence du protocole dans la caractérisation des habitats (Kenyon *et al.*, 2006). Sur de petits fonds, les travaux démontrent que cette méthode est adaptée pour le recensement d'espèces benthiques particulières (ingénieures, patrimoniales, introduites...) et d'engins de pêche perdus, par exemple. Comme le souligne Doré (2015), cette méthode permet de prospecter d'importantes distances et donc de repérer

les limites des unités biocénétiques dans les zones côtières, peu profondes et à visibilité importante (Doré, 2015).

Les images permettent d'établir des pourcentages de recouvrement et de suivre l'évolution des communautés benthiques (Obura, 2014), les densités d'espèces facilement identifiables peuvent également être ainsi suivies (Baker et Wolff, 1987 *in* Doré, 2015). Les clichés et vidéos permettent également de garder une trace visuelle comme une mémoire des sites. Ces images peuvent être réutilisées ultérieurement sur d'autres projets ou servir à compléter des informations, à faire des analyses complémentaires non prévues initialement (Obura, 2014).

Les relevés photographiques ou vidéos ne permettent pas à eux seuls de réaliser des inventaires taxonomiques complets (Murray *et al.*, 2006 *in* Doré, 2015), mais ils offrent une information sur les milieux présents et les espèces remarquables (Doré, 2015).

En 2014, Obura et son équipe démontrent que les relevés photographiques, si recueillis sans biais, sont aussi efficaces pour évaluer les pourcentages de recouvrement que les observations par méthode PIT et LIT (Obura *et al.*, 2014).

Le traitement des images sous-marines peut être réalisé par des logiciels spécialement mis au point qui permettent d'évaluer le recouvrement ou l'abondance d'espèces présentes dans les quadrats :

- Seascape® mis au point par l'équipe de Teixido (Teixido *et al.*, 2011),
- Photoquad® mis au point par Trygonis & Sini (Trygonis & Sini, 2012).

Cependant, le dépouillement et la collecte des données par cette méthode reste chronophage.

1.8. Méthode Medium-Scale Approach (MSA)

Le principe général de la méthode MSA, développée pour les récifs coralliens, est de type approche paysagère (Clua *et al.*, 2006 *in* Le Moal & Aish, 2013). Il s'agit d'expertiser des quadrats de 25 m² (5 m x 5 m) le long d'un transect de 50 m (20 quadrats soit 500 m² par station). La couverture corallienne moyenne, pour chaque catégorie est estimée, les groupes d'algues sont recensés et les types de substrat sont notés (Le Moal & Aish, 2013).

Sur la côte ouest de l'île de la Réunion, la méthode MSA a été mise en œuvre en 2009. Cette méthode consiste à réaliser 10 quadrats de 25 m² le long d'un transect de 25 m par station d'échantillonnage. Dans chaque quadrat, une estimation de la couverture corallienne pour chaque groupe de coraux préalablement définis a été faite, les types de substrats et les groupes d'algues ont été identifiés. Un échantillonnage exhaustif de la pente externe du récif a été réalisé.

Cependant, cette méthode reste généraliste car elle ne descend pas à l'espèce pour les identifications, elle s'attarde sur les recouvrements. Cette méthode peut donc être utile pour suivre la progression des couvertures algales et de macrofaune benthique (GT DCE Réunion, 2012).

En résumé, la méthode consiste à inventorier des quadrats de 25 m² dont on mesure la profondeur du centroïde et dont on note 16 composants du substrat. Neuf relevés servent à identifier le type de substrat, et sept descripteurs ciblent le corail en lui-même (encroûtant, massif, digité...). Les évaluations sont faites de manière semi-quantitative à l'aide de fiches-type Figure 11.

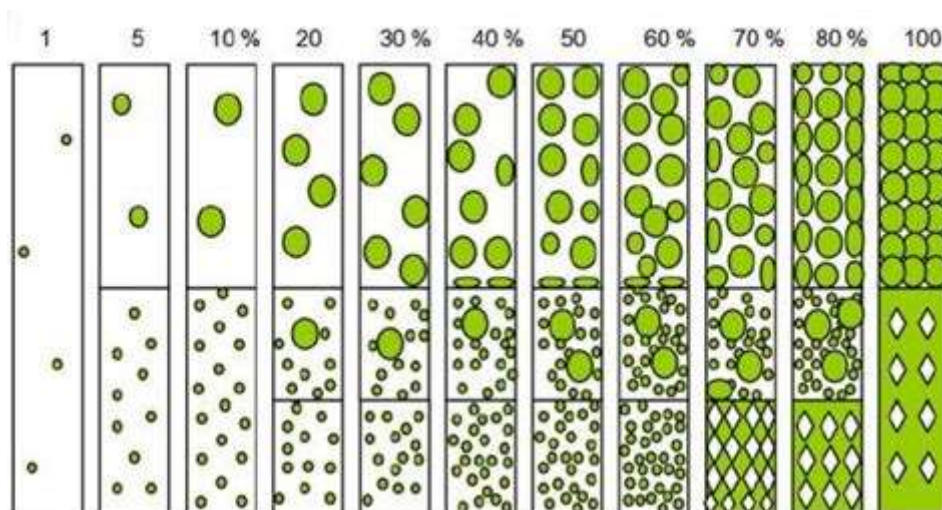


Figure 11 : Pourcentage de recouvrement selon le type de répartition des espèces (source : N. Formont d'après PRODON)

1.9. ADN environnemental



Les méthodes d'ADNe sont rapides, faciles à mettre en œuvre et permettent de mettre en évidence les espèces présentes du micro-organisme aux vertébrés. Cette approche permet également de détecter les espèces cryptiques (Bianchi *et al.*, 2022).

Depuis 2008, ces analyses montrent leur efficacité pour la réalisation d'inventaires et de suivis de la biodiversité et s'inscrivent comme méthodes complémentaires pour le recensement des espèces réalisés par le biais de captures, de recensements visuels ou acoustiques (Giraud *et al.*, 2024).

Figure 12 : Bouteille de prélèvement (© CAPENA)

1.10. Méthodes acoustiques



Ces méthodes, captant l'ensemble des sons sous-marins, apportent des informations allant de l'individu à l'écosystème, et fournissent des informations écologiques aussi diverses que des notions de présence/absence, de densité et de structure de populations, mais aussi d'architecture paysagère, d'interactions entre espèces (Bianchi *et al.*, 2022).

Figure 13 : Télémétrie acoustique (© Andromède Océanologie in Giraud *et al.*, 2024)

Ces méthodes regroupent (Giraud *et al.*, 2024) :

- l'échosondage ou réflexion des ondes acoustiques,
- la bioacoustique qui consiste en une écoute passive des ondes sonores émises par les organismes,
- la télémétrie pour laquelle des émetteurs d'ondes acoustiques sont implantés sous la peau d'individus.

Ces méthodes informent sur l'abondance et les comportements des organismes mais l'identification au niveau spécifique reste complexe (Giraud *et al.*, 2024).

Ces approches variées illustrent la richesse des moyens qu'il est possible de déployer pour **connaître le milieu marin**. Cependant, plusieurs **ne sont pas adaptées à l'évaluation de l'état des habitats** car elles apportent des informations sur la richesse spécifique ou des informations sur les recouvrements mais sans détermination suffisante des organismes, il reste difficile de savoir si ces organismes ont un rôle déterminant dans l'écosystème et si la modification de leur population traduit des variations du milieu en lien avec les activités anthropiques.

Deux auteurs ont réalisé des tableaux de synthèse et des fiches traitant des techniques et de leurs avantages et contraintes du point de vue (Doré, 2015 et le collectif DCE Réunion, 2012) :

- de l'adaptation aux types d'organismes (taille, fixé ou mobile...) ;
- du type de données recueillies (présence / absence, abondance, recouvrement, biomasse) ;
- de la qualification des données (qualitatives, quantitatives ou semi-quantitatives).

Les méthodes non traitées, non comparées par ces deux auteurs ou collectifs, sont abordées un peu plus en détail dans les paragraphes suivants.

Doré apporte également un éclairage sur l'étagage où la méthode peut être mise en œuvre, les apports en termes d'informations sur les habitats ou la biodiversité ou d'autres points d'intérêt écologique. Bien que ces éléments soient analysés pour la définition de ZNIEFF, les remarques sont valables quel que soit l'habitat de substrat dur auquel on s'intéresse (annexes 1 et 2).

Le collectif DCE Réunion quant à lui décrit en fonction des méthodes d'observation quels paramètres et quelles métriques peuvent être relevés selon les compartiments suivis (annexe 3).

Enfin, en ce qui concerne l'analyse des données, Obura démontre que sur les transects, la variabilité élevée liée aux relevés de présence/absence des taxons pose des problèmes et limite donc la détection des changements chez les espèces rarement observées. En effet, ces méthodes se focalisent sur un corridor trop étroit au vu de la large répartition de certains assemblages, alors que les données relevées par quadrats (type MSA) semblent plus faciles à analyser notamment parce qu'elles permettent d'analyser des données de recouvrement (Obura, 2014). Les travaux statistiques de Clua et son équipe, pour comparer les résultats obtenus par LIT et MSA montrent en effet des résultats plus stables pour les évaluations de recouvrement (Clua *et al.*, 2006).

2. LIMITES, LACUNES ET DIFFICULTES D'UTILISATION DES METHODES PRECEDENTES

Il s'agit ici de mettre en lumière les manques, les inadaptations des méthodes décrites précédemment pour réaliser une évaluation de l'état de conservation d'un habitat rocheux.

2.1. Limites à l'évaluation de l'état de conservation des habitats

Les caractéristiques des habitats jouent un rôle important dans la distribution des espèces qui les peuplent mais aussi dans les pressions qui s'y exercent : un habitat rocheux peu profond peut attirer les chasseurs sous-marins, par exemple. Les suivis uniquement focalisés sur les espèces restent trop parcellaires pour répondre à la question de l'évaluation de l'état de conservation. Plusieurs méthodes apportent essentiellement des données de présence/absence, d'autres restent à des niveaux

d'identification trop faible, ce qui est insuffisant pour définir un état de conservation (Deter, 2012). Mais certaines permettent quand même de délimiter les habitats (Manta Tow).

Les méthodes surfaciques visuelles ou par imagerie apportent des données qualitatives et quantitatives : abondances, dominances (Doré, 2015). Les abondances réelles sont utilisées pour qualifier l'intérêt de zones parce qu'elles traduisent une forte productivité biologique, la connectivité écologique ou encore des fonctions de passage, de ponte... (Doré, 2015)

2.2. Difficultés d'identification des espèces

Lors de la description initiale des habitats notamment ceux peu connus car difficiles d'accès, fragiles ou décrits dans d'autres aires biogéographiques telles que les grottes ou les tombants, le manque de taxonomistes est handicapant. En effet, les taxons caractéristiques sont difficiles à identifier, et par conséquent la définition d'espèces-clés pour le suivi reste complexe.

Les méthodes basées sur l'approche écosystémique mettent en lumière que selon les zones géographiques il peut manquer des connaissances sur les espèces ingénieuses et/ou les espèces composant certains compartiments (Popovský & Ortéga, 2022). Ceci traduit plus globalement la nécessité et parfois la difficulté pour adapter au contexte local les modèles développés dans d'autres aires biogéographiques.

2.3. Que penser de l'usage de quadrats ?

Un aspect auquel on pense peu avec l'usage de quadrats est l'effet de bord qui consiste à déterminer quels organismes sont dans ou hors du cadre. Cet effet est supérieur avec une unité d'échantillonnage carrée plutôt que circulaire car le rapport périmètre/surface est plus défavorable. L'effet de bord décroît selon les formes suivantes : rectangle, carré, cercle (Bianchi *et al.*, 2004). Pourtant la plupart des échantillonnages sont réalisés dans des carrés, peut-être pour des aspects pratiques lors du travail sous-marin (transport et mise en place), pour réaliser les estimations de recouvrement (il est peut-être plus aisé de se représenter un tiers ou un quart d'un carré que d'un cercle).

Pour certains groupes, l'évaluation n'est pas possible par les méthodes de quadrats : *comment tenir compte des poissons ? Comment tenir compte d'espèces patrimoniales pouvant être rares dans ces espaces délimités ?*

2.4. Difficultés de l'approche écosystémique

Cette méthode d'évaluation nécessite d'importants travaux en amont pour être la plus complète et efficace possible. En effet, réaliser le schéma de fonctionnement de l'habitat est une tâche complexe nécessitant une bonne connaissance et un consensus d'experts pour définir quelles espèces suivre selon les compartiments et les méthodes de comptage et d'évaluation à mettre en œuvre pour chacun, tout en tenant compte du contexte biogéographique.

2.5. Quelles limites à l'approche par MSA ?

Relativement facile à mettre en œuvre, cette méthode reste assez généraliste car elle ne permet que de traiter des données de recouvrement, ce qui exclut de nombreux taxons et ne permet donc pas de définir réellement un habitat et donc de suivre son évolution, son état de conservation.

2.6. Que penser de l'ADNe ?

La collecte et l'analyse de l'ADN environnemental restent liées à la présence de ce marqueur dans le milieu, à sa persistance pouvant être altérée par le milieu, et à sa préservation sans contamination au cours des étapes du prélèvement à l'analyse (Giraud *et al.*, 2024).

L'ADNe dans le milieu ouvert qu'est le milieu marin peut se trouver sous forme de traces, les précautions de prélèvement, de conservation et d'analyse doivent donc être d'autant plus élevées pour ne pas créer de faux-négatifs ou de faux-positifs (Giraud *et al.*, 2024).

Tableau 1 : Limites et avantages des prélèvements d'ADNe (Giraud *et al.*, 2024)

Limites	Avantages
- Production potentielle de faux-positifs et de faux-négatifs, particulièrement lorsque les niveaux de précaution ne sont pas respectés. - Pas d'identification d'espèces hybrides ou d'occurrences d'introgressions génétiques. - Pas d'informations individuelles ni de quantification de l'abondance absolue des espèces détectées. - Etude limitée des espèces consommées, élevées, génétiquement proches ou pour lesquelles les bases de références génétiques sont incomplètes. - Délais d'obtention des résultats plus longs par rapport aux méthodes traditionnelles. - Production de déchets à usage unique.	- Méthode non invasive. - Etude de tous les règnes du vivant à partir d'un même échantillon. - Détection d'organismes difficilement observables par les méthodes classiques (faible densité, invisibles à l'œil nu, stades larvaires, etc.). - Détection précoce d'espèces (exemple : espèces exotiques envahissantes). - Facilité de mise en œuvre. - Réduction des biais liés aux conditions de terrain défavorables, à l'expérience de l'observateur et à la variabilité des efforts de prospection. - Possibilité de prospection de zones protégées, dangereuses ou polluées. - Possibilité de gain de temps lors des échantillonnages et donc un ratio coûts/rendements favorable.

2.7. Besoins en informations complémentaires

a. Description initiale pointue

Dans un premier temps pour décrire un habitat, il est préconisé de procéder à des évaluations multidisciplinaires et d'associer les relevés biologiques, physiques et géochimiques. Ces relevés sont alors réalisés par observation directe visuelle mais aussi en déployant des instruments de mesure (Obura *et al.*, 2019). Cette approche scientifique complète peut apporter une grande connaissance du milieu notamment pour réaliser le diagnostic écologique d'un site ou d'un habitat, pour définir des indices et des critères permettant le suivi des évolutions, mais il n'est pas adapté aux besoins et aux capacités des gestionnaires pour le suivi de l'efficacité des mesures de gestion mises en place. En effet, comme le soulignent Delavenne & de Bettignies, « il est fréquent que les gestionnaires n'aient ni le temps ni le smoyens de mettre en œuvre des protocoles longs et techniques qui nécessitent de fortes compétences scientifiques, des matériels lourds et de longs temps de traitement et d'analyse en laboratoire. » (Delavenne & de Bettignies, 2023).

Les évaluations de biomasses sont difficiles à obtenir, excepté par prélèvement ou à l'aide de fiches de relation taille-poids pour les poissons, quand elles existent. Ces informations peuvent être nécessaires

pour les approches écosystémiques ou pour qualifier la fonction de « productivité biologique » d'un milieu dans le cadre d'une ZNIEFF (Doré, 2015).

b. Structures tridimensionnelles

Les espèces tridimensionnelles (algues, gorgones, etc.) modulent les habitats. L'utilisation de certaines méthodes d'observation comme les quadrats-photos montrent alors des limites : comment tenir compte de la structure tridimensionnelle de certains habitats d'espèces ingénieurs ? En effet, les relevés par photographie entraînent sur ces milieux une perte de détails. Sartoretto (2012) s'appuie sur les travaux de Bianchi (2004) qui, comme pour le couvert forestier, décompose en strates le paysage constitué par le coralligène (strate basale, strate intermédiaire et strate élevée). Mais ces mesures restent difficilement accessibles.

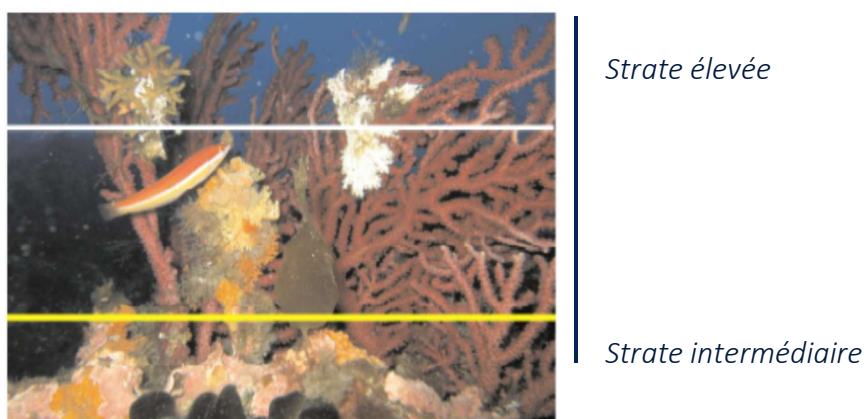


Figure 14 : Approche « structurale » des peuplements coralligènes (Sartoretto, 2012)

c. Autres limites des relevés photos et vidéos

Les conditions environnementales (lumière, turbidité, houle...) influent de manière importante sur la qualité des prises de vue.

L'analyse des images est chronophage même si des recherches en e-learning se développent, si des laboratoires tentent d'automatiser leur dépouillement ou misent sur les sciences participatives (Ocean Spy).

Identifier une espèce dans son milieu est plus aisé que sur photo. Dans ce dernier cas, l'observateur n'a pas la possibilité de regarder sous divers angles ni de toucher pour tester une rugosité par exemple. De la même manière, les images issues de vidéos sont difficiles à identifier et elles présentent un champ de vision restreint (Doré, 2015).

Le matériel d'acquisition d'images a aussi son importance. Par exemple, entre l'utilisation d'un ROV et celle d'une caméra suspendue, la mobilité du premier joue en sa faveur : il peut acquérir des images sous divers angles facilitant l'identification. Certains sont également pourvus de bras qui permettent les prélèvements (Doré, 2015).

Les méthodes décrites précédemment pour les substrats durs ne sont pas spécifiques à tel ou tel habitat mais plutôt des adaptations ou des déclinaisons de méthodes largement partagées qui apportent

beaucoup d'informations sur les espèces un peu moins sur les habitats à proprement parler mais qui permettent quand même à diverses échelles de noter des évolutions du milieu.

L'intérêt de l'entrée "*habitats*" s'entend pour décrire la complexité du vivant et sa répartition spatiale, replacer les espèces dans leur milieu, et *in fine* améliorer l'efficacité des politiques publiques de la biodiversité et de gestion des activités. C'est pour ces raisons que les réflexions et démarches doivent être entreprises d'une manière assez globale.

V. METHODES UTILISEES DANS LES GROTTES SOUS-MARINES

Les travaux en Méditerranée et notamment en Croatie montrent que l'intérêt pour les grottes semi-immergées ou totalement immergées sont anciens (Petricioli & Bakran-Petricioli, 2019). A la fin des années 1950 et durant les années 1960, ce sont les organismes benthiques et les communautés qui ont fait l'objet d'études taxonomiques. A la fin des années 1970, la photo-documentation a été largement utilisée puis les études se sont focalisées sur des groupes (poissons crypto-benthiques, anthozoaires) ou des zones (golfe de Kvarner, Velebit Channel), enfin dans les années 1990 et 2000, ce sont les biocénoses qui ont été plus précisément étudiées et certains groupes ont commencé à être utilisés comme indicateurs, c'est notamment le cas des Mysidacées dont les populations varient avec la température du milieu qui peut être influencée dans les grottes par les changements globaux (Chevaldonné & Lejeune, 2003).

Quelques références présentent et évaluent l'habitat grotte. Ces études portent sur des sites particuliers, des réflexions ont eu lieu pour créer un réseau de suivi de cet habitat mais avant toute investigation, il faut les localiser et les décrire pour les connaître (Janson *et al.*, 2019).

Leur étude débute par un préalable important qui est la connaissance de la topographie de la cavité car elle joue un rôle crucial dans la structuration et la répartition des communautés vivantes et, par conséquent, elle va déterminer le plan d'échantillonnage à suivre pour réaliser les inventaires mais aussi les actions de surveillance ultérieures (Gerovasileiou *et al.*, 2019).

Les inventaires peu ou pas destructeurs sont préconisés (Aguilar *et al.*, 2017) et donc les suivis tels que le remplacement d'espèces endémiques de Mysidacées par des espèces plus tolérantes. D'autres descripteurs sont aussi proposés comme tenir compte des aspects morphologiques et fonctionnels du benthos.

Plusieurs références publiées au cours des 10 dernières années font référence à des approches écosystémiques.

Un index basé sur le fonctionnement de l'écosystème des grottes pour évaluer leur qualité écologique a été développé en Méditerranée par Rastorgueff *et al.* (2014). Cet index établit les caractéristiques suivantes comme démonstratives de la qualité du milieu : une grande représentation spatiale des suspensivores avec des formes tridimensionnelles, une grande diversité de filtreurs, des essaims de Mysidacées et plusieurs espèces de poissons et de décapodes omnivores et carnivores (Aguilar *et al.*, 2017).

L'approche écosystémique développée en Méditerranée (Ruitton *et al.*, 2017), basée sur les relations trophiques entre les différents compartiments constituant la biocénose, vise à évaluer l'état d'un écosystème et par extension celui d'un habitat avec sa cohorte d'organismes vivants. Le modèle développé par cette équipe pour les grottes de Méditerranée nord-occidentale est le suivant :

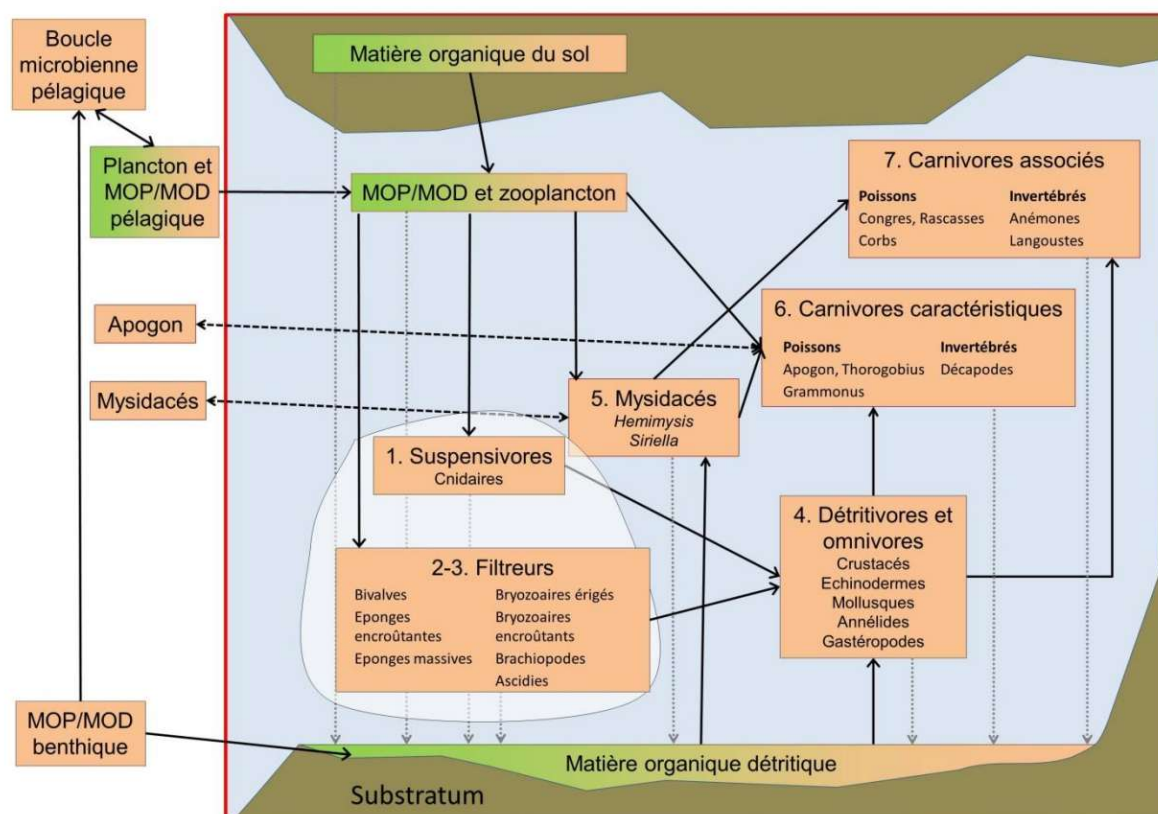


Figure 15 : Modèle conceptuel de fonctionnement de l'écosystème grotte sous-marine. MOP : matière organique particulaire, MOD : matière organique dissoute. En vert : la production primaire, en marron : la production secondaire. Les compartiments numérotés de 1 à 7 sont ceux qui ont été sélectionnés pour faire l'objet d'une évaluation pour le calcul de l'EBQI. Le cadre rouge délimite l'écosystème (Ruitton et al., 2017).

Les protocoles utilisés pour les différents compartiments sont décrits en annexe 4. Les compartiments sont évalués par un ensemble de paramètres permettant de calculer l'état écologique de l'écosystème. L'importance du compartiment dans le fonctionnement de l'écosystème définit son poids dans le calcul de l'indice de qualité. Par ailleurs, l'estimation de l'EBQI est accompagnée d'un indice de confiance quant à son établissement (Ruitton *et al.*, 2017).

Les travaux de De Casamajor *et al.* 2022, qui ont porté sur les récifs et les grottes du circalittoral, au large de la côte basque, ont suivi une approche écosystémique et ont donné lieu à des prélèvements importants afin de décrire ces habitats peu connus. Les résultats sur les récifs se sont attachés aux peuplements de gorgones et à la biodiversité associée à ces espèces ingénieurs. Au niveau des grottes, 7 compartiments fonctionnels ont été utilisés et adaptés au contexte local au niveau des espèces prises en compte.

Dans les études relatives aux grottes, d'autres travaux proposent de positionner des repères fixes pour évaluer l'expansion ou la régression d'espèces caractéristiques (Créocéan, 2011). Gerovasileiou et son équipe rappellent que Chemisky en 2015 proposait de surveiller les invertébrés sessiles et les communautés à croissance lente en utilisant la photogrammétrie (Gerovasileiou *et al.*, 2019).

Comme évoqué dans la partie relative aux difficultés dans la collecte de données et leur analyse, les peuplements de grottes sont dominés par les Spongiaires (Dridi *et al.*, 2019) et les Bryozoaires (Rosso *et al.*, 2019) dont la détermination est complexe et réservée à des spécialistes dont le nombre est en voie de diminution. Ce point est important.

Les travaux de Sempere-Valverde *et al.* (2019), basés sur des quadrats photos (20x20cm) pris au hasard sur les murs de la grotte espagnole de Cerro-Gordo (tous les 5 m et sur des lignes de profondeurs variant de 2 m) montrent qu'il est possible d'obtenir des informations intéressantes avec ce recueil de données. Les photos analysées par PhotoQuad® (50 points par photo) et les analyses multivariées des taxons, en utilisant 2 descripteurs pour chaque taxon (sa morphologie et sa stratégie alimentaire), montrent qu'il est possible de décrire l'implantation des taxons par rapport à l'entrée de la grotte mais aussi les variations dans le temps (étude menée sur plusieurs années). Enfin, des tests ont été effectués pour définir l'influence de la morphologie et/ou du régime alimentaire des espèces sur leur répartition dans la grotte.

Les inventaires par photographies et prélèvements pour les grottes sont assez régulièrement utilisés, les résultats d'identification peuvent s'arrêter aux genres voire aux groupes et apporter suffisamment d'information pour décrire l'habitat (Çinar *et al.*, 2019). Les assemblages en entrée sont influencés par les espèces et habitats des alentours, alors qu'ils sont plutôt définis par l'éclairement et les autres facteurs physiques dans la grotte elle-même (Çinar *et al.*, 2019). Un protocole particulier doit être déployé sur les fonds constitués de substrat meuble, ce qui est rarement décrit actuellement dans la littérature relative aux grottes. Cette étude propose également d'envisager des investigations pour suivre les variations spatio-temporelles et pour comprendre plus finement le fonctionnement de ces écosystèmes.

En ce qui concerne les évaluations de la faune mobile comme le rappelle Gerovasileiou en 2019, plusieurs équipes ont adapté la méthode de recensement visuel le long de transects de Harmelin-Vivien (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985) pour les assemblages de poissons (Bussotti *et al.*, 2002 ; 2006 ; Bussotti et Guidetti, 2009 ; Bussotti *et al.*, 2015) et pour les crustacés décapodes (Denitto *et al.*, 2009).

La bibliographie sur l'évaluation et le suivi de divers habitats montre que la connaissance de la vulnérabilité de celui-ci et de ses communautés est importante mais aucune référence n'a été trouvée pour apporter de tels éléments pour les grottes sous-marines.

VI. METHODES APPLICABLES AUX TOMBANTS SOUS-MARINS

Aucune méthode spécifique n'est encore disponible pour l'habitat des tombants sous-marins. Au cours du projet Marha, CAPENA a mené des travaux pour décrire ces milieux sur la côte basque en faisant des relevés visuels en plongée, en analysant des photos puis des images de ROV afin d'établir des listes de taxons relativement exhaustives et de décrire les profils rocheux (Popovský *et al.*, 2022). Ce qui est la première étape relativement rapide, proposée en accord avec les spécialistes français des substrats durs car l'objectif final reste aussi de proposer un type de suivi qui pourra être soutenable pour les gestionnaires des sites Natura 2000.

En analysant les diverses approches déclinables sur ce type de substrat, ce type d'habitat, il semble que l'évaluation peut s'inspirer des travaux de Ruitton *et al.* menés sur le coralligène : en effet, les murs sont couverts d'algues essentiellement calcaires, encroûtantes (*Phymatolithon lenormandii*), de Spongiaires (*Pachymatisma johnstonia*, *Cliona sp.*, *Aplysina sp.*, *Axinella spp.*) et de Cnidaires (*Corynactis viridis*, *Gymnangium montagui*, *Sertularella sp.*) (Popovský *et al.*, 2022). Cependant, les tombants peuvent présenter des mosaïques d'habitats liés à leurs aspects physiques (strates à fort pendage, murs, petites cavités et failles) (Popovský *et al.*, 2022), ce qui les rapprochent encore du modèle « coralligène ». Mais pour une approche écosystémique de cet habitat, le contexte naturel impose d'adapter localement le modèle conceptuel élaboré en Méditerranée.

De nombreux travaux sur le coralligène sont menés en Méditerranée depuis des années. Divers indices ont été développés avec des protocoles de collecte des données (approche paysagère, photoquadrats, observations visuelles) et des objectifs différents mais qui peuvent être envisagés comme source d'inspiration :

- du fait de leur réponse aux impacts anthropiques comme l'indice d'état écologique des assemblages coralligènes (ESCA) (Piazzini *et al.*, 2021),
- du fait de ses capacités à apprécier l'efficacité des mesures de gestion comme l'indice d'assemblage coralligène (CAI) (Deter *et al.*, 2012)

VII. PRECONISATIONS

Dans la définition de l'état de conservation d'un habitat, il faut s'intéresser à sa structure et à son fonctionnement, ce qui revient à qualifier l'état de conservation des espèces typiques de celui-ci ([INPN - Évaluation de l'état de conservation](#)). Les méthodes de recueil d'informations présentées précédemment s'intéressent aux espèces, à leur densité et pour quelques-unes à leur(s) rôle(s) dans l'écosystème. Au-delà des techniques pratiques, il est indispensable de réfléchir à divers aspects indispensables à la réussite des évaluations comme le plan d'échantillonnage, l'homogénéisation des travaux pour un même habitat quelle que soit la zone tout en adaptant les listes d'espèces au contexte biogéographie ou encore les indices à utiliser ou développer pour suivre l'évolution de l'état de conservation dans le temps.

On a vu dans différentes méthodes apparaître un vocabulaire particulier en amont des travaux de terrain puis pour évoquer le traitement des données collectées (indice, métrique, échantillon, etc.), qui est ici précisé.

1. ECHANTILLONNAGE

La complexité du milieu marin, milieu ouvert soumis à de nombreux facteurs environnementaux, la complexité des biotopes et des biocénoses, l'abondance parfois faible de certaines espèces, leur mode de vie (diurne/nocturne, visible/cryptique), leur distribution amènent des difficultés quant à l'étude et donc à la définition de la méthode et du plan d'échantillonnage à utiliser (Doré, 2015).

Le plan d'échantillonnage, lui aussi, est adapté à la question qu'il faut traiter, aux données recueillies (variables), à l'échelle d'observation, ainsi qu'au mode de traitement des données et donc aux résultats. Ce choix repose sur l'un des 3 grands types possibles (Meddad-Hamza, 2017) :

- échantillonnage aléatoire simple (échantillonnage au hasard qui fournit un échantillon représentatif de la population statistique, dont les données sont relativement faciles à analyser) ;
- échantillonnage systématique (échantillons répartis de manière régulière) ;
- échantillonnage stratifié (utilisé quand l'aire étudiée est hétérogène, technique qui consiste à subdiviser une population hétérogène en sous-populations ou "strates" plus homogènes).

Le choix de la méthode d'échantillonnage est un compromis à réaliser pour concilier les contraintes naturelles, techniques et financières mais aussi mathématiques afin de répondre au mieux à la question sujet de l'étude (Meddad-Hamza, 2017).

Dans le meilleur des cas, il semble indispensable de distribuer les stations d'échantillonnage sur l'ensemble de la zone d'étude (Doré, 2015).

2. POINTS DE VIGILANCE POUR LES TRAVAUX DE TERRAIN

Les recommandations vont dans le sens de limiter les approches destructives et les prélèvements tout en fournissant des données quantitatives (Martí *et al.*, 2004 ; Bussotti *et al.*, 2006 ; Gerovasileiou & Voultsiadou, 2016 ; *in* Gerovasileiou *et al.*, 2019). En plus de réduire l'impact humain sur les espèces fragiles, ne pas prélever diminue également le temps de travail en hyperbarie (Bianchi *et al.*, 2004 *in* Gerovasileiou *et al.*, 2019). Cependant, les prélèvements sont difficilement évitables pour certains taxons au moins dans un premier temps pour décrire complètement les biocénoses, c'est le cas de nombreux Spongiaires ou Bryozoaires, par exemple.

Des études montrent qu'il est possible d'utiliser des « substituts biologiques » basés par exemple sur la diversité morphologique des communautés sessiles vivant dans les grottes pour leur suivi (Parravicini *et al.*, 2010 ; Nepote *et al.*, 2017 ; Gerovasileiou *et al.*, 2017 *in* Gerovasileiou *et al.*, 2019).

Des analyses multivariées de données recueillies en parallèle avec les méthodes paysagères, MSA et LIT apportent des informations adaptées à différentes échelles (de la plus grande à la plus précise) et donc se complètent pour l'étude des habitats (Clua *et al.*, 2005).

3. DES METHODES HOMOGENEISEES / DES RESEAUX

On le voit, selon les contextes biogéographiques, il est indispensable d'apporter des nuances dans le choix des taxons à suivre. Mais dans la globalité, les approches doivent être homogènes, il ne sert à rien de développer de nouveaux protocoles avant d'avoir vérifié si une ou plusieurs méthodes existantes peuvent répondre à la question qui nous intéresse. D'autant plus qu'une certaine homogénéité permet de mettre en place des réseaux nationaux voire mondiaux. C'est le cas depuis le début des années 2000 pour le REBENT par exemple. Plus récemment, pour le suivi des récifs coralliens, l'ICRI (International Coral Reef Initiative) a développé un réseau international de suivi des récifs : le Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN). Ce réseau travaille selon une même méthodologie afin de comparer les données entre les différents sites et de suivre l'évolution de l'état de santé des récifs sur le long terme (DCE La Réunion, 2014).

Pour les habitats sombres de Méditerranée, Dridi et son équipe ont plaidé pour la création d'un tel réseau afin de promouvoir les initiatives de renforcement des capacités (formations, ateliers, retours d'expérience) mais aussi pour avoir des images renouvelées de l'état de conservation de ces habitats (Dridi *et al.*, 2019)

4. PARAMETRES, DONNEES, DESCRIPTEURS ET INDICES

D'une manière générale, la composition taxonomique est l'approche privilégiée pour caractériser les peuplements (densité, richesse et diversité spécifiques) (Meddad-Hamza, 2017). Des paramètres de présence / absence d'espèces (par exemple indicatrices ou facilement identifiables car de grande taille), d'abondance « relative » (nombre, densité, recouvrement) sont utilisés notamment pour traduire la vitalité des récifs coralligènes (Deter, 2012). Ces paramètres servent à construire des indices tenant compte également de paramètres environnementaux comme la profondeur ou la lumière.

Ces paramètres ont un avantage lors de leur acquisition : ils présentent un bon rapport coût / efficacité. En effet, ils sont faciles à acquérir car basés sur des observations relativement simples.

Les descripteurs principalement utilisés en écologie sont des descripteurs quantitatifs (abondances, taux, pourcentages, volumes, biomasses...) pour lesquels on peut calculer des rapports et des différences (Meddad-Hamza, 2017).

Divers indices de biodiversité sont utilisés pour décrire les peuplements (richesse spécifique, abondance, biomasse). La diversité spécifique, quant à elle, prend en compte le nombre d'espèces présentes mais aussi la distribution des individus au sein de ces espèces. Les indices d'équitabilités ajoutent à ce panel des informations permettant de traduire la répartition des abondances d'espèces. Il est alors possible de suivre l'évolution des peuplements dans le temps et d'envisager des comparaisons entre stations.

L'indice d'abondance montre les évolutions de population et l'indice de performance traduit l'état de santé d'une population.

Des indices particuliers sont développés selon les habitats comme l'indice d'assemblage coralligène (CAI) basé sur trois métriques acquises par photoquadrats (le pourcentage de couverture des boues, les pourcentages de couverture des bryozoaires et des espèces structurantes). Cet indice permet d'apprécier l'état écologique des communautés et les effets des pressions anthropiques, en respectant le lien état / pression, cet outil permettrait aussi d'apprécier l'efficacité des mesures correctives, il semble également pouvoir répondre aux exigences de la DCE pour l'évaluation de l'état écologique des eaux côtières (Deter, 2012). Cependant, des travaux de validation étaient encore nécessaires afin d'évaluer les forces et faiblesses de cet indice (Deter, 2012). La méthode est toujours utilisée et depuis plusieurs années, l'automatisation de l'analyse des clichés est en cours (Marre *et al.*, 2020).

Des indices sont utilisés également pour répondre à des particularités de collecte des données telles que l'approche paysagère tout en évitant le biais observateur : indice COARSE (Coralligenous Assessment by Reef Scape Estimation) (Gatti *et al.*, 2015). Cet indice renseigne sur la structure et la composition des récifs coralligènes afin d'évaluer l'intégrité des fonds marins (Gatti *et al.*, 2012), de suivre l'évolution de cet habitat et donc de vérifier l'efficacité de mesures de gestion sur le long terme et à grande échelle (Gatti *et al.*, 2015).

VIII. BESOINS DE SUIVI

Comme évoqué par Bianchi et son équipe en 2022, la désignation d'une aire marine protégée puis l'élaboration de son plan de gestion étant associés à des études du milieu (espèces, habitats et activités) laissent penser que le milieu est bien connu (Bianchi *et al.*, 2022). Pour beaucoup, il semblerait que pour une aire dont les activités humaines sont exclues le milieu serait stable, en équilibre, juste soumis aux fluctuations saisonnières et donc que des études de suivi seraient superflues. Or, il n'en est rien ne serait-ce qu'en raison du changement global aux nombreux effets (élévation de la température, vagues de chaleur marines, acidification du milieu, perte de biodiversité, modification des schémas migratoires...).

Mais que faut-il suivre, surveiller ? Les réponses divergent selon l'objectif du suivi : taille ou état d'une population, assemblages, recouvrement...

Sur quel pas de temps suivre et pour quelle durée ? D'après Bianchi, il faudrait couvrir au moins la durée de vie des organismes dominants et l'échelle temporelle des facteurs d'influence les plus importants sachant que les changements majeurs se produisent avec des cycles d'au moins 10 ans (Bianchi *et al.*, 2022).

Le pas de temps de 3 à 6 ans mis en place notamment dans les suivis DCE est plébiscité (Wilson & Green, 2009) pour son côté assez récurrent mais pas trop, limitant ainsi les coûts de mise en œuvre tout en donnant des informations régulières.

IX. CONCLUSION

La diversité du vivant est reconnue comme un indicateur de la santé globale de l'environnement et du fonctionnement des écosystèmes. A tous les niveaux de la société des scientifiques aux médias et des administrations au grand public, cette reconnaissance est réelle (Loreau *et al.* In Bianchi *et al.*, 2022) (Figure 16). Mais l'essentiel de cette prise de conscience est tourné vers les espèces et les milieux terrestres, très rarement vers le milieu marin (Bianchi *et al.*, 2022).

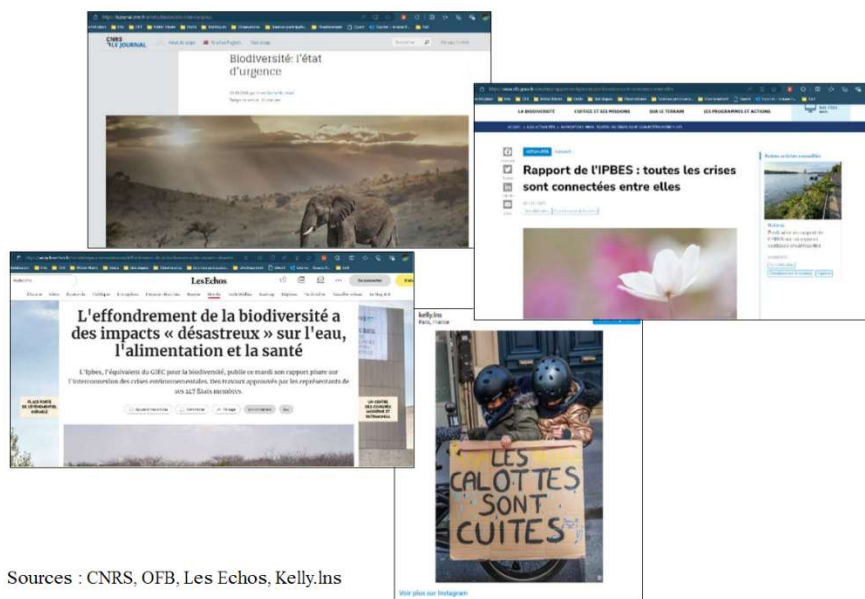


Figure 16 : Illustrations de la prise de conscience autour de la biodiversité

Les notions relatives à l'évaluation de l'état de santé ou état de conservation des habitats s'appliquent quel que soit le milieu, terrestre ou marin.

L'évaluation de l'état de conservation d'un habitat est basée sur sa structure et son fonctionnement, tout en tenant compte des pressions et menaces qui s'exercent, mais aussi sur sa surface et son aire de répartition qui indiquent quelle responsabilité a le site par rapport à cet habitat.

Pour les gestionnaires d'aires marines protégées, les méthodes à appliquer doivent également permettre de répondre aux questions et attentes relatives à la zone tout en restant dans des coûts abordables (Wilson & Green, 2009) :

- Que faut-il évaluer et pourquoi ?
- Espèces ou habitats vulnérables face aux menaces ;
- Connaissance des espèces et habitats caractéristiques de la zone ;
- Ressources techniques, personnel, disponibilité, compétences et budget.

Le suivi de l'état de conservation ou du moins des évolutions des habitats au travers des espèces qui le caractérisent est un outil indispensable. Dans diverses approches telles que les relevés pour la DCE et le suivi des récifs de corail, des listes prédéfinies d'espèces sont utilisées car elles permettent notamment de se focaliser sur les espèces clé : espèces ciblées par les prélèvements, espèces fragiles, sensibles, espèces facilement identifiables, faciles à observer, espèces jouant un rôle important dans l'écosystème alors que les espèces cryptiques sont généralement écartées (Wilson & Green, 2009).

Par ailleurs comme le rappellent Delavenne & de Bettignies, pour évaluer l'état de conservation il faudrait disposer d'un état de référence ce qui rend difficile notamment les comparaisons inter-sites (Delavenne & de Bettignies, 2023). Cependant et de ce fait, il est proposé d'user de pragmatisme pour réaliser l'évaluation et donc de rester sur des méthodes simples comme en signalant la présence ou l'absence de groupes d'espèces (Maciejewski *et al.*, 2016 *in* Delavenne & de Bettignies, 2023), de s'appuyer sur le dire d'experts et sur les connaissances locales.

Dans l'idéal, après avoir cartographié le milieu, il faudrait pouvoir déployer dans un premier temps des travaux très précis, réalisés par des scientifiques pour décrire les divers taxons voire instrumenter les sites pour comprendre la composition et le fonctionnement de l'habitat.

Une fois l'habitat décrit, il conviendrait d'identifier les espèces ou les communautés qui peuvent traduire les évolutions et donc qui permettraient à moyen et long terme d'évaluer l'état de conservation au travers de leurs fluctuations. Pour cela comme le propose l'approche écosystémique, selon les taxons adapter le protocole et mêler plusieurs méthodes de récolte des données semble certes complexe mais apporte des informations utiles au diagnostic et à la gestion (Ruitton *et al.*, 2017 et annexe 4). Le réseau de suivi des écosystèmes récifaux de la Réunion applique le L.I.T. pour le suivi du benthos, le Belt transect pour les poissons et les quadrats pour les invertébrés benthiques de la faune vagile (DCE La Réunion, 2014).

Delavenne et de Bettignies proposent également un plan pour déployer une méthodologie d'évaluation de l'état de conservation (Figure 17).

Encadré 3. Proposition de plan pour un Guide méthodologique d'évaluation de l'état de conservation à l'échelle d'un site	
La Partie 1 doit pouvoir être proposée avant les premières phases de terrain / test. <u>Partie 1 : Généralités sur la méthode</u> 1.1 <u>Contexte réglementaire</u> - Inclure références européennes et nationales 1.2 <u>Habitats visés</u> - Description et correspondances entre typologies, lien avec le HIC concerné si méthode non proposée à l'échelle d'un HIC - Identification et cartographie si existante (échelle du site et échelle façade si disponible) - Priorité de l'habitat dans le site (Lien avec le travail de hiérarchisation à l'échelle des façades si existant) - Activités et pressions connues sur le site 1.3 <u>Principe de la méthode d'évaluation</u> 1.3.1 <i>Méthodes d'évaluation existantes</i> Recherche bibliographique (France et étranger) 1.3.2 <i>Choix des critères, métriques et indicateurs</i> Méthode et organisation (synthèse bibliographique, ateliers d'experts, groupes de travail...) 1.3.3 <i>Du relevé terrain à la note d'état de conservation</i> 1.3.4 <i>Plan d'échantillonnage prévu</i> 1.4 <u>Bancarisation des données</u>	Pour la suite (partie 2 et plus), cela concerne les méthodes qui auront déjà pu être expérimentées sur le terrain, pour lesquelles des données ont été relevées et des tests méthodologiques effectués. <u>Partie(s) 2</u> (partie répliquable par critère ou si plusieurs unités typologiques sont traitées) : 2.1 <u>Description de l'unité typologique / du critère</u> 2.2 <u>Plan d'échantillonnage</u> 2.2.1 <i>Cartographie</i> 2.2.2 <i>Echelle(s) d'évaluation</i> 2.2.3 <i>Protocole de terrain</i> 2.2.4 <i>Période d'échantillonnage</i> 2.2.5 <i>Fréquence d'échantillonnage</i> 2.2.6 <i>Relevés de terrain</i> 2.3 <u>Métriques et/ ou Indicateurs (comparaison aux valeurs seuils si définies)</u> 2.4 <u>Système de notation (échelle des relevés terrain)</u> <u>Partie 3</u> (ou +) Note « multi-critère » et passage de l'échelle locale (stations/polygones) à l'échelle du site

Figure 17 : Plan pour un guide méthodologique d'évaluation de l'état de conservation à l'échelle d'un site (Delavenne & de Bettignies, 2023)

La bibliographie rappelle également que des suivis sont réalisés en routine par les gestionnaires et parfois des bénévoles comme le Reef Chek (Obura, 2014). Lors du Mediterranean Symposium on the conservation of Dark Habitats, Dridi et son équipe ont évoqué les savoirs locaux, les connaissances des citoyens comme source d'informations à collecter (Dridi *et al.*, 2019). De ce fait, rendre les méthodes accessibles est un enjeu qui peut être évoqué dès la phase de réflexion et réévalué tout au long du processus d'évaluation et de suivi des habitats (Figure 18).

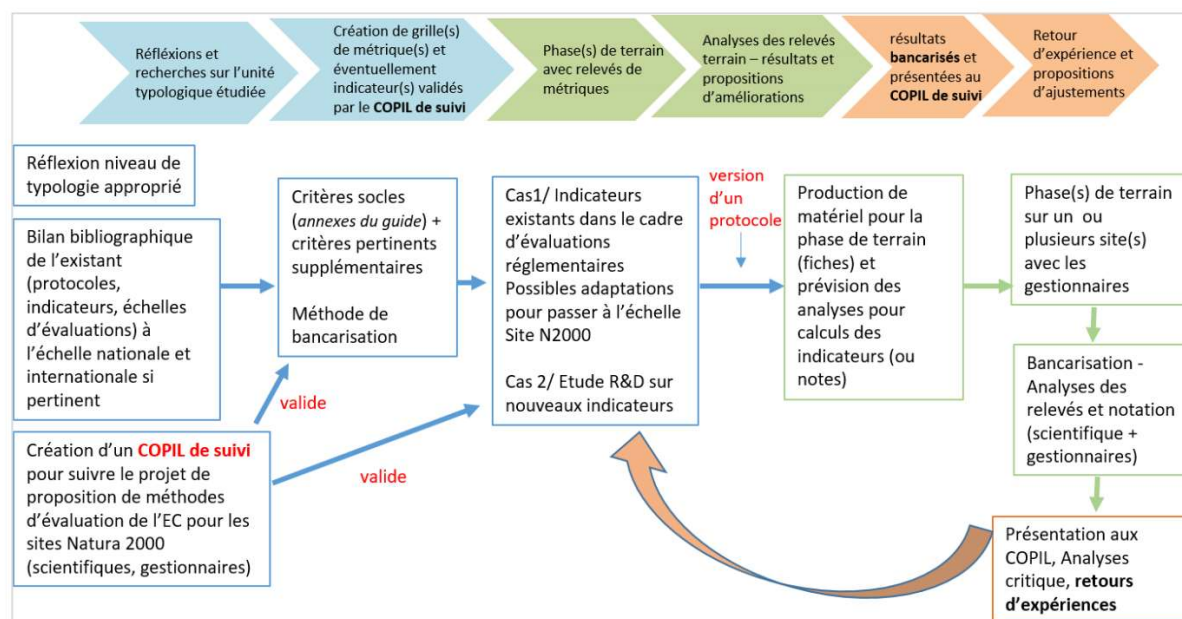


Figure 18 : Plan de travail pour l'évaluation de l'état de conservation d'un habitat (Delavenne & de Bettignies, 2023)

Comme l'évoquent également Le Moal & Aish, les suivis peuvent être réalisés à différents niveaux de précision, de compétence et selon des protocoles adaptés du scientifique au bénévole participant à un protocole de sciences participatives (Le Moal & Aish, 2013). Des pas de temps différents peuvent être appliqués à ces différentes approches.

Il faut également rappeler que des outils et des protocoles d'identification, de suivi et de gestion des activités, des pressions, pour les milieux et habitats peu connus, peu décrits sont indispensables à développer et à diffuser (Dridi *et al.*, 2019).

X. BIBLIOGRAPHIE

Blanfuné A., Thibaut T., Boudouresque C., Mačić V., Markovic L., Palomba L., Verlaque M., Boissery P., 2017. The CARLIT method for the assessment of the ecological quality of European Mediterranean waters : Relevance, robustness and possible improvements, *Ecological Indicators*, Volume 72, Pages 249-259, ISSN 1470-160X.

Aguilar R., Marin P., Gerasileiou V., 2017. Guidelines for inventoring and monitoring of dark habitats. UN Environment Program Mediterranean Action Plan. 55 p.

Ar Grall E., Le Duff M., 2007. Protocole d'observation *in situ* et proposition de calcul d'un indice de qualité pour le suivi des macro-algues sur les estrans rocheux dans le cadre DCE. 14 p.

Bianchi C.N., Pronzato R., Cattaneo-Vietti, Benedetti Cecchi L., Morri C., Pansini M., Chemello R., Milazzo M., Frascchetti S., Terlizzi A., Peirano A., Salvati E., Benzon F., Calcina B., Cerrano C., Bavestrello G., 2004. Hard bottoms. *In Biol. Mar. Medit.* (2004), 11 (Suppl. 1): pp 185-215.

Bianchi C.N.; Azzola A.; Cocito S.; Morri C.; Oprandi A.; Peirano A.; Sgorbini S.; Montefalcone M. Biodiversity Monitoring in Mediterranean Marine Protected Areas: Scientific and Methodological Challenges. *Diversity* **2022**, *14*, 43.

<https://doi.org/10.3390/d14010043>

Buckland S.T., Borchers D.L., Johnston A., Henrys P.A., Marques T.A., 2007. Line transect methods for plant surveys. *In* Biometrics 63, 989-998.

Casamajor (de) MN., Sartoretto S., Gouillieux B., Saint Germain A., Lissardy M., Ravel C., Bujan S., Devaux L., 2022. Circareef/Circatax Récifs circalittoraux : de la Méditerranée au sud du golfe de Gascogne. Rapport, ODE/LITTORAL/LERAR/22.023, 91 p.

Chevaldonné P., Lejeusne C. (2003). Regional warming-induced species shift in northwest Mediterranean marine caves. *Ecol. Lett.*, 6: 371-379.

Chevaldonné P., 2022. Biodiversité et écologie évolutive des communautés de grottes sous-marines. Atelier Biospéléologie MSK 2022. Diaporama 27 p.

Çinar M.E., Evcen A., Açık S., 2019. Macrozoobenthic invertebrates in three submarine caves of the Aegean Sea: Preliminary results. Öztürk B. (Ed.) 2019. Marine Caves of the Eastern Mediterranean Sea. Biodiversity, Threats and Conservation. Turkish Marine Research Foundation (TUDAV). Publication no: 53, Istanbul, Turkey. pp 69-83.

Clément T., Gabrie C., Mercier J.R., You H., 2010. Rapport d'analyse thématique – n°7 Recherche scientifique et suivi des effets des AMP. 21 p.

Clua E., Legendre P., Vigliola L., Magron F., Kulbicki M., Sarraire S., Labrosse P., Galzin R., 2005. Medium scale approach (MSA) for improved assessment of coral reef fish habitats. *In* Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 333 (2006). pp 219-230.

Créocéan, 2011. Inspection des grottes submergées et semi submergées sur le littoral Corse et propositions de mesures de gestion. 49 p.

Créocéan – IMA, 2012. Natura 2000 en mer – Lot 4 Aquitaine Côte Basque : cartographie et évaluation des habitats marins – Phase 2. 130 p.

Delavenne J. et de Bettignies T., 2023. Evaluation de l'état de conservation des habitats naturels marins à l'échelle d'un site Natura 2000. Guide méthodologique. 43 p.

Derrien-Courtél S., Derrien René et Beaupoil Claude, 2004. Substrats durs subtidiaux – Suivi des limites d'extension en profondeur des ceintures algales, suivi faunistique et floristique. 18 p.

Derrien-Courtél S. et Le Gal A., 2022. Protocole de surveillance DCE pour l'élément de qualité « Macroalgues subtidales » - Second cycle de suivi (DCE-2) Version 2022 – V4. Contrat IFREMER-MNHN, 28p.

Deter J., Descamp P., Ballesta L., Boissery P., Holon F., 2012. A preliminary study toward an index based on coralligenous assemblages for the ecological status assessment of Mediterranean French coastal waters. *In* Ecological Indicators 20(2012) pp 345-352.

Doré A., Horellou A., Hérard K., Touroult J., 2015. ZNIEFF Marines. Pratiques et mise en œuvre sur les substrats durs. 56 p.

Dridi A., Zribi I., Mnasri I., Achouri M.S., Zakhama-Sraieb R., 2019. Preliminary data on the distribution of marine caves along the tunisian coast. *In* 2nd Mediterranean Symposium on the conservation of Dark Habitats (Antalya, Turkey, 16 January 2019). pp 41-46.

- Gatti G., Montefalcone M., Rovere A., Parravicini V., Morri C., Albertelli G., Bianchi, C.N., 2012. Sea-floor integrity down the harbor waterfront: the coralligenous shoals off Vado Ligure (NW Mediterranean). *Adv. Oceanol. Limnol.* 3(1), 51–67.
- Gatti G., Bianchi C.N., Morri C., Montefalcone M., Sartoretto S., 2015. Coralligenous reefs state along anthropized coasts: Application and validation of the COARSE index, based on a rapid visual assessment (RVA) approach. *In Ecological Indicators* March 2015, Volume 52, pp 567-576
- Gerovasileiou V., Aguilar R., Marin P. SPA/RAC–UN Environment/MAP, OCEANA, 2019. Guidelines for inventorying and monitoring of dark habitats in the Mediterranean Sea. Ed. SPA/RAC -Deep Sea Lebanon Project, Tunis: 40 pp + Annexes
- Giraud C., Boissery P., Dalongeville A., Dejean T., Deter J., Lacoeyuilhe A., Mouillot D., 2024. Guide d'utilisation de l'ADN environnemental en milieu marin. Connaître, comprendre et utiliser l'ADNe pour préserver la biodiversité marine. 88p
- Grall J., Coïc N., 2006. Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier. DYNECO/VIGIES/06-13/REBENT. 90 p.
- GT DCE Réunion "Benthos de substrats durs". 2012. Fascicule technique pour la mise en œuvre du suivi du réseau de contrôle de surveillance DCE "Benthos de substrats durs " à La Réunion. Projet Bon Etat II, réactualisation de l'état des lieux du SDAGE Réunion. RST-DOI/2014-03, 64 p.
- Harmelin J.-G., Vacelet J., Vasseur P., 1985. Les grottes sous-marines obscures : un milieu extrême et un remarquable biotope refuge. *Téthys* (3-4) pp 214-229.
- Katsanevakis S., Weber A., Pipitone C., Leopold M., Scheidat M., Doyle T.K., Buhl-Mortensen L., D'Anna G., de Boois I., Dalpadado P., Damalas D., Fiorentino F., Garofalo G., Giacalone V.M., Hawley K.L., Issaris Y., Jansen J., Knight C.M., Knittweis L., Kröncke I., Mirto S., Muxika I., Reiss H., Skjoldal H.R., Vöge S., 2012. Monitoring marine populations and communities: methods dealing with imperfect detectability. *Aquatic Biology* 16:31-52.
- Kenyon J. C., Brainard R. E., Hoeke R. K., Parrish F. A., Wilkinson C. B., 2006. Towed-diver surveys, a method for mesoscale spatial assessment of benthic reef habitat : a case study at Midway Atoll in the Hawaiian Archipelago. *Coastal Management*, 34(3), 339-349.
- Knittweis L., Chevaldonné P., Ereskovsky A., Schembri P.J., Borg J.A., 2015. A preliminary survey of marine cave habitats in the Maltese Islands. *Xjenza Online*, 3 :153-164 - Journal of The Malta Chamber of Scientists.
- La Riviere M., Delavenne J., Janson A.-L., Andres S., de Bettignies T., Blanchet H., Decaris F.-X., Derrien R., Derrien-Courtet S., Grall J., Houbin C., Latry L., Le Gal A., Lutrand A., Menot L., Percevault L., Tauran A., Thiebaut E., 2022. Fiches descriptives des habitats marins benthiques de la Manche, de la Mer du Nord et de l'Atlantique. *PatriNat* (OFB-CNRS-MNHN), Paris : 578 pp.
- Lam K., Shin P.K.S., Bradbeer R., Randall D., Ku K.K.K., Hodgson P., Cheung S.G., 2005. A comparison of video and point intercept transect methods for monitoring subtropical coral communities. *In Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 333 (2006) 115–128.
- Le Moal M. & Aish A., 2013. Développement d'indicateurs benthiques DCE (benthos récifal et herbiers de phanérogames) dans les DOM. 49 p.

- Lepareur F., 2011. Evaluation de l'état de conservation des habitats naturels marins à l'échelle d'un site Natura 2000 – Guide méthodologique - Version 1. Février 2011. Rapport SPN 2011 / 3, MNHN, Paris, 55 pages.
- Marre G., De Almeida Braga C., Ienco D, Luque S., Holon F., Deter J., 2020. Deep convolutional neural networks to monitor coralligenous reefs: Operationalizing biodiversity and ecological assessment. 32 p.
- Meddad-Hamza A., 2017. Stratégie d'échantillonnage en écologie. Rapport d'expertise. 34 p.
- Obura D., 2014. Manuel de suivi des récifs coralliens. Iles du sud-ouest de l'océan Indien. 74 p.
- Obura D.O., Aeby G., Amorntthamarong N., Appeltans W., Bax N., Bishop J., Brainard R.E., Chan S., Fletcher P., Gordon T.A.C., Gramer L., Gudka M., Halas J., Hendee J., Hodgson G., Huang D., Jankulak M., Jones A, Kimura T, Levy J, Miloslavich P, Chou LM, Muller-Karger F, Osuka K, Samoilys M, Simpson SD, Tun K and Wongbusarakum S (2019) Coral Reef Monitoring, Reef Assessment Technologies, and Ecosystem-Based Management. *Front. Mar. Sci.* 6:580. doi: 10.3389/fmars.2019.00580
- Özalp H.B., 2019. Biodiversity of marine caves and cave-like formations around the Northern Aegean islands of Turkey (Gökçeada and Bozcaada). In Öztürk B. (Ed.) 2019. Marine Caves of the Eastern Mediterranean Sea. Istanbul Pub. of Turkish Marine Research Foundation (TUDAV) Turkish Marine Research Foundation (TUDAV) n°53: 166-185.
- Piazzì L., Gennaro P, Cecchi E., Bianchi C.N., Cinti M.F., Gatti G., Guala I., Morri C., Sartoretto F., Serena F., Montefalcone M., 2021. Ecological status of coralligenous assemblages: Ten years of application of the ESCA index from local to wide scale validation, *Ecological Indicators*, Volume 121, 107077.
- Petricioli D, Bakran-Petricioli T, 2019. Status of knowledge on marine cave environments of the croatian adriatic coast. 19-24.
- Popovský J., Ortéga G., 2022. Evaluation écosystémique des habitats 1170-6 et 1170-7 – Côte Basque. 17 p + annexes.
- Popovský J., Ortéga G., Barbier P., 2022. Habitat 1170. Tombants du sud du golfe de Gascogne. Premiers résultats. 15 p.
- Rastorgueff P.A., Bellan-Santini D., Bianchi C.N., Bussotti S., Chevaldonné P., Guidetti P., Harmelin J.G., Montefalcone M., Morril C., Perez T., Ruitton S., Vacelet J., Personnis S., 2014. An ecosystem-based approach to evaluate the ecological quality of mediterranean undersea caves. In 1st Mediterranean Symposium on the conservation of Dark Habitats. pp 57-62.
- Romero G.O., Gonçalves-Souza T., Viera C., Koricheva J., 2015. Ecosystem engineering effects on species diversity across ecosystems : a meta-analysis. In *Biological Reviews*, vol. 90, Issue 3. pp 877-890.
- Rosso A, Gerovasileiou V, Sanfilippo R., Guido A., 2019. Undisclosed bryodiversity of submarine caves of the Aegean Sea (eastern Mediterranean). In 2nd Mediterranean Symposium on the conservation of Dark Habitats (Antalya, Turkey, 16 January 2019). Pp 47-52.
- Ruitton S., Boudouresque C., Personnic S., David R., 61 Mediterranean Marine Scientists and F. Renaud, 2013. An ecosystem-based, approach to evaluate the status of mediterranean ecosystems habitats. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit*, 40. p 577.
- Ruitton S., Boudouresque C.F., Thibaut T., Rastorgeff P.A., Personnic S., Boissery P., Daniel B., 2017. Guide méthodologique pour l'évaluation écosystémique des habitats marins. MOI publ., 161 p.

Sartoretto S., 2012. Mise au point d'un indice global d'évaluation de l'état de conservation des formations coralligènes. RST.ODE/LER-PAC/12-09. 24 p.

Sartoretto S., David R., Aurelle D., Chenuil A., Guillemain D., Thierry de Ville d'Avray L., Féral J.P., Cinar M.E., Kipson S., Arvanitidis C., Schohn T., Daniel B., Sakher S., Garrabou J., Gatti G., Ballesteros E., 2014. An integrated approach to evaluate and monitor the conservation state of coralligenous bottoms : the INDEX-COR method. *In* 2nd Mediterranean Symposium on the conservation of Coralligenous & other Calcareous Bio-Concretions (Portorož, Slovenia, 29-30 October 2014). pp159-164.

Sempere-Valverde J., Sabino L.A., Espinosa F., Gerovasileiou V., Sanchez-Tocino L., Navarro-Barranco C., 2019. Long-term spatio-temporal dynamics of sessile benthos in a shallow marine submerged cave in the western Mediterranean Sea. *In* 2nd Mediterranean Symposium on the conservation of Dark Habitats (Antalya, Turkey, 16 January 2019). pp 53-58.

Teixidó N., Albajes-Eizagirre A., Bolbo D., Le Hir E., Demestre M., Garrabou J., Guigues L., Gili J.M., Piera J., Prelot T., Soria-Frisch A., 2011. Hierarchical segmentation-based software for cover classification analyses of seabed images (Seascape). *Marine Ecology Progress Series* 431 : 45-53.

Trygonis V. & Sini M., 2012. PhotoQuad: a dedicated seabed image processing software, and a comparative error analysis of four photoquadrat methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 424-425 : 99-108.

UNEP/MAP-SPA/RAC, 2021. Plan d'action pour la conservation des habitats et espèces associés aux monts sous-marins, aux grottes sous-marines et canyons, aux fonds durs aphotiques et phénomènes chimio-synthétiques en mer Méditerranée (Plan d'action pour les Habitats Obscurs). Ed. SPA/RAC, Tunis : 32 pp.

Wilson J & Green A., 2009. Biological monitoring methods for assessing coral reef health and management effectiveness of Marine Protected Areas in Indonesia. Version 1.0. TNC Indonesia Marine Program Report 1/09. 44 pp.

ANNEXE 1 : PERTINENCE DES METHODES DE COLLECTE DES DONNEES POUR LA DEFINITION DE ZNIEFF (DORÉNAVANT)

Tableau 6 : Synthèse de la pertinence des méthodes de collecte (voir tableaux des parties 3.1.1 à 3.1.3 pour le détail) selon l'étage, la taille et le type d'organisme collectés. Un ✓ indique que la méthode est pertinente, un ✓ indique que la méthode est en partie pertinente, un ✦ indique que la méthode nécessite des adaptations et un ✗ indique que la méthode n'est pas adaptée.

Méthode	Etage			Taille des organismes prélevés					Type d'organisme			
	Supralittoral et médiolittoral	Subtidal côtier	Subtidal du large	Méio <1 mm	Petits Macro <1 cm	Moyens Macro 1-5 cm	Gros Macro >5 cm	Encroûtante	Fixé	Mobile	Endogé	Colonisateur
Recensement visuel	✓	✓	✗	✗	✗	✓	✓	✓	✓	✓	✗	✗
Transect point contact	✓	✓	✗	✗	✗	✓	✓	✓	✓	✗	✗	✗
Transect ligne contact	✓	✓	✗	✗	✗	✓	✓	✓	✓	✗	✗	✗
Transect bande	✓	✓	✗	✗	✗	✓	✓	✓	✓	✓	✗	✗
Quadrat	✓	✓	✗	✗	✗	✓	✓	✓	✓	✗	✗	✗
Quadrat photographique	✓	✓	✗	✗	✗	✓	✓	✓	✓	✗	✗	✗
Caméra suspendue	✗	✓	✓	✗	✗	✓	✓	✓	✓	✗	✗	✗
ROV	✗	✓	✓	✗	✗	✓	✓	✓	✓	✗	✗	✗
Grattage	✓	✓	✗	✓	✓	✓	✓	✗	✓	✓	✗	✗
Aspirateur à air comprimé	✗	✓	✗	✓	✓	✓	✗	✗	✓	✓	✓	✗
Délitage	✓	✓	✗	✓	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✓	✗
Fauchage	✗	✓	✗	✓	✓	✓	✓	✗	✗	✓	✗	✗

ANNEXE 2 : PERTINENCE DES PARAMETRES MESURES POUR LA DEFINITION DE ZNIEFF (Dore, 2015)

Tableau 7 : pertinence des paramètres mesurés pour l'identification intérêts ZNIEFF Marines. Qualification des données nécessaires : qualification suffisante (X), qualification insuffisante (-). Qualification des coûts : faibles (+), moyens (++) , importants (+++) et très importants (++++). Qualification du niveau de pertinence : le paramètre ne permet pas d'identifier l'intérêt (x), le paramètre permet d'identifier l'intérêt avec une précision faible (✓), moyenne (✓✓) ou forte (✓✓✓).

Paramètre	Qualification des données nécessaires			Coût	Intérêt Faunistique et Floristique	Intérêts Ecologiques								Délimitation des zones
	Qualitatives	Semi-quantitatives	Quantitatives			Habitats	Zone de forte biodiversité	Fonction de forte productivité biologique	Zone particulière d'alimentation	Zone particulière liée à la reproduction	Fonction de réserve biogénétique	Connectivité écologique	Fonction de passage vers le lieu de ponte (Tortue marines)	
Présence/Absence	X	x	x	+	✓✓	✓	✓✓✓	x	x (faune mobile)	x (faune mobile)	x	✓	✓	✓✓
Abondance estimée	-	X	x	++	✓✓✓	✓✓✓	✓✓✓	✓	x (faune mobile)	x (faune mobile)	x	✓✓	✓✓	✓✓✓
Abondance	-	-	X	+++	✓✓✓	✓✓✓	✓✓✓	✓✓	x (faune mobile)	x (faune mobile)	x	✓✓✓	✓✓✓	✓✓✓
% de recouvrement	-	X	X	+++	✓✓✓	✓✓✓	✓✓✓	✓	x (faune mobile)	x (faune mobile)	x	✓✓	x	✓✓✓
Biomasse	-	X	X	++++	x	x	x	✓✓✓	x (faune mobile)	x (faune mobile)	x	x	x	x

ANNEXE 3 : PARAMETRES OBLIGATOIRES ET ADDITIONNELS POUR LE SUIVI DU BENTHOS DE SUBSTRATS DURS (GT DCE REUNION, 2012)

Tableau 6 : Paramètres obligatoires pour le suivi "Benthos de substrats durs" du RCS DCE (HC : "Hard Coral"= Corail dur)

Méthode	Compartiment	Paramètres	Métriques
L.I.T Line Intercept Transect	Corail "dur" (HC, "Hard Coral")	Vitalité	% relatif au substrat colonisable
		Couverture corallienne	% de recouvrement de HC total
		Part relative des genres	% relatif, au sein de HC total
		Part relative des principales formes	% relatif, au sein de HC total
	Alcyonaire	Vitalité	% relatif au substrat colonisable
		Couverture	% de recouvrement d'Alcyonaire total
	Algue	Part de chaque groupe fonctionnel par rapport algues totales	% relatif au peuplement "algue" total
	Corail mort	Part corail mort (colonie encore sur pied aisément différenciable d'un substrat calcaire quelconque)	% relatif à l'ensemble Corail mort + Corail vivant
Belt Transect	Invertébrés benthiques vagiles	Abondance de taxon cible du type holothurie, oursin herbivore (ex : <i>Diadema</i> et <i>Echinometra</i>), <i>Acanthaster planci</i> , bémurier, autre macro bivalve (à définir les espèces cibles).	Densité
Quadrat	Recrutement corallien	Nombre par classe de taille (<2cm et compris entre 2 et 5cm) par grande catégorie (groupe fonctionnel)	Densité et % relatif au sein de HC total
	Algues dressées	Couverture	% de recouvrement des algues total

Tableau 7 : Paramètres additionnels pour le suivi "Benthos de substrats durs" du RCS DCE(HC : "Hard Coral"= Corail dur)

Méthode	Compartiment	Paramètres	Métriques
L.I.T Line Intercept Transect	Corail "dur" (HC, "Hard Coral")	Santé générale des coraux vivants : Présence de Nécroses / Maladies	Observation / Non Observation
		Part corail blanchi sur corail vivant	% relatif, au sein de HC total
		Couverture corail blanchi	% de recouvrement de HC blanc total

Les protocoles décrits dans ce chapitre sont directement issus du "Methods for Ecological Monitoring of Coral Reefs" d'après Hill & Wilkinson (2004).

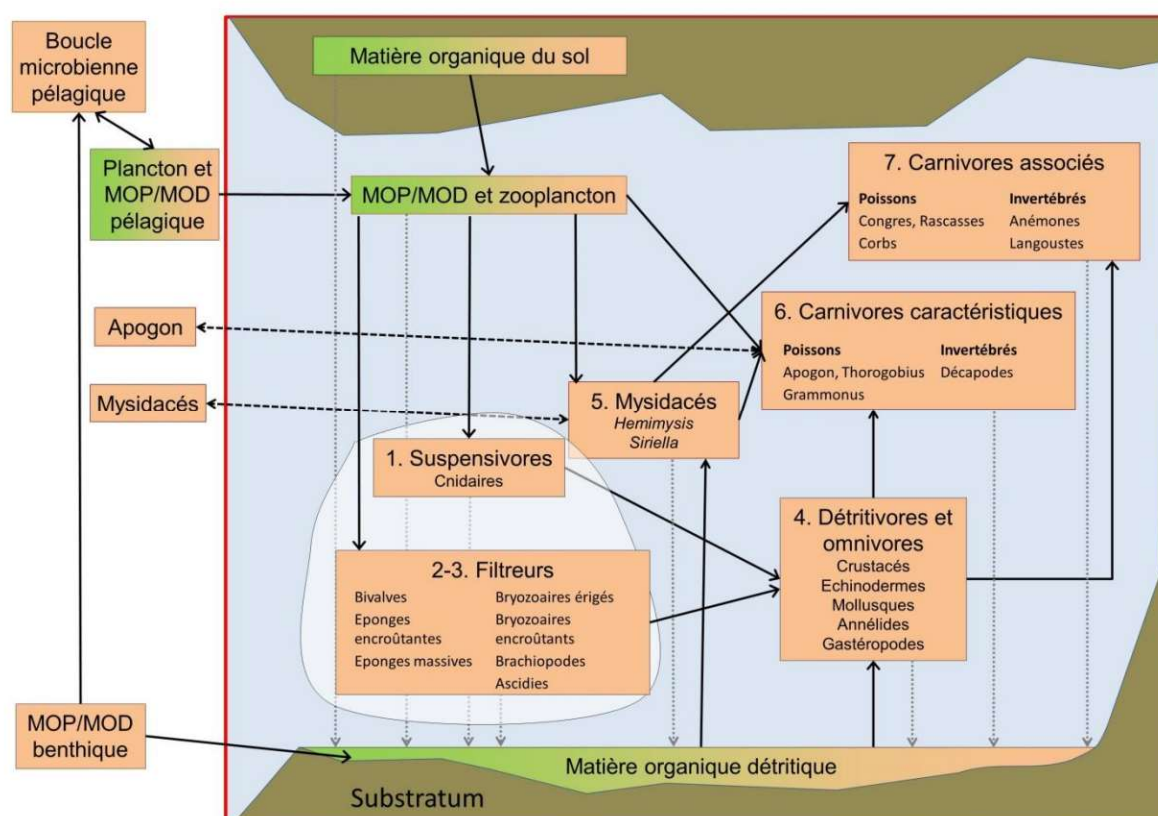
ANNEXE 4 : EXTRAIT DE L'ÉVALUATION ECOSYSTEMIQUE DES GROTTES (RUITTON ET AL., 2017)

Trois protocoles sont mis en œuvre pour étudier les grottes sous-marines :

1. Observations in situ et photographie qui serviront à évaluer le nombre de strates des filtreurs et des suspensivores (compartiments 1, 2 et 3), lister les espèces détritivores et omnivores (compartiment 4), les carnivores caractéristiques (compartiment 6), et les carnivores associés (compartiment 7) ;

2. Des quadrats photo de 1 m² qui seront analysés pour le recouvrement des suspensivores et des filtreurs (compartiments 1, 2 et 3), des Cliona pp. (compartiment 4) et le recouvrement de la matière organique benthique (compartiment 9) ;

3. Des comptages de détritivores et omnivores d'une espèce durant 5 minutes dans toute la grotte (compartiment 4), des comptages des cérianthes à l'entrée de la grotte (compartiment 7) et une évaluation semi-quantitative des mysidacés dans la grotte (compartiment 5).



Les 7 compartiments fonctionnels sont évalués par un ensemble de paramètres permettant de calculer l'état écologique de l'écosystème des grottes sous-marines. La stratification verticale (nombre de strates verticales des filtreurs et des suspensivores) des compartiments 1, 2 et 3 est un paramètre

supplémentaire qui est pris en compte ici et qui concerne l'ensemble des filtreurs et des suspensivores. Son poids est de 2. Les paramètres sélectionnés sont évalués sur une échelle semi-quantitative de 0 (mauvais) à 4 (très bon) permettant de définir le statut (S) ou état du compartiment (Tableau 34). Un compartiment peut être estimé à partir d'un ou plusieurs paramètres comme par exemple les compartiments 4 et 6. Dans le cas de l'utilisation de plusieurs paramètres pour l'évaluation d'un compartiment, le statut final du compartiment sera obtenu par la moyenne du statut des deux paramètres. Le poids (W) d'un compartiment est défini selon son importance pour le fonctionnement de l'écosystème. Pour chaque paramètre, une échelle semi-quantitative permet de définir son état ou statut (S) de 0 (mauvais) à 4 (très bon).

Pour calculer l'EBQI, on additionne tous les statuts pondérés de tous les compartiments étudiés puis on divise cette somme par la somme maximale réalisable. Par convention ce rapport est converti en note sur 10.

Les classes permettant de caractériser l'état écologique d'un écosystème, de très bon à mauvais, correspondent au découpage de la note EBQI sur 10.

Chaque estimation d'EBQI est accompagnée d'un indice de confiance (IDC).

Rédaction : Josiane Popovský – CAPENA

Relecture : Laurent Soulier – CAPENA, Aurélie Lutrand - OFB

Photographie de couverture : CAPENA

Mise en page et infographie : CAPENA / OFB / Marha

Ce document a été réalisé avec le soutien financier du programme Life de l'Union européenne, dans le cadre du projet Life intégré Marha (LIFE16 IPE/FR001). Le contenu de ce document n'engage que ses auteurs et la Commission européenne ne peut être tenue responsable de l'utilisation qui pourrait être faite des informations qu'il contient.

Marha poursuit l'objectif de rétablir et de maintenir le bon état de conservation des 9 habitats marins d'intérêt communautaires présents en France métropolitaine. Il mobilise l'ensemble des acteurs impliqués dans la gestion des sites Natura 2000 marins ou littoraux désignés au titre de la Directive Habitat Faune Flore (mer et lagunes méditerranéennes).

Contact : life.marha@ofb.gouv.fr

Site internet : www.life-marha.fr | Suivez-nous sur LinkedIn : www.linkedin.com/groups/13618978

